



L'incinération des déchets en Île-de-France : Considérations environnementales et sanitaires

Décembre 2005

Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région d'Île-de-France
15, rue Falguière
75740 Paris cedex 15
Tel : 01 53 85 75 60 – Fax : 01 53 85 75 82 – <http://www.iaurif.org>
Directeur général : François DUGENY

Observatoire Régional de la Santé d'Île-de-France
21-23, rue Miollis
75015 Paris
Tel : 01 44 42 64 68 – Fax : 01 44 42 64 71
Directrice : Isabelle GREMY

Etude réalisée par Jean-Philippe CAMARD (ORS) et Antoine FRANCONI (Deur, IAURIF)
© IAURIF, décembre 2005

Contexte de l'étude	11
Objectifs, déroulement de l'étude	13
Première partie : caractères et contexte de l'incinération en Île-de-France	19
Généralités sur l'incinération	21
Part de l'incinération en France et en Île-de-France	23
La contribution des incinérateurs à la pollution ambiante	23
Les mécanismes et les voies de libération de la pollution	25
Une épuration des fumées encadrées par des normes sévères	27
Un impact sur les milieux à relativiser	33
Les rejets de l'incinération des déchets en Île-de-France	35
Les déchets concernés par l'incinération	37
Les déchets ménagers	37
Production	37
Composition	39
Les déchets ménagers spéciaux	39
Les déchets industriels banals	40
Les déchets industriels spéciaux	40
Les boues d'épuration	41
Les déchets d'activités de soins	41
Les incinérateurs franciliens et la réglementation	43
Une mise au normes à compléter	47
Un potentiel de pollution important	51
La pollution confinée : REFIOM et effluents de lavage des fumées	55
La pollution rejetée : émissions atmosphériques et mâchefers	57
Les émissions atmosphériques	57
Les particules	57
Les métaux lourds	57
Les dioxines et furannes	63
Le dioxyde de soufre	69
Les oxydes d'azote	69
Les mâchefers	69
Mâchefers et métaux lourds	71
Mâchefers et PCDD/F	75
Transfert des dioxines des mâchefers vers le sol	75
L'impact sur l'environnement de la valorisation des mâchefers	77

Deuxième partie : la part de l'incinération à la pollution de l'écosystème francilien	79
La pollution historique	81
Les mâchefers d'incinération d'ordures ménagères	82
Les REFIOM	82
Le cas des dioxines et furannes	83
L'impact des émissions et des retombées atmosphériques	84
L'impact dans les sols	89
Conclusion	91
Troisième partie : Incinération et santé	93
Evaluation de l'exposition	97
Les différentes voies d'exposition	97
Influence des polluants sur l'importance de l'exposition	98
Connaissance de l'exposition des populations	98
Existence de populations sensibles	101
L'impact de l'incinération sur les voies d'exposition aux polluants	103
La part de l'incinération dans la pollution de l'air	103
La part de l'incinération dans la pollution des sols	111
La part de l'incinération dans la pollution de la chaîne alimentaire	117
Données sur la contamination de l'Homme	133
Les métaux	133
Les dioxines	135
Les effets sanitaires de l'incinération	143
L'impact de l'incinération sur les maladies respiratoires	145
L'impact de l'incinération sur la reproduction et le développement	147
L'impact de l'incinération sur les cancers	150
Conclusions	153
Quatrième partie : les incinérateurs franciliens et leur environnement	155
Conclusion :	
bilan de l'incinération en Île-de-France : propositions, recommandations	203
Bibliographie	211
Annexes	227

Tab. 1 : Quelques uns des avantages et inconvénients de l'incinération	22
Tab. 2 : Production des déchets des ménages et des entreprises	22
Tab. 3 : Incinération des ordures ménagères et des déchets banals en France en 2000 et 2002	22
Tab. 4 : Le traitement des déchets ménagers en Île-de-France (2002), en tonnes	24
Tab. 5 : Source principale des métaux et des composés de gaz acides dans les déchets ménagers	24
Tab. 6 : Teneur moyenne des métaux lourds des ordures ménagères (en mg/kg de MS)	24
Tab. 7 : Procédés d'incinération et résidus incombustibles	30
Tab. 8 : Principales réglementations de l'incinération et valeurs seuils	31
Tab. 9 : Emission de métaux lourds par secteurs d'activité	32
Tab. 10 : Emission de POPs par secteurs d'activité	32
Tab. 11 : Production d'ordures ménagères en 1999	36
Tab. 12 : L'incinération des déchets en Île-de-France	42
Tab. 13 : La mise aux normes des incinérateurs franciliens	46
Tab. 14 : Programme de modernisation des incinérateurs franciliens	50
Tab. 15 : Estimation des quantités en tonnes de polluants, sauf pour PCDD/F (en grammes) libérées en l'absence de dépollution	52
Tab. 16 : Estimation des quantités de polluants contenus dans les cendres volantes en l'absence de dépollution	52
Tab. 17 : Composition des REFIOM	54
Tab. 18 : Production annuelle de REFIOM en Île-de-France et flux de métaux lourds	54
Tab. 19 : Métaux lourds rejetés dans l'atmosphère par les incinérateurs franciliens	56
Tab. 20 : Emissions de dioxine en France, en 2002, et principales sources	62
Tab. 21 : Flux de PCDD/F, en grammes par an	64
Tab. 22 : Composition des mâchefers d'UIOM	70
Tab. 23 : Moyenne des analyses en ETM et POPs dans les MIOM et MIDIS	70
Tab. 24 : Potentiel en métaux lourds des mâchefers franciliens	70
Tab. 25 : Potentiel de relargage des métaux contenus dans les mâchefers	72
Tab. 26 : Production de mâchefers	72
Tab. 27 : Valeurs moyennes de PCDD/F dans les mâchefers (En ng I – TEQ/kg de MS)	74
Tab. 28 : Teneurs en PCDD/F dans différents matériaux (en ng I-TEQ/kg)	74
Tab. 29 : Hypothèses sur le devenir des mâchefers en Île-de-France	76

Tab. 30 : Part des principaux polluants issus des émissions atmosphériques imputable à l'incinération	80
Tab. 31 : Retombées atmosphériques pour quelques métaux	88
Tab. 32 : Apport de métaux lourds dans les sols	88
Tab. 33 : Potentiel polluant des mâchefers et des REFIOU	90
Tab. 34 : Concentration dans l'air de quelques polluants en fonction de différentes situations	104
Tab. 35 : Teneurs en dioxines dans l'air mesurées en Europe (en fg/m ³)	106
Tab. 36 : Eléments traces métalliques dans les sols (en mg/kg de terre fine)	110
Tab. 37 : Normes de contamination des ETM (en mg/kg de matière sèche)	110
Tab. 38 : Concentration en PCDD/F (en pg I-TEQ/g de sol) dans les sols de quelques pays européens	112
Tab. 39 : Concentrations de fond en PCDD/F (en pg I-TEQ/g de sol) relevées dans la littérature	112
Tab. 40 : Teneurs en dioxines dans le sol à proximité d'incinérateurs	114
Tab. 41 : Concentrations en Pb, Cd et Hg dans quelques aliments	118
Tab. 42 : Concentrations médianes et maximales en Cd, Pb et Zn dans quelques légumes cultivés dans des jardins témoins et contaminés par les retombées atmosphériques d'un site métallurgique et pourcentage d'analyses dépassant la valeur réglementaire (En mg/kg de MS)	120
Tab. 43 : Teneurs en dioxines mesurées dans des végétaux cultivés autour d'incinérateurs	121
Tab. 44 : Teneurs de fond en Pb, Cd et Hg mesurées dans certains produits carnés, le lait et les œufs	124
Tab. 45 : Valeurs réglementaires dioxine pour quelques aliments (afssa)	126
Tab. 46 : Valeurs guides pour le lait et les produits laitiers (SFSP, 1998)	128
Tab. 47 : Concentrations moyennes en dioxines dans le sang	138

Figure 1 : schéma simplifié de l'incinération des déchets ménagers	28
Figure 2 : Evolution de la production des déchets (en tonnes)	36
Figure 3 : Composition des déchets franciliens	38
Figure 4 : Le parc des incinérateurs des déchets d'Île-de-France	42
Figure 5 : Chronologie des incinérateurs en Île-de-France	44
Figure 6a et 6b : Emissions de métaux en 2002	48
Figure 7 : Teneurs de PCDD/F émises par les incinérateurs franciliens	50
Figure 8 : Emission de PM, en tonnes, liée à l'incinération	56
Figure 9 : Flux des émissions atmosphériques de métaux lourds des UIOM franciliennes en 2002 et 2003	58
Figure 10 : Répartition par département des émissions de métaux lourds issus de l'incinération en 2002	58
Figure 11 : Emission de métaux, en kg, par 1000 tonnes de déchets incinérés	60
Figure 12 : Variation des émissions de métaux lourds	60
Figure 13 : Variation des émissions de métaux lourds (suite)	60
Figure 14 : Corrélation entre la capacité d'incinération et les émissions de PCDD/F	62
Figure 15 : Emissions atmosphériques de PCDD/F imputables à l'incinération en Île-de-France	66
Figure 16 : Flux de PCDD/F dans les rejets atmosphériques des UIOM franciliennes (valeurs 2003, en mg par 10 000 tonnes de déchets incinérée)	66
Figure 17 : Emissions (en tonnes) de SO ₂ , en Île-de-France, liées à l'incinération des déchets	68
Figure 18 : Emissions (en tonnes) de NO _x , en Île-de-France, liées à l'incinération des déchets	68
Figure 19 : Moyenne des concentrations de métaux lourds dans les mâchefers	70
Figure 20 : Utilisation des mâchefers par département	74
Figure 21 : Carte des principaux émetteurs de PCDD/F en Île-de-France	86
Figure 22 : Sources des retombées atmosphériques pour les métaux	88
Figure 23 : Voies d'exposition aux émissions des incinérateurs	96
Figure 24 : Résultats des mesures de dioxines dans le lait recueilli à une distance de moins de 5 km autour d'usines d'incinération d'ordures ménagères françaises en fonctionnement en 2003.	130

Figure 25 : Résultats des mesures de dioxines dans le lait recueilli à une distance entre 5 et 10 km autour d'usines d'incinération d'ordures ménagères françaises en fonctionnement en 2003.	130
Figure 26 : Teneur en PCDD/F dans le lait maternel (données regroupées) dans différents pays	136
Figure 27 : Concentration moyenne de PCDD/F dans le plasma d'espagnols (en pg I-TEQ/g de MG)	140
Figure 28 : Concentration moyenne de dioxines et de PCB chez des individus potentiellement exposés et d'autres sans exposition particulière (en pg I-TEQ _{OMS} /g de MG)	140

ADEME : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AFSSA : Agence française de sécurité sanitaire des aliments
AFSSE : Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement
ASTEE : Association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement
ATSDR : Agency for toxic substances and disease registry
CET : Centre d'enfouissement technique
CIT : Centre intégré de traitement (des déchets ménagers)
CITEPA : Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique
COT : Composés traces organiques
COVNM : Composés volatils non méthanisables
CPP : Comité de la prévention et de la précaution
CSHP : Conseil supérieur d'hygiène publique
DIB : Déchets industriels banals
DIS : Déchets industriels spéciaux
DMS : Déchets ménagers spéciaux
DRIRE : Direction régionale de l'industrie et de la recherche
HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques
INERIS : Institut national de l'environnement industriel et des risques
INSERM : Institut national de la santé et de la recherche médicale
InVS : Institut de veille sanitaire
ITOM : Installation de traitement des ordures ménagères
LMNH : Lymphome mou non hodgkinien
MATE : Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement (remplacé par MEDD)
MEDD : Ministère de l'environnement et du développement durable
MIDIS : Mâchefers d'incinération de déchets industriels spéciaux
MIOM : Mâchefers d'incinération d'ordures ménagères
MODECOM : Méthode de caractérisation des ordures ménagères
OMS : Organisation mondiale de la santé
ORDIF : Observatoire régional des déchets d'Île-de-France
PCB : Poly-chloro-biphényles
PCDD/F : Poly-chloro-dibenzo-dioxines/furannes
PM : Particulate matter
POLDEN : Pollution – Déchets – Environnement

POPs : Polluants organiques persistants

PVC : Poly-chlorure de vinyle

REFIOM : Refus des fumées d'incinération d'ordures ménagères

SFSP : Société française de santé publique

SIOM : Syndicat d'incinération des ordures ménagères de Villejust

SMITOM : Syndicat mixte de traitement des ordures ménagères

SYCTOM : Syndicat intercommunal de traitement des ordures ménagères de l'agglomération parisienne

TEF : Toxic equivalent factor

TEQ : Toxic equivalent quantity

TOM : Tonne d'ordures ménagères

UIOM : Usine d'incinération des ordures ménagères

VCI : Valeur de constat d'impact

Contexte de l'étude

L'incinération est le mode de traitement des déchets qui mobilise le plus l'attention et suscite le plus d'inquiétude, à tout le moins d'interrogations, sur des possibles effets sur la santé humaine. Ces effets ont en particulier été mis en avant dans les études consacrées à l'émission de polluants organiques persistants (POPs), notamment les dioxines, lors de la combustion des déchets.

Au cours des dernières années, de nombreuses institutions, qu'elles soient internationales ou nationales, ont rédigé des rapports d'expertise et émis des recommandations traitant des dangers de l'incinération en général, ou plus spécifiquement des dioxines et furannes. Les principaux rapports et recommandations produits en France sont :

- la recommandation « Dioxines » du Comité de la prévention et de la précaution (CPP) de 1998 ;
- le rapport de la Société française de santé publique (SFSP), publié en 1999, sur l'évaluation des risques sanitaires encourus par les populations exposées aux effluents des incinérateurs ;
- l'expertise collective de l'Institut national de la santé et de la recherche médicale (INSERM) intitulé « Dioxines dans l'environnement, quels risques pour la santé ? » ;
- le rapport « Incinérateurs et santé, exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM, état des connaissances et protocole d'une étude d'exposition », réalisé par l'Institut de veille sanitaire (InVS) et par l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA) en 2003 ;
- la recommandation du CPP de 2004 relative aux incinérateurs d'ordures ménagères.

Les avis et recommandations émis par ces documents concernent plus particulièrement :

- l'amélioration de la connaissance des émissions (identification des principales sources, mesures fréquentes et en continu, choix de polluants traceurs),
- l'amélioration des connaissances sur l'exposition des individus (développement d'outils de modélisation notamment),
- la mise en place d'une surveillance sanitaire des populations riveraines de sites émetteurs de pollution (développement d'études épidémiologiques, estimation du niveau d'imprégnation des populations exposées, évaluation du risque encouru par des populations particulièrement sensibles (enfants, femmes enceintes)).

Travaux en cours

En 2004, l'InVS a mis en place une démarche nationale d'expertise sur l'exposition de la population aux dioxines. Parmi les missions que s'est fixée l'expertise figurent :

- la faisabilité d'une étude d'exposition aux dioxines à travers le dosage dans les liquides biologiques ;
- la proposition d'axes de recherche, notamment épidémiologiques, sur les impacts sanitaires pour les populations résidant à proximité des incinérateurs.

La relation entre l'incidence des cancers à proximité des incinérateurs de douze départements français sera étudiée grâce à l'existence de registres des cancers dans ces départements. Bien que l'Île-de-France ne dispose pas de registres des cancers, le cas de l'ancien incinérateur de Vaux le Pénit, en Seine-et-Marne, sera pris en compte dans cette expertise dans la mesure où cette installation a rejeté avant sa fermeture des quantités importantes de dioxine (voir plus loin dans le rapport).

Avertissement concernant les données présentées dans le rapport

Les données relatives aux valeurs d'émissions et à la mise aux normes des incinérateurs sont celles qui concernent l'année 2004. En conséquence, certaines d'entre-elles risquent d'être obsolètes et dépassées à la date de publication du document, eu égard à l'avancement des travaux de modernisation, en cours, sur certaines installations.

Introduction

« Les déchets considérés comme dangereux, ceux auxquels sont associés des risques sanitaires, sont ceux qui défient les limites du naturel (par ses composants non biodégradables, par un excès qui perturbe l'autorégulation d'un équilibre naturel), du technologique (la pollution, ce qui s'échappe des installations industrielles – fumées, poussières, eaux usées – sont des déchets, résidus nuisibles des processus de production), qui créent des espaces sociaux nuisibles (l'anxiété émerge quand la distinction entre les espaces habités et espaces contaminés-pollués n'est plus préservée) »

Déchets et santé. Représentation des risques sanitaires liés aux déchets et à leur mode de traitement. Lhuilier et Cochin, ADEME, 1999.

Définition du cadre de l'étude

Les déchets ménagers génèrent des pollutions et sont à l'origine de risques sanitaires pouvant provenir de deux sources :

Le déchet en lui-même, source de danger lors de sa manipulation, ou lorsqu'il est livré à l'espace urbain collectif (celui qui ne va pas dans les poubelles, qui n'est pas ramassé), cause de malpropreté, source possible d'insalubrité avec, dans des cas extrêmes, dégradation des conditions sanitaires. En milieu rural, cette situation se concrétise surtout par des dépôts sauvages, plus susceptibles d'affecter le milieu que l'Homme directement.

Le traitement du déchet en vue de son élimination par les procédés que sont :

- **l'incinération**, source d'émissions atmosphériques (poussières et gaz), de résidus solides (REFIOM¹, mâchefers) et de rejets liquides, associée dans l'esprit du public à une pollution toxique,
- **la mise en décharge**, source d'une contamination possible du sol et des eaux souterraines et de nuisances pour les riverains,
- **le compostage**, qui produit un matériau fertilisant utilisable en agriculture mais qui peut aussi contribuer à contaminer les sols et induire des risques pour les personnels des usines de compostage et, dans une moindre mesure, pour les populations environnantes de ces sites.

Dans cette étude, il ne sera pas fait mention du risque associé au déchet comme tel, puisqu'il concerne surtout les professionnels appelés à le manipuler (éboueurs ou trieurs par exemple). Dans ce domaine, une réglementation particulière et des moyens de protection adaptés au personnel sont mis en oeuvre. S'agissant du traitement des déchets, seul le risque associé à l'incinération sera traité ici. Les possibles effets du compostage sur la santé humaine ont été abordés dans une précédente étude (IAURIF, ORS, 2004), et fait l'objet récemment d'une note synthétique (IAURIF, ORS, 2005), de même que les risques sanitaires liés à l'enfouissement des déchets (IAURIF, ORS, 2005 à paraître).

¹ Résidus de l'épuration des fumées de l'incinération des ordures ménagères.

Objectif de l'étude

L'objectif de ce document est de réunir les éléments d'information disponibles afin de tenter d'apporter des réponses aux interrogations suivantes :

- Quels sont les polluants émis par l'incinération ?
- Que sait-on aujourd'hui de leurs effets sur la santé ?
- Quelle est la situation de l'incinération en Île-de-France au regard, notamment, du risque sanitaire qu'elle est susceptible de faire courir à la population ?

Une analyse des données disponibles dans la littérature permettra d'identifier l'ensemble des substances dangereuses pour l'homme issues de l'incinération des déchets ; de quantifier, autant que le permettent les sources bibliographiques, les flux de polluants émis par les incinérateurs franciliens ; de qualifier l'environnement autour de chaque incinérateur, en terme de population et d'occupation du sol.

En revanche, cette démarche n'a l'objectif ni de quantifier l'exposition, ni d'évaluer, à fortiori, le risque sanitaire pour les populations vivant à proximité ou directement sous le panache des incinérateurs. Son objectif est avant tout d'attirer l'attention des pouvoirs publics et des décideurs sur la place de l'incinération des déchets en Île-de-France, l'état de son parc au regard de la réglementation, les flux de polluants émis et les enjeux sanitaires qu'ils représentent pour les populations et les activités humaines **potentiellement** exposées aux retombées atmosphériques générées par cette activité.

Si elle n'évalue pas le risque, la démarche engagée devrait cependant permettre de vérifier la plausibilité d'une exposition (en fonction des usages des milieux contaminés ou susceptibles de l'être, de l'existence de voies d'exposition potentielles). Elle permettrait également de caractériser les populations concernées pour orienter les éventuels choix en matière d'évaluation des risques et/ou d'études épidémiologiques et d'identifier les milieux (air, eau, sol, végétaux et animaux) pour lesquels il serait nécessaire de disposer d'information sur leur contamination.

L'étude comprend quatre parties :

- la première partie traite de l'incinération dans ses principes techniques et procédures juridiques, sa contribution à la pollution générale de l'environnement,
- la deuxième partie se focalise sur l'incinération en Île-de-France : les caractéristiques des déchets incinérés, l'évolution du parc des incinérateurs et les capacités disponibles ; l'état

du parc au regard de la réglementation ; la pollution imputable à l'incinération depuis l'utilisation de ce mode d'élimination des déchets et un bilan général de la pollution engendrée,

- la troisième partie, réalisée à partir d'une revue de la bibliographie, traite des effets sanitaires de l'incinération sur les populations vivant à proximité d'une installation de traitement,
- enfin, dans une dernière partie, seront présentés les incinérateurs franciliens et décrites les zones d'exposition probables aux polluants autour des principales unités.

Le présent document souhaite attirer l'attention sur l'importance de l'incinération en Île-de-France, la réalité des effets sanitaires aujourd'hui démontrés de certains de ses polluants, la nécessité d'une gestion rigoureuse, dans les règles de l'art, de ce procédé de traitement. Il constitue la première étape d'une démarche qui vise à préciser l'exposition de la population aux polluants, notamment des dioxines, et à sensibiliser l'opinion et les responsables sur les risques humains et économiques encourus.

Première partie :

Caractères et contexte de
l'incinération en Île-de-France

Généralités sur l'incinération

Tab. 1 : Quelques-uns des avantages et inconvénients de l'incinération

Avantages	Inconvénients
Réduction des volumes de déchets de 90%	Formation de cendres, de résidus polluants
Rapidité de traitement	Problème des seuils de rentabilité pour les petites unités
Pas de prétraitement (dans le cas des incinérateurs équipés de fours à grilles)	Production d'énergie électrique peu efficace dans la plupart des cas
Adaptation aux gros gisements	Investissements élevés
Possibilité de récupérer et valoriser l'énergie	Coûts de fonctionnement en forte croissance
Possibilité de récupérer les métaux	Empêche toute inflexion de la politique des déchets
Garantie de long terme	Oppositions sociales croissantes

Source : Miquel et Poignant, 1999

Tab. 2 : Production des déchets des ménages et des entreprises

MENAGES	ENTREPRISES
31,4 Mt	98,5Mt → 94 Mt
DECHETS DES MENAGES	DECHETS BANALS DES ACTIVITES ECONOMIQUES E TERTIAIRES
Déchets encombrants des ménages : 9,5 Mt	<ul style="list-style-type: none"> - Déchets des industries agroalimentaires : 43 Mt - Déchets de construction : 9Mt - Entreprises, 10 salariés et plus : 23 Mt - Entreprises, moins de 10 salariés : 6 Mt - Autres secteurs : 14 Mt
<p>Ordures ménagères (OM) au sens strict : 21,9 Mt</p> <p>ORDURES MENAGERES au sens large : 26,4 Mt</p>	<p>Déchets des artisans et petits commerçants collectés avec les OM : 4,5 Mt</p>

Source : ADEME, 2005

Tab. 3 : Incinération des ordures ménagères et des DIB² en France, en 2000 et 2002

Années	Quantités incinérées (en Kt)		Part de l'incinération dans le traitement	
	2000	2002	2000	2002
Ordures ménagères	10 186	10 789	42,2%	44,4%
Déchets des entreprises	826	982	7,6%	9,1%

Sources : ADEME, ITOM, 2002

² Déchets industriels banals

L'incinération est un mode de traitement des déchets qui consiste à les brûler à haute température (entre 850 et 1000°C). Elle est également appelée traitement thermique. Elle se différencie selon qu'il y ait ou non, lors de la combustion, récupération d'énergie. Aujourd'hui les incinérateurs modernes valorisent l'énergie produite sous forme de chaleur et/ou d'électricité.

Le traitement thermique des déchets permet de réduire de 70% leur masse et de 90% leur volume (tableau 1).

Les informations les plus récentes présentées ici sur le parc des incinérateurs franciliens concernent les années 2002, 2003 et 2004. Comme mentionné précédemment, certaines sont susceptibles de ne plus être valides au moment de la diffusion du rapport. C'est le cas notamment de la mise aux normes en cours d'un certain nombre d'unités, ainsi que des valeurs d'émissions des polluants dont il est à prévoir une réduction consécutive à l'amélioration des performances de l'ensemble du parc.

La part de l'incinération en France ...

Selon l'Agence de l'environnement et la maîtrise de l'énergie (ADEME, 2005), la France a produit en 2002 plus de 26 millions de tonnes de déchets ménagers. Près de la moitié de ces déchets (44,4%) a été incinérée avec une légère progression par rapport à 2000 (tableaux 2 et 3).

... et en Île-de-France

En Île-de-France, le principal mode de traitement utilisé pour les déchets ménagers est l'incinération (66%). Par ailleurs, plus de 70% des déchets ménagers collectés à Paris et en petite couronne sont incinérés (Tableau 4).

La contribution des incinérateurs à la pollution ambiante

L'impact de l'incinération des déchets sur la santé est un débat d'actualité. C'est un sujet sensible en France, notamment en région capitale, compte tenu de l'importance du parc des incinérateurs et de la vétusté d'un certain nombre d'entre eux. Le débat s'est amplifié récemment à la suite de la fermeture de l'incinérateur de Gilly-sur-Isère (département de la

Tab. 4 : Le traitement des déchets ménagers en Île-de-France (2002), en tonnes

	Incinération		Enfouissement		Tri des emballages		Valorisation organique		Total
Paris-petite couronne	2 220 738	72,3%	615 168	20%	203 192	6,6%	34 126	1,1%	3 073 224
Seine et Marne	220 705	39,7%	172 518	31,1%	64 408	11,6%	97 661	17,6%	555 292
Yvelines	444 414	72,4%	35 913	5,6%	70 657	11,5%	62 455	10,2%	613 439
Essonne	324 777	58,6%	63 720	11,5%	65 742	11,9%	99 557	18	553 796
Val d'Oise	302 524	58,9%	128 097	24,9%	43 387	8,4%	39 840	7,8%	513 848
Total	3 513 157	66,2%	1 015 416	19,1%	447 385	8,4%	333 637	6,3%	5 309 595

Source : ORDIF, 2004

Tab.5 : Source principale des métaux et des composés de gaz acides dans les déchets ménagers

	Plastiques	Cartons	Putrescibles	Métaux	Papiers	Verre	Incombustibles	DMS ³
Bore	X	X					X	
Cadmium	X		X	X				
Chrome	X			X		X	X	
Cobalt	X	X			X			
Cuivre	X		X	X				
Manganèse				X		X	X	X
Mercur	X		X					X
Nickel	X			X		X		
Plomb				X		X	X	
Zinc				X			X	X
Chlore	X		X		X			
Soufre	X	X	X		X		X	
Fluor	X	X	X		X		X	

Source : SFSP, d'après POLDEN 1995

Tab. 6 : Teneur moyenne des métaux lourds des ordures ménagères (En mg/kg de MS)

Pb	Cd	Hg	Cr	Cu	Ni	Zn	Bo	Co	Mn	As	Mo	Se
795	4,3	2,9	183	1 048	48	1 000	14	113	412	5,1	1,0	0,02

Source : POLDEN, 1995

³ Déchets ménagers spéciaux

Savoie)⁴ ; il a pris un relief particulier en Île-de-France, suite à la découverte de taux élevés de dioxines et furannes (PCDD/F) alentours de l'ancien incinérateur de Vaux-le-Pénil, et dont les médias s'en sont fait l'écho.

Les mécanismes et les voies de libération de la pollution

Les constituants des déchets contiennent des micropolluants reconnus pour leur toxicité. Grâce à la multiplication des analyses destinées à caractériser les déchets ménagers pour les besoins des collectes sélectives, leur composition chimique est aujourd'hui mieux connue, notamment les teneurs en métaux lourds, éléments traces organiques et constituants des gaz acides (ADEME, 1997). Les déchets ménagers spéciaux (DMS) qui concentrent tous les déchets toxiques rejetés par les ménages (piles, médicaments, huile de vidange, batteries...), ne contribuent majoritairement qu'aux teneurs en manganèse, mercure et zinc et, de façon insignifiante, pour les autres métaux dans la mesure où ils ne représentent qu'une faible proportion des ordures ménagères.

Le tableau 5 liste les constituants des déchets ménagers dans lesquels la présence des micropolluants métalliques, de chlore, de fluor et de soufre a été détectée (d'après les résultats de la campagne nationale sur la caractérisation des déchets lancée par l'Ademe en 1993⁵) ; le tableau 6 fournit les teneurs moyennes en métaux lourds des déchets.

Les plastiques et les métaux (comme il fallait s'y attendre pour ces derniers) en sont la source principale. Le verre contient du chrome, du manganèse et du plomb issus des colorants essentiellement (SFSP, 1999). Le **chlore** provient des plastiques (entre 50 et 75%, issu principalement du PVC), le **soufre** des combustibles non classés, le **fluor** des papiers et cartons pour plus de la moitié des quantités présentes.

La combustion des ordures ménagères en présence d'air dans les incinérateurs les transforme en gaz, tandis que les éléments combustibles (métaux, minéraux, verre) et les fractions imbrûlées

⁴ Les émissions de dioxines excédaient fortement les normes réglementaires ; elles ont conduit à des mesures aussi radicales que la destruction de cheptel et de plantes fourragères dans l'environnement de l'usine (voir plus loin).

⁵ MODECOM : Méthode de caractérisation des ordures ménagères (Ademe, 1993).

des déchets (consécutives à l'état de fonctionnement des fours) subsistent sous la forme de résidus solides. Ainsi, l'incinération d'une tonne d'ordures ménagères évacue dans l'atmosphère entre 680 et 730 kg de gaz contenant 65 à 70% d'azote, 5 à 10% d'oxygène, 5 à 10% de dioxyde de carbone issu de la combustion des déchets organiques et des plastiques, 10 à 20 % de vapeur d'eau, des poussières, du fluor, du chlore, du monoxyde de carbone, des métaux lourds, des oxydes d'azote. Il reste 250 à 350 kg de résidus incombustibles, une fraction immobilisée dans les fours (mâchefers), l'autre piégée dans les systèmes d'épuration des fumées (cendres volantes, cendres sous-chaudière, gâteau de filtration).⁶

L'incinération réduit le volume des déchets mais ne détruit pas totalement ses polluants (micropolluants métalliques et organiques⁷, gaz acides). Au contraire, elle les concentre dans les gaz de combustion (fumées) et, dans une moindre mesure, dans les résidus incombustibles de fond de four (mâchefers).

Les fumées (ou gaz) issues de la combustion véhiculent une grande partie des polluants contenus initialement dans les déchets (tableaux 5 et 6). En l'absence d'épuration avant leur évacuation à l'air libre, les gaz contiendraient (ADEME, 1997 ; Bicocchi, 1998) entre :

- 1 500 et 5 000 mg/Nm³ de poussières⁸ (également dénommées particules dans lesquelles se concentrent la plus grande partie des métaux et les polluants organiques persistants (POPs),
- 1 000 mg/Nm³ d'acide chlorhydrique (HCl) en moyenne,
- 50 à 250 mg/Nm³ de soufre (SO₂)
- 300 mg/Nm³ de NOx,
- 2,10⁻⁶ à 10⁻⁴ mg/Nm³ de Poly-chloro-dibenzo-dioxine/furannes (PCDD/F),
- 10 à 20 mg/Nm³ de plomb (Pb),
- 1,2 mg/Nm³ de cadmium (Cd),
- 0 à 200 mg/Nm³ d'Hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP),
- 0,8 à 1,5 mg/Nm³ de mercure (Hg).

⁶ La combustion des déchets dans les fours s'effectue à une température comprise entre 800 et 1000° C. La turbulence des gaz qui s'échappent de la masse incandescente des déchets entraîne des particules solides sous la forme de poussières, aussi dénommées cendres volantes, représentant entre 5 et 12% des résidus incombustibles.

⁷ Sauf les PCDD/F, détruits en grande partie par des températures de combustion supérieures à 850°C maintenues au moins pendant 2 secondes

⁸ Nm³ : Débit volumétrique des gaz rapporté à des conditions normalisées de température (0°C) et de pression (1,013 bar).

Sachant que l'incinération d'une tonne de déchets induit un flux de 5 800 Nm³ de gaz de combustion, les quantités moyennes émises par tonne de déchets incinérés seraient de :

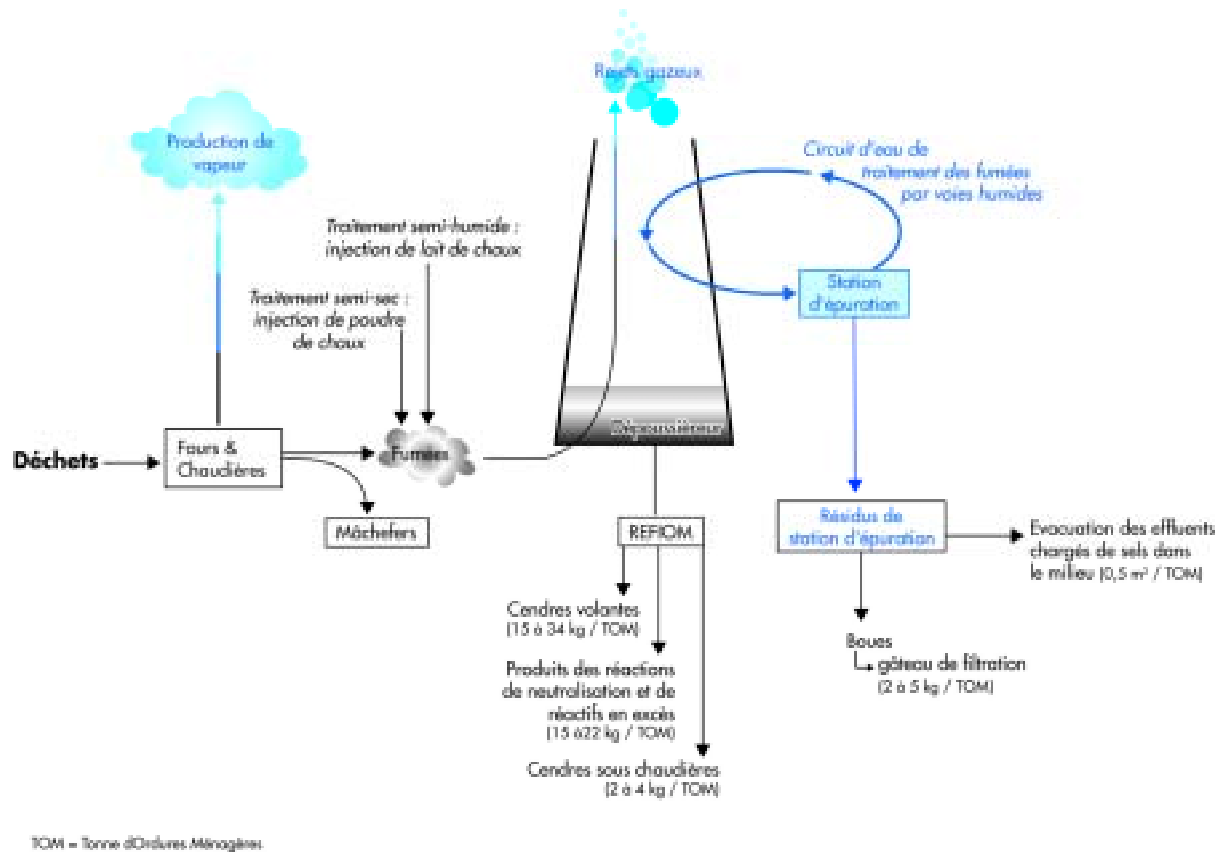
- 19 kg de poussières,
- 5,8 kg d'HCl,
- 2 kg de SO₂,
- 2,6 kg de NO_x,
- 480 g de Pb,
- 36,5 g de Hg,
- 0,29 mg de PCDD/F.

En fond de four, les produits imbrûlés (mâchefers) représentent 240 kg par tonne de déchets incinérés en moyenne, dans lesquels se concentre également une fraction des métaux lourds ; leur impact sur le milieu ne sera effectif que dans le cas de leur recyclage, notamment en voirie routière.

Une épuration des fumées encadrée par des normes sévères

La réglementation prescrit de traiter les fumées d'un incinérateur avant leur sortie dans l'atmosphère. Le procédé consiste à récupérer les poussières, les métaux lourds sous forme particulaire ou gazeuse, les composés organiques et les gaz acides qu'elles contiennent. Une fois récupérés, ces éléments vont former ce qu'il est convenu d'appeler les résidus de fumées d'incinération des ordures ménagères (REFIOM) qui regroupent des produits de neutralisation des gaz, des mélanges de cendres volantes, gâteaux de filtration issus du lavage des fumées et sels divers (figure 1). Tous ces résidus sont très toxiques et concentrent l'essentiel des métaux lourds présents dans les fumées. Leur volume est fonction du procédé d'épuration mis en œuvre (tableau 7) et des performances épuratoires des installations (selon que les incinérateurs respectent ou non les dernières normes dans ce domaine). De part leur toxicité, les REFIOM sont évacués en décharge de classe I après neutralisation de leurs éléments polluants (vitrification).

Figure 1 : schéma simplifié de l'incinération des déchets ménagers



La partie des polluants qui se retrouve dans la fraction incombustible laissée en fond de four (mâchefers) est soit neutralisée par l'enfouissement des mâchefers quand la solubilité des métaux qu'ils contiennent est élevée, soit traitée quand leur faible lixiviation permet le recyclage des mâchefers.

La mise en œuvre de la réglementation sur l'incinération s'est faite progressivement sur trois décennies (tableau 6). Les principales étapes sont présentées ci-dessous.

La première limitation imposée aux émissions remonte à 1972 et a concerné les poussières (**instruction technique du 6 juin 1972** relative aux installations d'incinération de résidus urbains, fixant les teneurs maximales admissibles de 0,15 à 1 g/ Nm³ de poussières en fonction des capacités horaires des fours). Elle a été remplacée, une quinzaine d'années plus tard, par **l'arrêté du 9 juin 1986** qui, en même temps qu'il abaissait le seuil pour les poussières, normalisait les émissions de HCl, des métaux lourds particuliers (la totalité) et gazeux (pour certains seulement : Cd et Hg). **L'arrêté du 25 janvier 1991** renforce encore les normes, étendues aux effluents liquides et fixe un seuil pour le SO₂. La **circulaire du 24 février 1997** étend aux UIOM les dispositions de l'arrêté du 10 octobre 1996 relatif à l'incinération et à la coïncinération des déchets dangereux. Cette disposition impose pour la première fois aux incinérateurs de déchets ménagers un seuil d'émission pour les dioxines et furannes.

La dernière réglementation en date (**arrêté ministériel du 20 septembre 2002 modifié**), outre les métaux lourds, les dioxines et furannes, normalise les rejets de dioxyde d'azote et de monoxyde de carbone dans les gaz d'émission.

L'arrêté ministériel de 2002 (applicable de facto aux nouvelles installations ; à partir du 28 décembre 2005 pour les unités anciennes) permettra un fort abattement de la pollution des incinérateurs : 99,8% pour les poussières, 95 à 98% pour les métaux lourds, 99% pour HCl, 95% pour HF, 83% pour SO₂, 50 à 60 % pour les NO_x, 95 à 99,9% pour les dioxines et furannes (SFSP, 1999). En Île-de-France, l'abattement pour les NO_x sera plus important (seuil d'émission fixé à 80 mg/m³ au lieu des 200 mg/m³ réglementaire de l'arrêté de 2002).

Tab. 7 : Procédés d'incinération et résidus incombustibles

Unité : kg par tonne d'ordures ménagères

	Voie humide	Voie semi-humide	Voie sèche
Procédé	Neutralisation des gaz réalisée après dépoussiérage en pulvérisant d'eau les fumées dans tour de lavage avec appoint de lait de chaux. Produits de neutralisation évacués avec les eaux de lavage ; les résidus solides du dépoussiérage constituent les cendres volantes .	Injection de lait de chaux dans les fumées, d'où : (1) neutralisation des gaz acides par formation de sels de calcium correspondants ; (2) condensation des métaux lourds sur les particules des sels ; (3) la captation des particules solides issues de la combustion (cendre) et du traitement par un filtre approprié.	Injection de réactif basique en poudre dans les fumées. Nécessité d'abaisser la température des gaz en dessous de 140°C avant injection. Les REFIOM sont composés de poussières initiales, des produits de la réaction des acides avec le réactif et de réactif en excès.
Mâchefers	230 – 270 kg	230 – 270 kg	230 – 270 kg
Cendres volantes	15 – 25 kg. Contiennent une part importante de la charge polluante des déchets.	15 – 25 kg	
Cendres sous chaudière	Absentes	2-5 kg	2-5 kg
Gâteau de filtration	1-10 kg	Pas de gâteau	Pas de gâteau
Effluent	0,5 m ³ /TOM ; contiennent des sels de réaction		
Performance	Un tel procédé présente une bonne captation des composés halogénés, mais il en résulte de nombreux nouveaux rejets (liquides chargés en sels, et difficulté de traiter les métaux lourds et les dioxines). Rendement supérieur aux traitements sec ou semi-sec.	Haut rendement de captation pour les métaux lourds (Hg et Cd) ; bonne neutralisation du SO ₂ ; absence de rejets liquides et possibilité d'adjonction de charbon actif pour améliorer les performances pour le Hg et les dioxines. Cette voie présente par contre l'inconvénient de nécessiter de grandes quantités de chaux.	Utilise soit la chaux, soit la soude comme réactif. Mise en œuvre simple et peu coûteuse ; pas de rejets liquides. Les inconvénients sont une consommation élevée de réactif, une exploitation peu souple, peu adaptée aux évolutions réglementaires, une inadéquation aux grosses unités.

Source : SFSP, 1999

Tab. 8 : Principales réglementations de l'incinération et valeurs seuils

	Arrêté du 6/6/72	Arrêté du 9/6/86	Arrêté du 25/01/91	Circulaire Lepage du 25/2/97	Arrêté du 20/09/02
Poussières	193	64	30	10	10
CO	1600	1600	100	50	50
HCl		128	50	10	10
HF			2	1	4
SO ₂			300	50	50
NO _x					200 ⁽¹⁾
CTO		9	20	10	10
Hg		0,38 ⁽²⁾	0,2 ⁽³⁾	0,05	0,05
Cd+Tl				0,05	0,05
Sb+As+Pb+Cr+Co +Cu+Mn+Ni+V+Sn		6,4 + 1,3 ⁽⁴⁾	5,0 + 1,0 ⁽⁵⁾	0,5	0,5 ⁽⁶⁾
Dioxines et furannes				0,1	0,1

Métaux, COT, gaz et acides : exprimés en mg/Nm³ – Pour les dioxines : en ng/Nm³ I-TEQ
Source : SFSP, 1999

(1) Pour les installations existantes dont la capacité nominale est supérieure à 6 t/h ou pour toutes les nouvelles installations. Cette valeur est égale à 400 mg/m³ pour les installations existantes de capacité nominale inférieure ou égale à 6 t/h.

(2) Limite pour Hg+Cd, sans prise en compte de Tl.

(3) Même chose que pour (2).

(4) 6,4 pour Pb+Cr+Co+Cu+Ni+Sn, et de 1,3 pour As (Sb + Mn + Vn ne sont pas pris en compte).

(5) 5,0 pour Pb+Cr+Cu+Mn, et de 1,0 pour Ni+As.

(6) pour les métaux suivants : Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V+Sn.

Tab. 9 : Emission de métaux lourds par secteurs d'activité

Données de l'année 2002, en tonnes

Elément	(I)	(II)	(III)	(IV)	(V)	Total	Commentaires
Cd	1,9	7,2	0,4	0	0	9,6	Dans le secteur (II) impact majoritaire de l'incinération. Baisse des teneurs entre 1990 et 2002 due au traitement des fumées
Hg	4,7	6,7	0,3	0,04	0	11,7	Les émissions de (I) et (II) proviennent essentiellement de l'incinération
Ni	93	89	8,7	0	0,7	192	Faible impact de l'incinération des déchets
Pb	21,4	151	26,1	0,2	18,3	217	Le fort émetteur est (II) dans lequel peu d'impact de l'incinération. Part de l'incinération en 2001 : 9%
Zn	181	1073	84,1	0,6	0,2	1339	L'impact de l'incinération est de 2% de (II) et de 95% de (I) soit 14.4% des émissions de l'élément
Cu	5,5	23	9,2	0,1	85,5	178	Faible impact de l'incinération

(I) : transformation d'énergie – (II) : industrie manufacturière – (III) : résidentiel – (IV) : agriculture – (V) : transports

Source : CITEPA, 2004.

Tab. 10 : Emission de POPs par secteurs d'activité

Données 2002. PCDD/F, en grammes ; HAP en tonnes, PCB en kilos

Elément	(I)	(II)	(III)	(IV)	(V)	Total	Commentaires
PCDD/F	197	147	31	1,4	3,3	380	Incinération : 95% des émissions du secteur (I) et 45% de secteur (II), soit 68% de toutes les émissions de l'élément
PCB	7	16	14	0,1		38	Fort impact de l'incinération des OM et des DIS qui sont en position majoritaire dans (I) et (II)
HAP	4	54	94	17	82,4	251	Impact faible de l'incinération

(I) : transformation d'énergie – (II) : industrie manufacturière – (III) : résidentiel – (IV) : agriculture – (V) : transports

Source : CITEPA, 2004.

Un impact sur les milieux à relativiser

Quelle est la contribution des incinérateurs à la pollution atmosphérique ?

S'agissant des gaz rejetés, plus particulièrement SO₂, NO_x (oxydes de soufre et d'azote respectivement), les composés organiques volatils non méthanisables (COVNM), CH₄, CO, CO₂, N₂O, NH₃, la part de l'incinération des déchets excède à peine 2% du total des émissions au plan national pour le dioxyde et l'oxyde de carbone et reste en dessous de cette valeur pour les autres éléments (elle est nulle pour NH₃).

L'apport des métaux lourds par l'incinération des déchets (avec ou sans récupération d'énergie) est variable. Il dépend essentiellement de l'ancienneté des installations et de la nature des déchets incinérés (selon que ces derniers aient été triés ou non). Il est élevé pour le mercure et le cadmium, modéré pour le zinc et le plomb, négligeable pour les autres métaux.

Les travaux du Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique (CITEPA) sont la référence pour les émissions atmosphériques de polluants au plan national. L'incinération des déchets n'y est pas individualisée comme telle mais est incluse dans les secteurs de la transformation de l'énergie (incinération avec récupération d'énergie) et de l'industrie manufacturière (incinération des DIS, des boues d'épuration), ce qui rend difficile d'apprécier correctement son impact sur le total des émissions des secteurs.

Le tableau 9 reproduit les valeurs d'émission des principaux métaux lourds issus des différents secteurs d'activité pendant l'année 2002 (dernier millésime disponible). Les commentaires du CITEPA (2004) pour chacun des éléments concernant l'incinération permet d'évaluer son importance.

S'agissant des polluants organiques persistants, le même tableau peut être dressé pour les PCDD/F, les PCB, les HAP (tableau 10).

Selon les chiffres de cet organisme, l'impact de l'incinération serait prédominant dans la production de PCDD/F (68% des émissions), dans celle des PCB, notamment à cause de l'incinération des DIS, et insignifiant pour les HAP.

S'agissant des émissions de particules (TSP, PM₁₀, PM_{2,5}) l'incinération y contribuerait de manière insignifiante.

Il convient, en conséquence, de relativiser la contribution de l'incinération à la pollution de l'atmosphère. Selon la SFSP (1999) les incinérateurs modernes, qui offrent toutes les garanties du contrôle de leurs émissions, ne participeraient que faiblement à l'inhalation de particules par les populations riveraines.

S'agissant de la pollution des sols, le même document mentionne qu'aucune étude ne permet aujourd'hui d'y mettre en évidence l'influence de l'incinération, même dans le cas de comparaisons de sols avant et après la construction d'un incinérateur. De la même façon, les teneurs en PCDD/F dans le sang et le lait maternel et la proximité d'incinérateurs n'ont pas été, à ce jour, corrélées de façon formelle. Concernant ces composés, plusieurs études (Nominé, 1999, p. 30 ; Durif, 2001, p. 23 ; Institut universitaire d'hygiène et de santé publique⁹, 2001, p. 2) soulignent l'efficacité du seuil de 0,1 ng/m³ imposé par l'arrêté ministériel de 2002 qui garantirait l'innocuité des émissions.

L'impact sur l'homme et les milieux sera développé plus en détail dans les 2^{ème} et 3^{ème} parties.

Limitier l'impact des incinérateurs revient donc à intervenir sur cinq éléments :

- le tri à la source des déchets et leur contrôle à l'entrée des incinérateurs,
- les émissions gazeuses, en les épurant conformément aux dernières spécifications réglementaires, notamment pour les dioxines et furannes ;
- les REFIOM (cendres volantes, cendres sous chaudières, sels de neutralisation des acides contenus dans les fumées), en les collectant et en évitant leur mélange avec les mâchefers, en les éliminant en décharge de classe I après leur inertage ;
- les effluents issus du lavage des fumées, en cas de traitement par voie humide, en les épurant avant leur rejet dans le milieu ;
- les mâchefers, en appliquant strictement la réglementation de leur éventuel recyclage en technique routière (en substitution aux granulats).

En amont de l'incinération, la qualité des déchets entrant dans les fours va également influencer sur la nature et le volume des émissions polluantes selon qu'ils ont été triés ou non, débarrassés ou non des fractions toxiques représentées notamment par les déchets ménagers spéciaux.

⁹ Voici ce qui est écrit en conclusion de ce rapport : « les nouvelles valeurs limites d'émissions atmosphériques des UIOM que vient d'adopter l'UE (la directive de décembre 2000), permettent d'atteindre des niveaux de risque très faibles. Il importe d'autant plus dans ces conditions, que les quelques installations de grande capacité supérieures à 6 t/h, qui n'ont pas respecté à temps [...] l'arrêté ministériel du 25/01/91 se mettent en conformité dans les plus brefs délais ... »

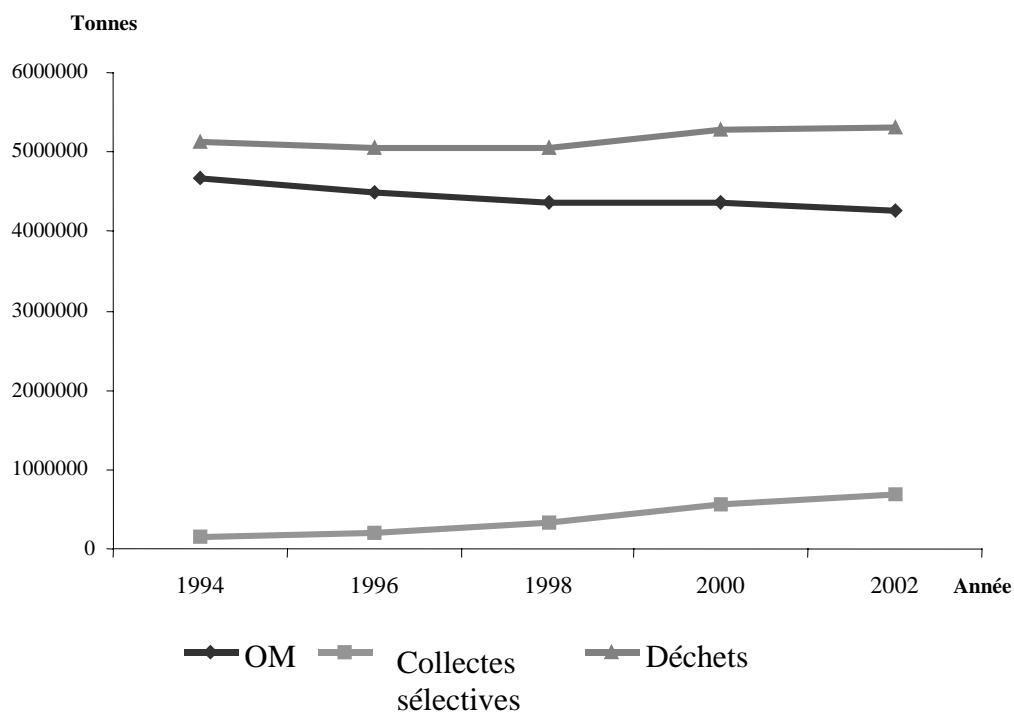
Les rejets de l'incinération des déchets en Île-de-France

Tab. 11 : Production d'ordures ménagères en 1999

	OM résiduelles		Encombrants		Tri		Total	
	France	IDF	France	IDF	France	IDF	France	IDF
Tonnage (X1000 t)	18,5	4,4	4,5	0,4	1,5	0,5	24,5	5,3
Ratio (kg/an/hab)	316	398	76	33	25,6	50	418	481

Sources: ORDIF pour l'Île-de-France et IFEN pour France entière

Figure 2 : Evolution de la production des déchets ménagers en Île-de-France (en tonnes)



Source : enquêtes bisannuelles de l'ORDIF

Les déchets concernés par l'incinération

Déchets ménagers

Production

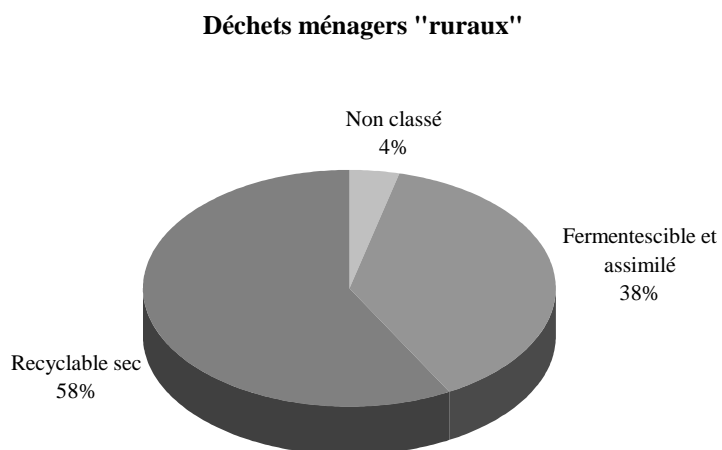
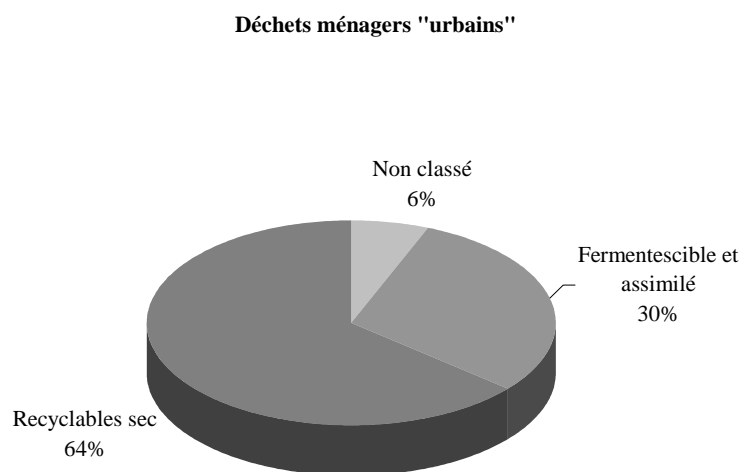
En 2002, 66% des déchets ménagers étaient voués à l'incinération en Île-de-France. Depuis une décennie, ce taux est en légère mais constante augmentation, concomitante de la réduction de la mise en décharge, qui a chuté de moitié pendant la même période, passant de 40 à 19 % (ORDIF, 2004).

En Île-de-France, la production de déchets ménagers et assimilés par habitant est supérieure à la moyenne nationale (tableau 11). Entre 1994 et 2002, la production annuelle a fluctué aux alentours de 5 millions de tonnes (figure 2). Paris a le plus fort taux de croissance par rapport aux autres départements, ce qui s'explique, en partie, par l'importance des déchets issus de l'activité économique de proximité (commerces et services), collectés avec les déchets ménagers.

Si pendant cette période la masse des déchets a crû de façon modérée (environ 1% par an en moyenne à l'échelle régionale), celle des ordures ménagères résiduelles a baissé grâce au développement des collectes sélectives.

Sur le total des ordures ménagères résiduelles (qui n'ont pas été recyclées), incluant la grande majorité des déchets encombrants, plus des trois quarts sont incinérés.

Figure 3 : Composition des déchets franciliens (valeurs moyennes)



Composition

La composition des déchets ménagers est éminemment variable : elle dépend du mode de vie des individus, des catégories socio-professionnelles, du contexte (urbain, suburbain, rural).

D'une façon générale, les déchets ménagers franciliens sont riches en matériaux d'emballages (recyclables secs), notamment en zone agglomérée centrale (figure 3).

Les déchets ménagers spéciaux (DMS)

Partie intégrante des ordures ménagères, ils représentent 0,5 à 2 % de leur total. Ils sont issus de la consommation des ménages pour leurs besoins d'hygiène et d'entretien et « *se distinguent des ordures ménagères banales en raison de leur toxicité, de leur pouvoir corrosif ou de leur caractère explosif. Ils ne peuvent pas être éliminés par les mêmes voies sans créer de risques pour les personnes et l'environnement lors de la collecte et du traitement* » (Arrault, 1995). La liste non exhaustive de ces déchets est présentée ci-dessous :

- A :** amiante, aérosol, acide, antirouille, antiparasite
- B :** base, batterie automobile
- C :** colles, cosmétiques, cires, chlorofluorocarbones
- D :** détachant, diluant, décape-four, désherbant, débouche-évier
- E :** engrais pour végétaux, essence de térébenthine
- G :** gaz propulseurs (aérosols)
- H :** huiles minérales (moteur) et de vidange
- I :** insecticides
- J :** eau de Javel
- K :** produits détachants
- L :** laques, lubrifiant
- M :** mercure (piles), médicaments
- N :** néon (tubes), nettoyage (produits de)
- O :** oxydes de métaux lourds
- P :** peintures, plomb, piles, produits de traitement
- R :** révélateur photo
- S :** soude caustique, solvants, sanitaires (nettoyants)
- T :** trichloréthylène, toluène, thermomètres (au mercure)
- V :** vernis
- W :** w.c. (nettoyants), white-spirit
- X :** xylophène (traitement du bois)
- Z :** zinc (piles zinc-air, zinc-carbone)

Le tri des DMS réalisé depuis un décennie permet d'en détourner une partie de l'incinération.

Les déchets industriels banals (DIB)

Ce sont les déchets non toxiques de l'industrie. La difficulté à les inventorier à plusieurs causes : l'absence de suivi réglementaire, la multiplicité des producteurs non tenus de déclarer leurs productions, la variabilité de leur composition. Un récent inventaire (ORDIF, 2004) estime le gisement annuel francilien entre 5,2 et 7,8 millions de tonnes.

Une fraction des DIB est incinérée dans certaines UIOM de la région. Les quantités sont faibles, mais difficiles à estimer précisément. L'ORDIF (2003), suite à une enquête auprès des exploitants d'UIOM, les évaluait à quelques 300 000 tonnes, soit 8,5% du total des déchets incinérés cette année là. L'enquête sur les installations de traitement des ordures ménagères (ITOM) de l'ADEME pour l'année 2000 (Ademe, 2002) indiquait onze UIOM franciliennes qui recevaient entre 1 et 29% de DIB ; l'unité de Rungis, quant à elle, traitait 40% de DIB produits par le Marché d'intérêt national de Rungis.

La très grande partie des DIB non recyclés aboutit en décharge ; leur contribution à la pollution atmosphérique par le biais de l'incinération est donc négligeable.

Les déchets industriels spéciaux (DIS)

Ils sont produits par les industries chimiques et pharmaceutiques, métallurgiques, mécaniques et autres. Ils sont toxiques et se caractérisent par une grande variabilité de composition et de présentation : cendres, solvants, solutions diverses, boues, huiles, matières souillées, scories, etc.

L'Île-de-France en produit annuellement autour de 600 000 tonnes. Tous ne sont pas éliminés dans la région qui en reçoit et détruit elle-même une fraction en provenance du reste de la France.

En 2000, environ 150 000 tonnes de DIS étaient incinérées en Île-de-France dans deux unités qui leur sont spécialement dédiées (à Compans et Limay).

Les mâchefers de DIS présentent une toxicité plus élevée que les mâchefers d'ordures ménagères (voir plus loin les tableaux 22 et 23 et la figure 19) qui requiert, comme pour les REFIOM, leur stockage en décharge de classe I.

Les boues d'épuration

En 2001/2002, quelques 36 000 tonnes de boues d'épuration ont été incinérées en Île-de-France sur une production totale de 150 000 tonnes environ. Ce mode d'élimination reste en grande partie confiné dans les stations d'épuration de Colombes - qui incinère l'intégralité de sa production sur le site – et Rosny sur Seine.

Les déchets d'activités de soins (DAS)

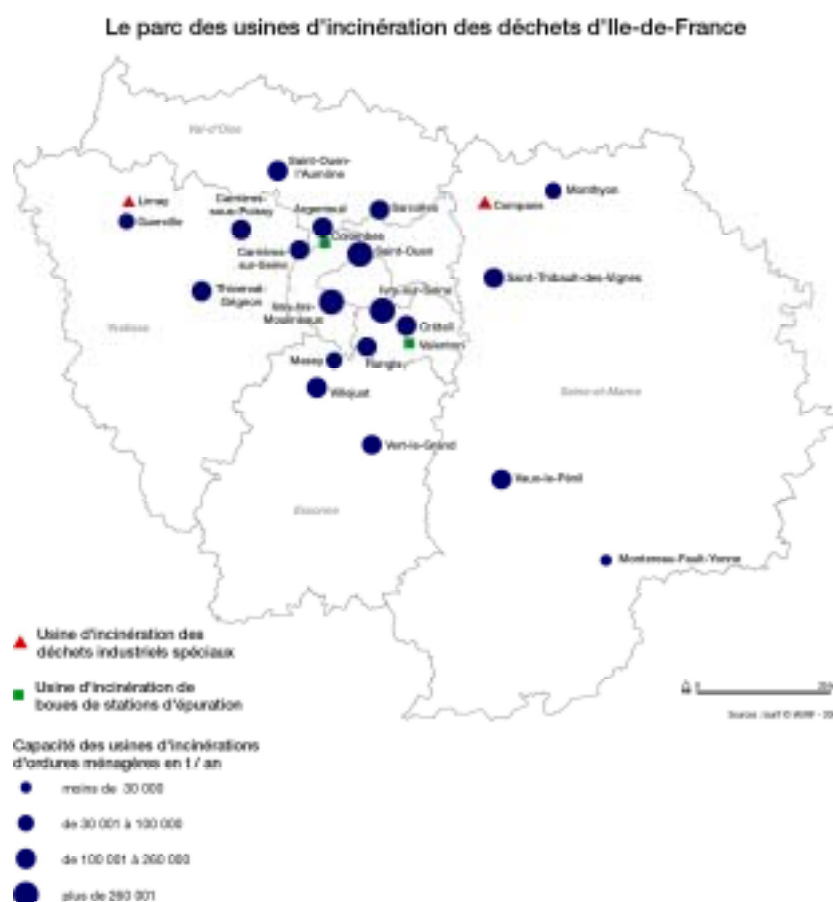
Seuls sont considérés les déchets à risques infectieux (car il existe des déchets d'activités de soins assimilables aux ordures ménagères produits dans les établissements hospitaliers). Ils représentent annuellement 25 000 tonnes et sont incinérés dans l'UIOM de Créteil, dans laquelle un four de 2,5 t/heure leur est spécialement dédié et dans l'incinérateur de Saint-Ouen-l'Aumône (10 % des capacités de l'usine dédiés aux DAS).

Tab. 12 : L'incinération des déchets en Île-de-France

Catégorie	Nbre d'unités	Tonnage incinéré/an
Déchets ménagers	19	3 749 897*
Déchets industriels spéciaux	2	146 903**
Boues d'épuration	2	36 000***
Déchets d'activités de soins à risques infectieux	1	26 000****

* Données ORDIF, 2004 - ** incinération déclarée (données 1999) - *** données 2000/2001 (IAURIF, ORS, 2004) - **** données 2002 (ENSP, 2003).

Figure 4 : Le parc des incinérateurs des déchets d'Île-de-France



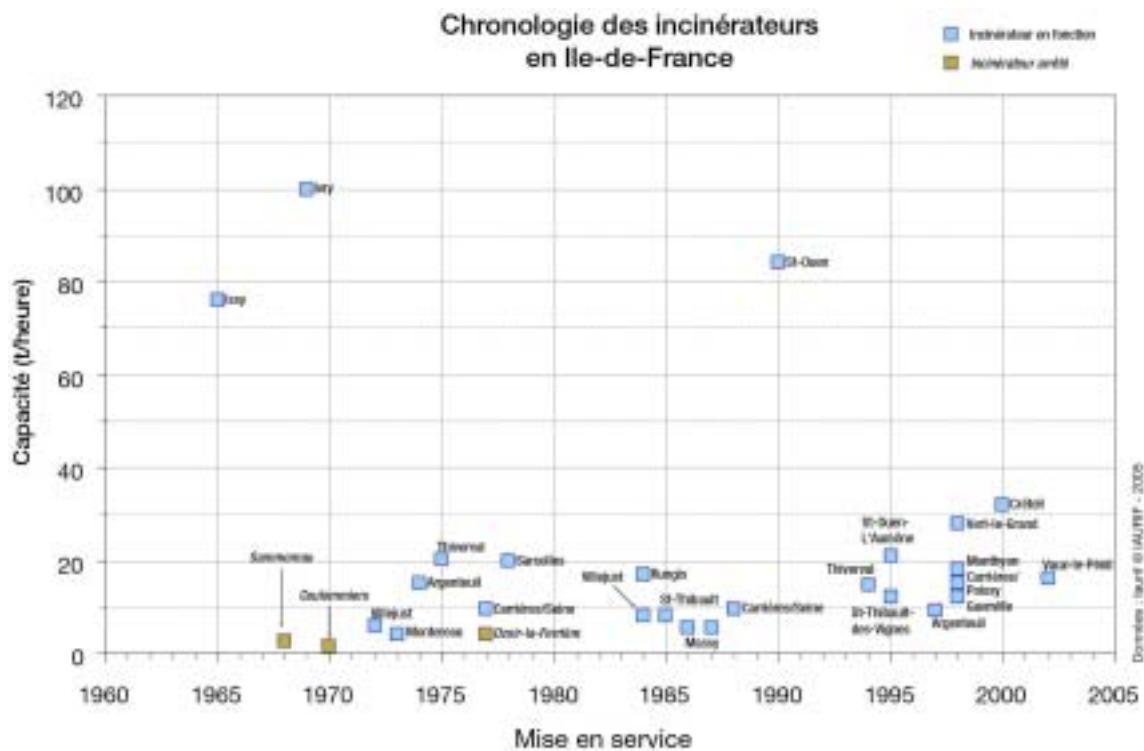
Source : IAURIF

Les incinérateurs franciliens et la réglementation

Annuellement, la région incinère quelques 3,8 millions de tonnes de déchets (tableau 12), dont une fraction marginale de déchets industriels banals. S'y ajoute, comme on l'a vu, l'incinération des déchets industriels spéciaux, celle d'une fraction des boues d'épuration et des déchets d'activité de soins à risques.

Fin 2005, l'Île-de-France disposait, sur son territoire, de dix neuf usines d'incinération d'ordures ménagères (figure 4) totalisant 562,1 tonnes/heure/an de capacité nominale, représentant 15% du total des unités du parc national d'incinérateurs et le cinquième de ses capacités totales d'incinération. En Île-de-France, l'incinération est une activité étroitement insérée dans le tissu urbain (à l'exception de quelques incinérateurs situés en zone plus rurale ou suburbaine). Leur nombre et leur localisation font qu'une part importante de la population francilienne se trouve située dans leur voisinage ainsi que certaines activités agricoles, telles les cultures vivrières, la grande culture et l'élevage.

Figure 5



Les premières usines ont été construites au cours des décennies 50 et 60 (figure 5), destinées à l'incinération des ordures ménagères de l'agglomération centrale (les usines de Saint Ouen, Issy les Moulineaux et Ivry, qui totalisent près de 60% de la capacité totale actuelle¹⁰). C'est pendant les deux décennies qui suivent que seront construits la plupart des incinérateurs franciliens, essentiellement en petite couronne, avec deux exceptions que sont l'usine du SIDOMPE à Thiverval-Grignon et celle de Montereau. Les dernières unités à être construites l'ont été entre 1995 et 2003, toutes en grande couronne ; deux usines ont été reconstruites, celles de Créteil et de Vaux-le-Pénil ; d'autres usines ont eu leurs capacités de traitement augmentées par l'adjonction de lignes de four supplémentaires, notamment celles d'Argenteuil, Thiverval-Grignon, Saint Thibault des Vignes ; enfin, les unités de compostage et d'incinération de Sammoreau, Ozoir la Ferrière et Coulommiers ont, quant à elles, été arrêtées compte tenu de leur vétusté.

¹⁰ A la fin du XIX^{ème} siècle, les unités d'Issy-les-Moulineaux, de Saint Ouen et de Romainville, broyaient les ordures. En 1912, elles furent converties en UIOM. L'unité actuelle d'Issy-les-Moulineaux date de 1965, celle d'Ivry de 1969. L'usine de saint Ouen actuelle a remplacé en 1990 l'unité mise en service en 1954. L'unité de Romainville a été transformée en centre de tri et de transfert des déchets.

Tab. 13. Etat de la mise au norme des incinérateurs franciliens en 2004

usine	Capacité en (t/h)	Mise en service	Situation par rapport à la réglementation qui sera opposable le 28 12 2005	
			Poussières et métaux lourd	PCDD/F
Rungis	8,5	1984		
	8,5	1984		
Carrières/Poissy	7,5	1998		
	7,5	1998		
L'Aumône	10,5	1995		
	10,5	1995		
Monthyon	7	1998		
	7	1998		
	4	1998		
Carrières/Seine	9,5	1977		
	9,5	1988		
St-Thibault	2,5	1973		
	8	1985		
	12	1995		
Vaux le Pénil	16	2002		
	15	2000		
Créteil	15	2000		
	2			
Villejust	6	1972		
	8	1984		
Vt-le-Grand	14	1998		
	14	1998		
Montereau	4,2	1993		
Thiverval	10,1	1975		
	10,1	1975		
	14,7	1994		
Guerville	4	1998		
	4	1998		
	4	1998		
Massy	5,5	1986		
	5,5	1987		
Issy	19	1965		
	19	1965		
	19	1965		
	19	1965		
St-Ouen	28	1990		
	28	1990		
	28	1990		
Ivry	50	1969		
	50	1969		
Argenteuil	7,5	1974		
	7,5	1974		
	9	1997		
Sarcelles	10	1978		

Chaque ligne représente un four. Par exemple, l'usine de Rungis comprend 2 lignes de fours de 8,5 tonnes heures de capacité.

Hors normes	Normes respectées
-------------	-------------------

Toutes les usines sont équipées de fours classiques à grille, à l'exception de celles de Guerville et de Monthyon qui utilisent la technologie du lit fluidisé (dans cette dernière unité sur un seul four de 4t/h). Le traitement des fumées se fait pour 78% des capacités par voie humide, 17% par voie semi-humide et 5% par voie sèche. Toutes les usines valorisent la chaleur produite, à l'exception de celle de Montereau.

Une mise aux normes à compléter

Si tous les incinérateurs franciliens respectent aujourd'hui les prescriptions de l'arrêté du 25 janvier 1991¹¹ (ceux-ci avaient jusqu'au 1/12/96 pour s'y conformer), celles des normes les plus récentes ne se fait que progressivement. Un bilan établi en 1999 de l'état du parc au regard de la réglementation, indiquait que 56% des capacités respectaient les prescriptions de la directive Lepage pour l'émission des poussières et des métaux lourds, 29% pour les gaz acides, 14% égalaient ou s'établissaient sous le seuil de 0,1 ng/m³ de PCDD/F.

En 2002, la mesure des émissions de Pb, Cr, Cu, Mn, Ni, As réalisée dans le cadre du suivi initié par le Ministère de l'environnement et du développement durable (MEDD) a montré des dépassements de la norme (fixée à 0,5 mg/m³ selon l'arrêté ministériel de septembre 2002, qui sera opposable à partir du 28 12 2005) sur les incinérateurs de Saint Thibault (un four de 8t/h), Guerville (un four), Massy (un four), et Ivry (les deux fours), totalisant 117, 5 t/h, soit 21,6% des capacités de l'époque. Les autres installations émettaient moins de 0,35 mg/m³ de ces éléments. S'agissant de Hg et Cd, aucun dépassement n'avait été enregistré cette année là (figure 6).

¹¹ Début 93, les incinérateurs aux normes en Ile-de-France desservaient 50% de la population ; fin 94 ils en desservaient 63% et 90% au 30 juin 1996. Généralement, le respect de cet arrêté permet de limiter les émissions de PCDD/F entre 1 et 15 ng/m³ (Incinération et santé – Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des incinérateurs ; AFSSA, InVS, p. 26).

Figure 6a : Somme des émissions de Pb, Cu, Cr, Mn, Ni, As en sortie de cheminée des UIOM franciliennes (valeurs 2002, en mg/NM³)

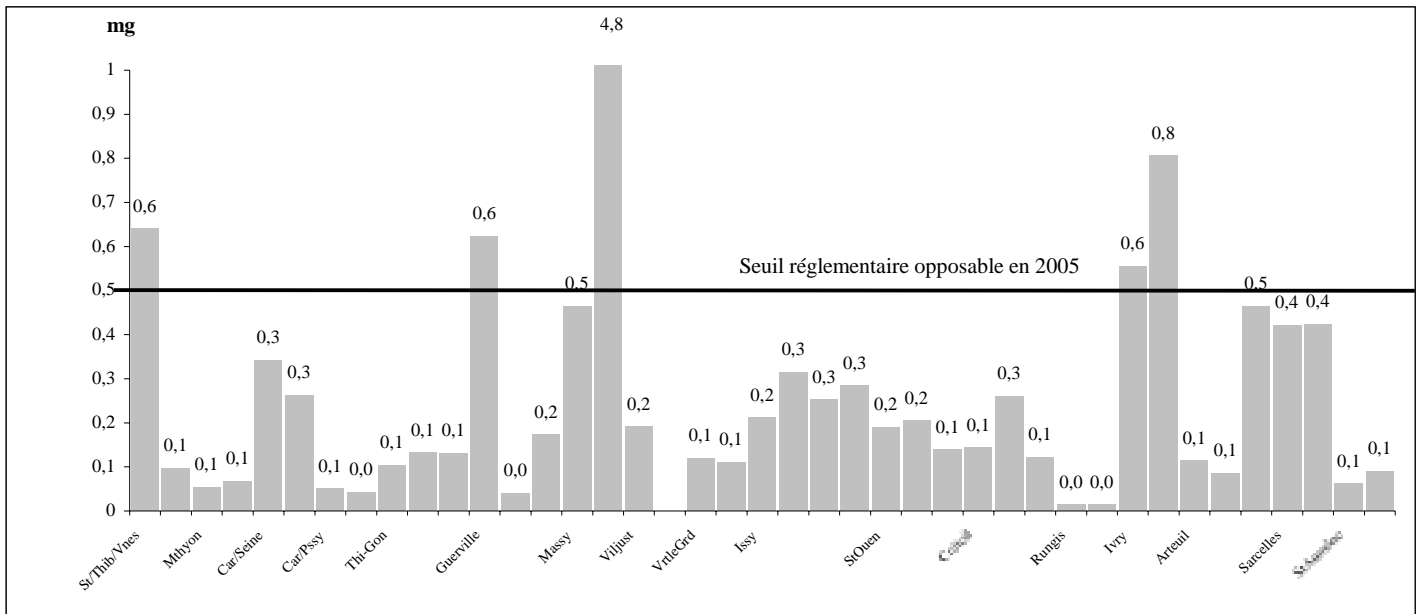
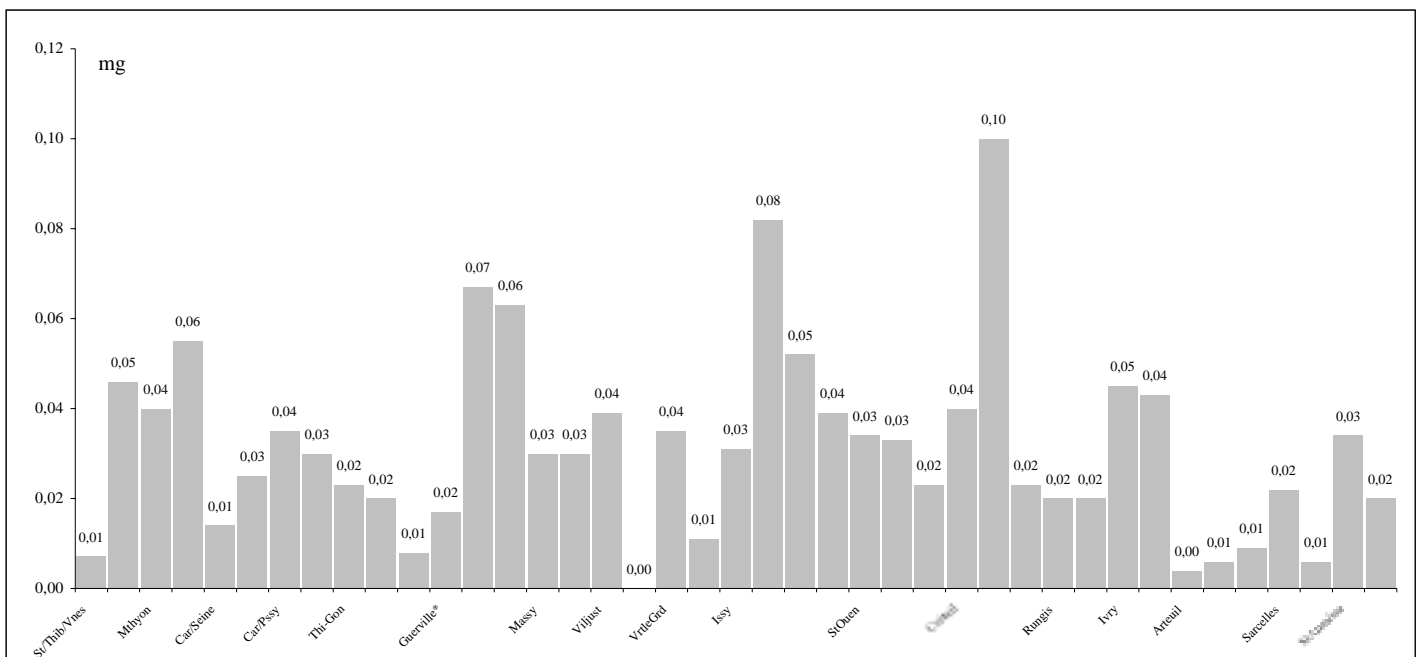


Figure 6b : Somme des émissions de mercure et de cadmium en sortie de cheminée des UIOM franciliennes (valeurs 2002 en mg/NM³)

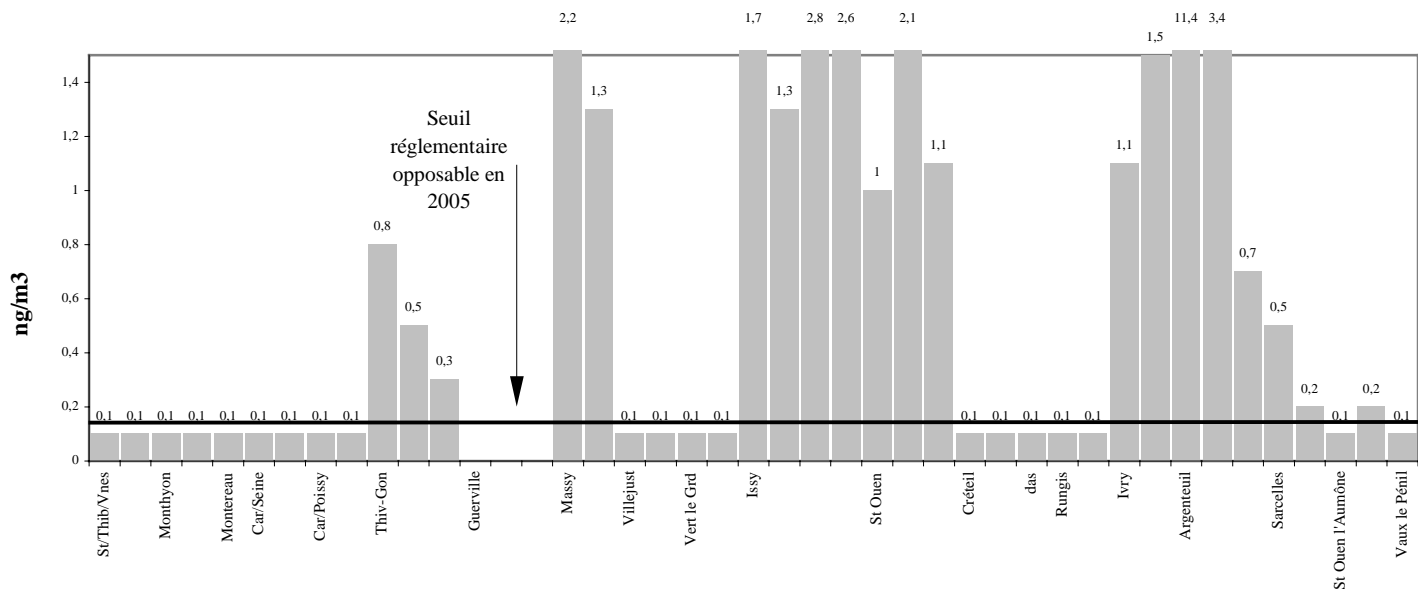


Pour chacun de ces éléments, le seuil réglementaire est de 0,05 mg/NM³

Les mesures réalisées en 2003 indiquent des dépassements de seuils pour le plomb, le chrome, le cuivre, le manganèse, le nickel et l'arsenic pour les incinérateurs de Montereau, de Massy et de Sarcelles ; des dépassements de seuils de Hg+Cd pour Massy, Créteil et Monthyon.

En 2003, La mesure des teneurs de PCDD/F en sortie de cheminée a porté sur 17 incinérateurs (n'ont pas été mesurés Guerville et Vaux le pénil, de même que le four de 9 t/h d'Argenteuil), soit une capacité de 525 t/h réparties en 38 lignes de fours. Sur ce total, des dépassements du seuil de 0,1 ng/m³ ont été constatés sur sept incinérateurs (plus un four de l'unité de Saint-Ouen l'Aumône ; figure 7), totalisant 66,9% de la capacité de traitement mesurée. Les concentrations les plus élevées provenaient de l'incinérateur d'Argenteuil, notamment sa ligne la plus ancienne, qui a affiché des valeurs de 11,4 ng/m³, des unités du SYCTOM et de l'usine de Massy (figure 7).

Figure 7 : Teneurs de PCDD/F émises en 2003 par les incinérateurs franciliens



Tab. 14 : Programme de modernisation des incinérateurs franciliens

Unité	Travaux à réaliser	Début	Fin	Détail	Capacité (t/h)	Remarque
Argenteuil	Traitement des fumées	2004	2006	Reconstruction des lignes anciennes et remplacement par une ligne de 15 tonnes ; améliorations sur le four le plus récent	24	Contrôle en continu des teneurs en PCDD/F
Issy les Moulinaux	Démolition et reconstruction d'un autre unité		2007	Entre autre, mise aux normes des installations	76	La nouvelle unité aura une capacité inférieure à l'ancienne
Ivry	Traitement des fumées	2002	Fin 2005	Captation des PCDD/F ; amélioration de la captation de SOx, NOx poussières, ML, HCl ; traitement des eaux de lavage des fumées	100	
Rungis	Traitement des NOx et autres polluants des fumées	2004	2005			
Villejust	Contrôle en continu des PCDD/F					
Vaux le Pénil	Contrôle en continu des PCDD/F					

L'obligation de se conformer d'ici décembre 2005 au respect des normes de l'arrêté de septembre 2002, entraîne un programme de modernisation de certains incinérateurs dont le contenu est détaillé pour chaque unité dans le tableau 14.

A terme, devront être améliorées les performances des incinérateurs de Sarcelles, Massy, Guerville, Thiverval-Grignon et les trois unités du Syctom.

Un potentiel de pollution important

On suppose que la totalité des capacités disponibles d'incinération est utilisée en Île-de-France. Le tonnage des déchets ménagers incinérés annuellement peut alors être évalué de la façon suivante :

Capacité d'incinération horaire totale X 7 500 heures*

* : *durée annuelle de fonctionnement d'un incinérateur*

Soit : $560 \times 7\,500 = 4\,200\,000$ tonnes de déchets incinérés/an. En réalité, selon les enquêtes réalisées auprès des maîtres d'ouvrage, la quantité totale incinérée est moindre, et ce pour de multiples causes : variabilité du pouvoir calorifique inférieur (PCI) des déchets, surcapacité de certaines unités au regard des productions de déchets, arrêts techniques ou dysfonctionnement des fours.

Pour la simplicité de l'exercice, c'est la capacité nominale des incinérateurs qui sera considérée pour les différentes estimations présentées dans les pages qui suivent. Cette capacité équivaut à la production $2\,436.10^7$ de m^3 (un peu plus de 24 milliards de m^3) de gaz de combustion par an, si l'on additionne les volumes de gaz rejetés par toutes les cheminées des incinérateurs en opération en Île-de-France.

Tab. 15 : Estimation des quantités de polluants libérées en l'absence de dépollution (en tonnes, sauf pour les PCDD/F exprimées en grammes)

Teneurs en mg/m³ – Volume en m³ – Quantité en tonnes

Eléments	Teneurs minimales	Teneurs maximales	Volume des gaz émis	Quantité min.	Quantité max.
Poussières	1500	5000	2 436.10 ⁷	36 540	121 800
HCl	800	1200	2 436.10 ⁷	19 488	29 232
SO ₂	300	400	2 436.10 ⁷	7 308	9 744
Nox	400	500	2 436.10 ⁷	9 744	12 180
Pb	15	20	2 436.10 ⁷	365,4	487,2
Cd	1,2		2 436.10 ⁷	29,232	
Hg	0,8	1,5	2 436.10 ⁷	19,488	36,54
PCDD/F	0,0000002	0,00001	2 436.10 ⁷	48,72	2 436,0

Tab. 16 : Estimation des quantités totales de polluants contenus dans les cendres volantes produites par les incinérateurs franciliens

	Zn	Pb	Cu	Sn	Mn	Cd	Cr	Ni	As	Hg	Total	PCDD/F
<i>Teneur (mg/kg)*</i>	20385	6626	1002	592	475	317	263	64	20	28	29 772	4,3.10 ⁻⁸
Quantité minimale émise	759,2	246,78	37,32	22,05	17,69	11,81	9,8	2,38	0,74	1,04	1 108,84	160,19
Quantité maximale émise	2530,8	822,61	124,4	73,5	58,97	39,36	32,65	7,95	2,48	3,48	3 696,18	533,96

* Selon, POLDEN (1998), in « l'incinération des déchets et la santé publique », SFSP, p.235

Quantités de métaux en tonnes ; quantités de PCDD/F en grammes

Les quantités minimales et maximales de métaux lourds sont calculées à partir des quantités minimales et maximales de cendres émises figurant dans le tableau précédent (colonnes 5 et 6, première ligne).

Si les incinérateurs franciliens laissaient librement échapper leurs gaz sans dépollution, les quantités de polluants libérés seraient assez conséquentes (tableau 15).

Les métaux lourds libérés sont pour l'essentiel concentrés dans les poussières, qui retiennent également des PCDD/F. Une estimation des quantités des différents métaux libérés et de PCDD/F peut-être réalisée à partir de la composition moyenne des cendres volantes récupérées par le lavage des fumées (SFSP, 1999).

Ainsi, calculé sur la base de la composition des cendres volantes, la totalité des incinérateurs franciliens auraient rejeté dans le milieu, en l'absence d'une épuration préalable des fumées, entre 1 100 et 3 600 tonnes de métaux lourds et entre 160 et 530 grammes de PCDD/F (tableau 16).

Le même calcul, fait sur la base des quantités de cendres volantes produites par l'incinération d'une tonne de déchet¹², aboutit à un chiffrage sensiblement différent. Les quantités minimales et maximales annuelles de métaux lourds seraient d'environ 1 700 et 3 100 tonnes, respectivement; celles de PCDD/F de 256 et 451 grammes, respectivement. Ces chiffres doivent cependant être regardés comme des ordres de grandeur.

Le lavage et le dépoussiérage des fumées permettent de piéger une grande partie de cette pollution sous forme solide (cendres) ou liquide (effluents résultant du lavage des fumées contenant des acides en solution, des métaux lourds, des sels) et sa neutralisation ultérieure (enfouissement en décharge de classe I pour les cendres, épuration des eaux de lavage avant leur rejet dans le milieu), une condition nécessaire pour éviter son transfert dans l'environnement.

Mais en dépit d'un taux d'abattement important de la pollution, l'incinération en rejète une partie, si minime soit-elle, dans l'atmosphère, qui va s'ajouter aux polluants des émissions industrielles, routières et mêmes agricoles dans le cas de dispersion des pesticides. «La présence de divers polluants dans le milieu atmosphérique [...] résulte de processus naturels (remise en suspension de particules par le vent, activité volcanique ...) et anthropiques (industries diverses, trafic automobile, usines d'incinération, chauffage domestique) [...] En milieu urbain, l'étude physico-chimique des retombées atmosphériques est particulièrement intéressante car les sources locales et fixes jouent un rôle prépondérant dans les apports de métaux traces à l'atmosphère » (*Azimi et al, conférence AERMC – MATE, Lyon, 2001*).

¹² A raison de 17 à 30 kg de cendres produites par tonne de déchet incinérée, on aboutit pour l'Ile-de-France à une fourchette pour ce matériau comprise entre 59 500 et 105 000 tonnes/an.

Tab. 17 : Composition des REFIOM

	Ana.	Pb	Zn	Cu	Hg	Cr	Ni	Cd	As	Sn	Mn	Ba	V	Sb	Tl	(A)	(B)	PCDD/F(3)
Cendres volantes ⁽¹⁾	47	4110	12618,6	762,6	40,66	205,3	83	221	16	571,3	463,3	551	27	3,53	12	1,045	3,11	1718
Cendres ss chaudière ⁽¹⁾	23	828,2	5296,6	2200	1,795	223,5	60	35	9,49	249,5	656,7	837	43	0,44	20,7	1,955	2,30	256,8
« Gâteau » ⁽¹⁾	36	4168	13271,76	1368	378	222,87	81	210	15,8	618,5	845,1	507	57	2,14	13,1	1,681	6,05	17768,0
Cendres volantes ⁽²⁾	15 à 28	6626	20385	1002	28	263	64	317	20	592	475							4301
"Gâteau" ⁽²⁾	8 à 13	9039	18750	1145	119	344	142	425	29	1140	1411							17769

Ana : nombre d'analyses – (A) : COT, en % - (B) : imbrûlés, en % Métaux lourds, en mg/kg de matière sèche – PCDD/F, en ng/kg de MS

Sources : (1), MATE/TIRU (1997) – (2), POLDEN, 1998, in « l'incinération des déchets et la santé publique », SFSP, 1999, p.235 – (3) une seule analyse par catégorie

Tab. 18 : Production annuelle de REFIOM en Île-de-France et flux de métaux lourds

Sous-produit	Procédé	Total incinéré (tonne)	Ratio sous-produit (kg/t)	Total sous-produit (tonne)	Teneur métaux Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn (mg/kg)	Total métaux (tonne)
Cendres volantes	humide	3 274 500,00	20,00	65 490,00	27 783,00	1 819,51
Cendres volantes	semi-humide	825 500,00	30,00	24 765,00	27 783,00	688,05
Gâteau	humide	3 274 500,00	5,00	16 372,50	30 964,00	506,96
Total				106 227,5		3 014,52

Les déchets ménagers détruits par incinération le sont généralement à proximité ou à l'intérieur du tissu urbain, ce qui permet de récupérer l'énergie produite, et justifie ce mode d'élimination en zone agglomérée. C'est le cas de l'Île-de-France, où les incinérateurs des première et deuxième générations se situent dans un contexte fortement urbanisé.

La pollution confinée : REFION et effluents de lavage des fumées

L'épuration des fumées retient la majeure partie de la pollution dans les rejets solides que sont les **REFION** et les **effluent de lavage des fumées** (dans le cas du procédé de traitement par voie humide). Les **mâchefers**, qui représentent la fraction incombustible des déchets, retiennent également une partie des polluants.

L'inertage des REFION et leur confinement en CET de classe I séquestre cette pollution dans des conditions qui évitent son transfert dans le milieu. Les mâchefers, produits en plus grande quantité, ont une charge polluante moindre et peuvent faire l'objet d'un recyclage en technique routière.

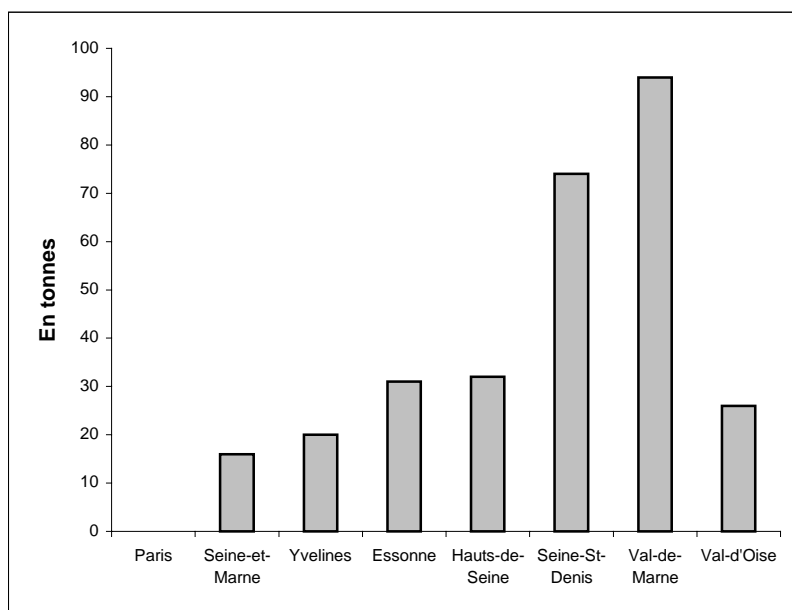
On peut tenter d'évaluer pour l'Île-de-France, les quantités de métaux lourds et de PCDD/F piégées annuellement dans les REFION. Partant des concentrations de ces éléments (tableau 17) et des données suivantes :

- tonnage/an incinéré d'ordures ménagères (et de DIB) : 4 100 000 (égal à la capacité nominale totale d'incinération du parc francilien (ORDIF, 2003)¹³,
- estimation de la quantité moyenne de mâchefers produite par tonne de déchets incinérés : 240 kg, (SFSP 1999, p. 43),
- quantité d'OM incinérées par voie humide : 3 274 500 tonnes,
- quantité d'OM incinérées par voie semi-humide et sèche : 825 500 tonnes,
- estimation de la quantité moyenne de REFION/tonne produite par voie humide : 25 kg (20 kg de cendres volantes + 5 kg de « gâteau », SFSP, 1999, p. 44),
- estimation de la quantité moyenne de REFION/tonne produite par voie semi-humide et sèche : 30 kg (25 kg de cendres volantes + 5 kg de cendres sous chaudière),

on obtient une production annuelle pour l'Île-de-France de 106 227 tonnes de REFION (tableau 18).

¹³ Dans un récent rapport, l'ORDIF (2005) évalue à 4 089 000 tonnes les capacités techniques d'incinération des unités franciliennes (p. 29), dont 95% réellement utilisées (p. 37).

Figure. 8 : Emission de PM en tonnes liée à l'incinération



Source : DRIRE Île-de-France/AIRPARIF. Inventaire des émissions, année 2000

Tab. 19 : Métaux lourds rejetés dans l'atmosphère par les incinérateurs franciliens (en tonnes)

	Total Pb+Cr+Cu+Mn	Total Ni+As	Total Hg+Cd	Total
Valeur 2000	5,55	1,3	0,92	7,77
Valeur 2002	7,01	0,821	0,84	8,67
Valeur 2003	6,34	0,745	0,88	7,97
Valeur 2004	5,84	0,32	0,75	6,90

Remarques : Pas de mesures pour Montereau en 2000 et 2002 ; pas de mesure pour Vaux le Pénil en 2000, 2002 et 2003.

Pas de mesures sur le four DAS de Créteil en 2000. La même année, les mesures de Tl, Co, Sb, V, Sn pour Guerville ont été ajoutées

En 2002 et 2003 pour Créteil : pas de mesure de Cd sur les deux fours de 15 t mais mesure en plus de Sb, Co, V.

Les valeurs 2001 n'ont pas été prises en compte car il n'y a pas eut de mesures sur Saint Thibault, Monthyon, Issy, Créteil, Ivry.

Les REFIOM (cendres et gâteau) ne représentent que 2,6% des déchets mais séquestrent ou immobilisent quelques 3 000 tonnes de métaux lourds évacués en décharge de classe I.

La pollution rejetée : émissions atmosphériques et mâchefers

Les émissions atmosphériques

Le Ministère de l'environnement et du développement durable (MEDD) a mis en place, à partir de 1997, un contrôle annuel à l'échelle nationale des émissions des incinérateurs pour les métaux lourds suivants : Pb, Cr, Cu, Mn, Ni, As, Cd, Hg ainsi que pour les PCDD/F (une mesure de 6 heures/an). Les dernières données disponibles pour ces deux séries d'éléments remontent à 2004.

Des données sur les polluants gazeux (dioxyde de soufre, oxydes d'azote) et les particules proviennent de l'inventaire des émissions réalisé en 2000 par Airparif pour le compte de la DRIRE dans le cadre du Plan de protection de l'atmosphère (PPA).

Les particules

Les émissions de particules, toutes sources confondues, s'élèvent à un peu plus de vingt mille tonnes en Île-de-France (DRIRE Île-de-France/AIRPARIF, 2000). Ce sont les secteurs des transports routiers et des procédés de production qui en sont les principaux émetteurs.

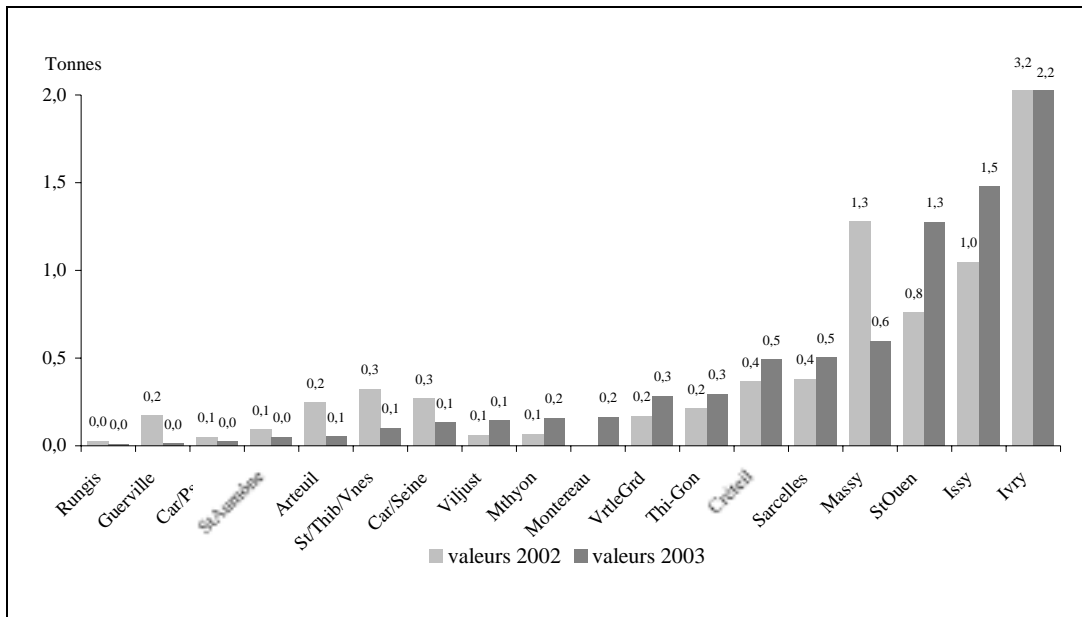
L'incinération des déchets émet 292 tonnes de particules en Île-de-France (figure 8), ce qui représente un peu moins de 2 % des émissions totales.

Métaux lourds

Les valeurs extraites des données du Ministère de l'environnement et du développement durable (MEDD) pour les incinérateurs franciliens donnent les tonnages sortis des cheminées en 2000, 2002, 2003 et 2004 (tableau 19). Globalement, on constate une légère décroissance des quantités rejetées en l'espace de quatre ans.

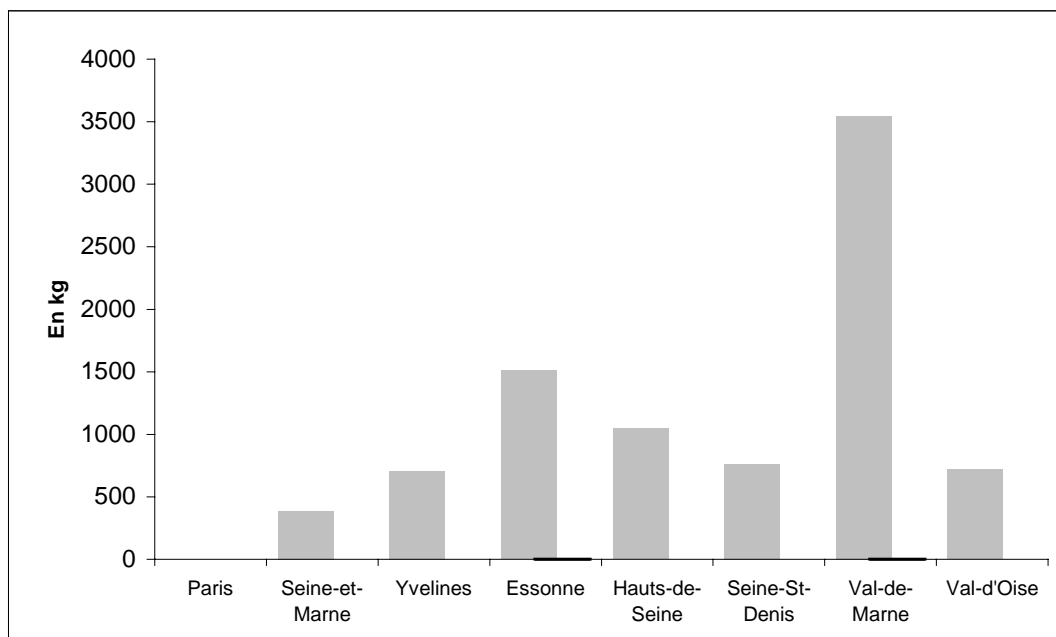
A eux seuls, les trois unités du Sycotom rejettent 57% des métaux lourds émis par les incinérateurs de la région.

Figure 9 : Flux des émissions atmosphériques de métaux lourds des UIOM franciliennes en 2002 et 2003



Source : MEDD, 2002 – 2003. In *mesures annuelles nationales d'émissions des UIOM*

Figure 10 : Répartition par département des émissions de métaux lourds issus de l'incinération en 2002



Source : MEDD, 2002

Cette quantité représente un peu plus de la moitié de celle qui serait rejetée selon les seuils de l'arrêté 2002 (soit 14,5 tonnes¹⁴). L'utilisation des meilleures technologies disponibles (que préconise la réglementation) permet un abaissement des seuils d'émission en deçà de ceux fixés par les textes (en dépit de quelques dépassements de norme, comme on l'a vu).

Par incinérateur, les quantités émises sont représentées dans la figure 9 pour les années 2002 et 2003.

Si l'on confronte les émissions de métaux lourds par les incinérateurs en 2002 avec le total des émissions de métaux lourds en Île-de-France, toutes sources confondues mesurées par le CITEPA (2004), on constate qu'elles représentent, pour le total de Pb+Cr+Cu+Ni+As+Hg+Cd, 9% des quantités émises, mais près de 40% des émissions de mercure et de cadmium.

En conclusion, en terme d'exposition des populations et pour les métaux lourds, l'impact des incinérateurs modernes apparaît comme faible.

Une comparaison régionale de la répartition des émissions fait ressortir le poids des départements du Val de Marne, des Hauts de Seine et de l'Essonne (figure 10) où sont localisées les plus importantes UIOM de la région.

¹⁴ Seuils de l'arrêté de 2002 pour les métaux lourds : Cd = 0,05 mg/Nm³, Hg = 0,05 mg/Nm³ ; total autres métaux lourds = 0,5 mg/ Nm³ - Total des déchets incinérés : 4,1 millions de tonnes/an. Volume de fumées émises = 2378.10⁷. Total cadmium+ mercure émis = 2,4 t/an. Total autres métaux lourds = environ 12 t/an

Fig 11 : Rejets atmosphériques de métaux lourds en kg par 1000 tonnes incinérées

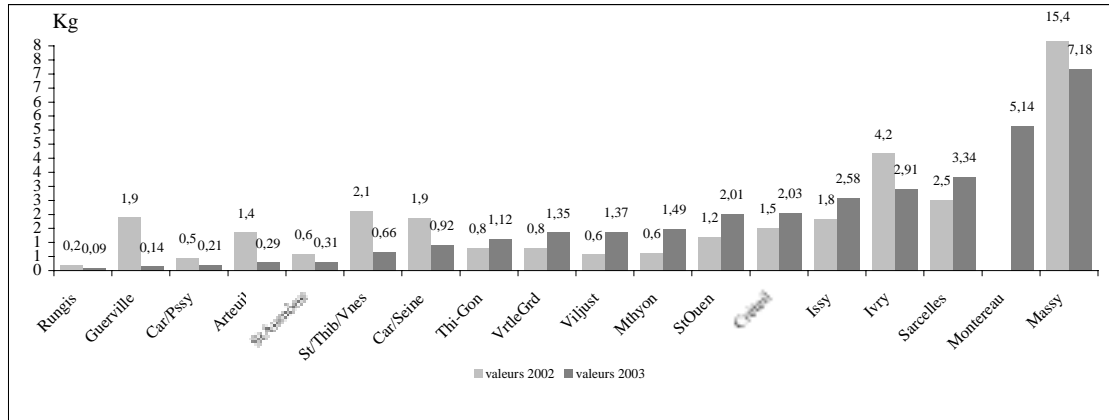
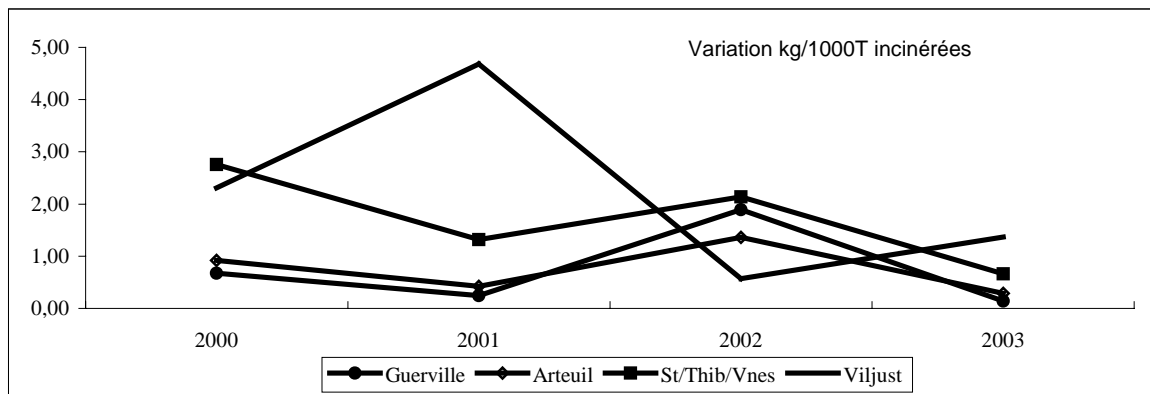
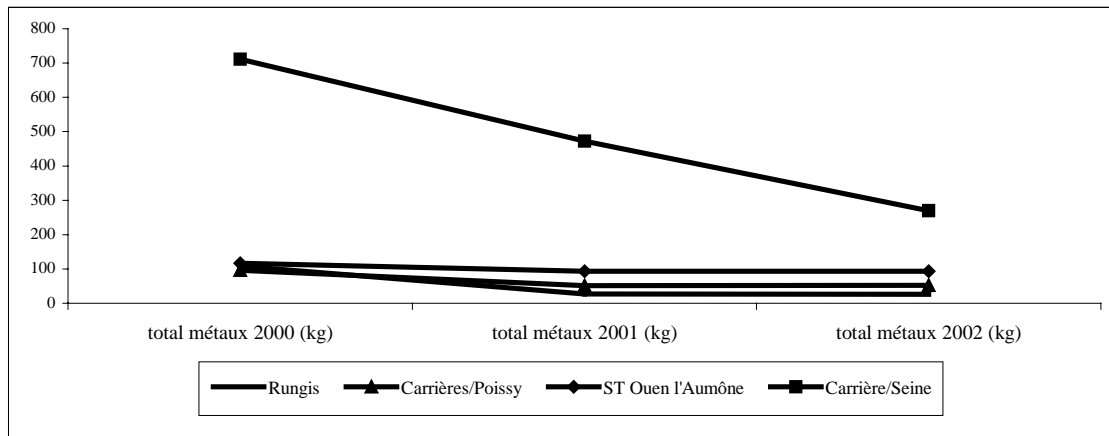


Fig 12 et 13 : Variation des émissions de métaux lourds



Source : MEDD In mesures annuelles nationales d'émissions des UIOM

La pollution émise par incinérateur, rapportée à 1000 tonnes de déchets incinérés, qui reflète le taux d'épuration des fumées, est représentée dans la figure 11 ci-contre.

On rappelle, selon les mesures de 2002, qu'il y a eu dépassement de la norme pour Pb, Cr, Cu, Mn, Ni, As, pour les incinérateurs de Massy (l'un de ses fours), Ivry (les deux fours), Guerville (un four) et Saint Thibault (un four), alors qu'aucun dépassement n'était constaté pour le mercure et le cadmium.

Les variations du total des émissions depuis 2000 montrent pour un certain nombre d'incinérateurs des baisses des quantités de métaux lourds émises (figure 12). Une variation importante est constatée pour l'incinérateur de Carrières-sur-Seine qui a divisé par un facteur de 5 ses émissions.

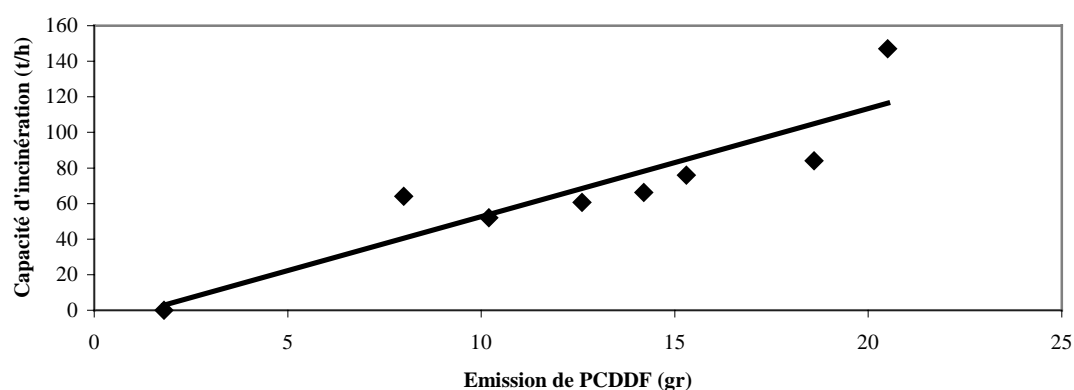
Un autre groupe d'incinérateurs montre une variation des émissions en dent de scie, mais cependant en baisse entre 2000 et 2003 (figure 13).

Tab. 20 : Emissions de dioxine en France, en 2002 et principales sources

Secteurs	Emissions en 2002 en g ITEQ ¹⁵	%
UIOM	212,2	55,8%
Agglomération de minerai	55,7	14,7%
Brûlage de câbles	40,0	10,5%
Combustion de bois dans le résidentiel	28,7	7,6%
Aciérie électrique	13,6	3,6%
Aluminium de 2 nd fusion	6,0	1,6%
Incinération des boues de STEP	5,8	1,5%
Incinération des DIS	3,4	0,9%
Sources diverses	14,5	3,8%
Total France	380,0	100,0%

Source : Berthier, F. et Vanlaer, H., d'après les données du CITEPA/UNECE, déc. 2003

Figure 14 : Corrélation entre la capacité d'incinération et les émissions de PCDD/F en Île-de-France



¹⁵ Voir annexe 4

Dioxines et furannes (PCDD/F)

Les dioxines et furannes entrent dans la catégorie des Polluants organiques persistants (POPs). Ce sont des molécules complexes qui, contrairement aux autres polluants atmosphériques, ne sont pas définies en fonction de leur nature chimique mais à partir de quatre propriétés qui sont :

- la toxicité : elles présentent un ou plusieurs impacts prouvés sur la santé humaine ;
- la persistance dans l'environnement : ce sont des molécules résistantes aux dégradations biologiques naturelles. Elles se dégradent de 50% sur une durée de 7 à 8 ans ;
- la bioaccumulation : ce sont des molécules qui s'accumulent dans les tissus vivants, avec des concentrations qui augmentent le long de la chaîne alimentaire (bioamplification) ;
- le transport longue distance : de par leur propriétés de persistance et de bioaccumulation, les POPs peuvent se déplacer sur de très longues distances et se déposer loin des lieux d'émission, typiquement des milieux chauds et tempérés (à forte activité humaine) vers les milieux froids (en particulier les régions arctiques).

L'incinération des déchets ménagers représenterait la principale source de production de dioxines, avec près de 60% du total des émissions au plan national (tableau 20).

Les émissions liées à l'incinération diminuent cependant depuis le milieu des années 1990, notamment grâce l'arrêté du 25 janvier 1991 qui obligeait de porter les gaz issus de la combustion à 850°C pendant 2 secondes afin de détruire les dioxines formées à des températures plus basses. Les usines existantes devaient se mettre en conformité au plus tard le 1^{er} décembre 1996 pour celles dont la capacité était égale ou supérieure à 6 tonnes par heure, et au 1^{er} décembre 2000 pour celles de capacité inférieure. L'arrêté ministériel de septembre 2002 qui fixe le seuil d'émission à 0,1 ng/m³ va contribuer de nouveau à abaisser les rejets de PCDD/F issus de l'incinération.

Tab. 21 : Flux de PCDD/F des UIOM franciliennes, en grammes par an

Commune	C/T/h	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	respect	respect	
									norme 2003	norme 2004	
St/Thib/Vnes	8	1,11	0,59	NIL	1,81	0,63	0,035	0,035	Oui	Oui	
	12	2,82	2,45	NIL	1,98	2,03	0,05	0,05	Oui	Oui	
Monthyon	7	0,03	0,03	0,03	0,09	0,03	0,03	0,06	Oui	Non	
	7	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,06	Oui	Non	
	4			1,11	10,09	2,63	0,89	3,04	Non	Non	
Montereau	4,2						0,01		Oui	Oui	
Carrières/Seine	9,5	0,33	0,04	0,04	0,12	0,04	0,04	0,04	Oui	Oui	
	9,5	0,95	0,04	0,25	0,04	0,04	0,04	0,04	Oui	Oui	
Carrières/Pssy	7,5		0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	Oui	Oui	
	7,5		0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	Oui	Oui	
Thiverval-	10,1	0,44	0,09	0,09	0,18	0,18	0,35	0,26	Non	Non	
Grignon	10,1	0,18	0,31	0,18	0,31	0,18	0,22	0,22	Non	Non	
								0,06		Oui	
	14,7	0,13	0,13	0,13	0,06	0,06	0,19		Non		
Guerville	4	0,35	0,035	0,087		0,05		0,02	Non	Oui	
	4	0,26	0,035	0,26		0,035		0,035	Non	Non	
	4	1,25		0,05		0,05		0,02	Non	Oui	
Massy	5,5	1,87		1,77		0,31	0,53	1,65	Non	Non	
	5,5	1,1			1,51		0,31	0,07	Non	Non	
Villejust	6	3,05	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	Oui	Oui	
	8	0,035	0,035	0,035	0,035		0,03	0,035	Oui	Oui	
Vert le Grand	14		0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	Oui	Oui	
	14		0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	Oui	Oui	
Issy	19	3,8	1,9	1,07	1,15	1,9	1,4	0,41	Non	Non	
	19		0,33	1,32	0,99	2,81	1,07	4,3	Non	Non	
	19	0,91	1,07	1,24	1,4	1,82	2,31	2,4	Non	Non	
	19	1,32	1,57	1,49	1,15	4,79	2,15	3,3	Non	Non	
St Ouen	28	2,07	1,46	1,7	1,95	2,07	1,22	2,19	Non	Non	
	28	1,7	2,44	1,46	1,7	1,95	2,56	3,65	Non	Non	
	28	2,31	1,83	1,34	1,34	1,34	1,34	1,46	Non	Non	
Créteil	15			0,42	0,065	0,065	0,065	0,065	Oui	Oui	
	15			0,42	0,065	0,065	0,065	0,065	Oui	Oui	
	2					0,38	0,009		Oui	?	
Rungis	8,5	1,03	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	Oui	Oui	
	8,5	0,37*	1,51	0,04	0,04	0,04	0,04		Oui	Oui	
Ivry	50	3,91	9,79	3,48	3,04	3,26	2,39	5,22	Non	Non	
	50	4,57	3,7	4,57	3,48	4,35	3,26	4,13	Non	Non	
Argenteuil	7,5	2,93	1,47	0,26	1,4	1,99	1,1	0,23	Non	Non	
	7,5	1,7	1,83	0,81	0,65	1,89	3,7	0,95	Non	Non	
	9		0,39	0,27	0,23	0,27		0,23	Non	Non	
Sarcelles	10	0,43	2,22	0,7	0,7	0,3	0,22	0,35	Non	Non	
	10	1,22	0,43	1,13	0,96	0,78	0,09	0,39	Non	Non	
St Ouen							0,09		Non		
l'Aumône	10,5	0,27	0,55	0,09	0,068	0,5	0,05		Oui		
	10,5	0,14	0,09	0,14	0,045	0,18	0,09	0,09	Non	Non	
Vaux le Pénil	16							0,035	Oui	Oui	
		562,1	42,245	36,645	25,152	26,838	34,665	25,244	35,5		

Non encore construit ou non opérationnel

Pas de mesure

Les émissions atmosphériques de PCDD/F pour l'année 2000 en Île-de-France, toutes sources confondues, représentaient 101,27g (CITEPA, 2004). Si l'on met en perspective cette valeur avec les quantités de dioxines émises cette même année par l'ensemble des incinérateurs franciliens et mesurées dans le cadre du suivi instauré par le MEDD, la part de l'incinération serait de 24,6%. Il existe une bonne corrélation entre la capacité d'incinération des départements et les émissions départementales de PCDD/F, comme l'indique la figure 14.

Les valeurs des émissions de PCDD/F par les incinérateurs franciliens depuis 1998 figurent dans le tableau 21.

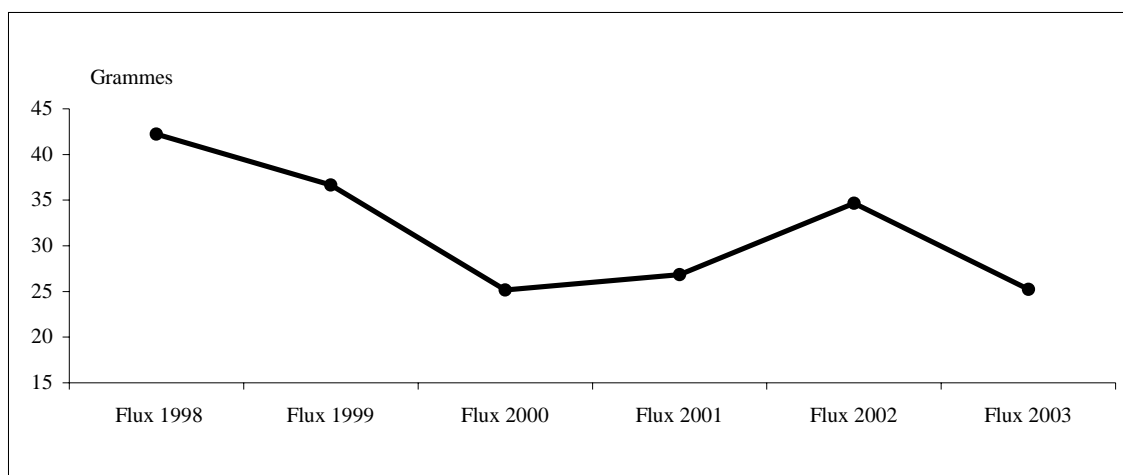
En l'espace de six ans, on constate une réduction d'un peu plus une fois et demi du flux total de PCDD/F (figure 15). La comparaison des valeurs totales annuelles entre elles n'est pas significative dans la mesure où, dans la période considérée, les points d'émissions (les UIOM en l'occurrence) ne sont pas constants (début de fonctionnement de Carrières sous Poissy et Vert le Grand en 1999 ; début de Créteil en 2000). En outre, certaines années, des incinérateurs n'ont pas fait l'objet de mesures.

La variation du flux observée sur les lignes de fours ayant fait l'objet de mesures annuelles régulières, soit un total de capacités d'incinération de 388 t/h, montre une augmentation du flux en 2003 avec un total, cette année là, supérieur au total de l'année 2000.

La décroissance globale des émissions, constatée entre 1998 et 2003, est la conséquence logique de la mise aux normes progressive des incinérateurs. On rappellera que sans épuration des fumées, les incinérateurs franciliens émettraient entre 160 et 530 grammes/an de PCDD/F.

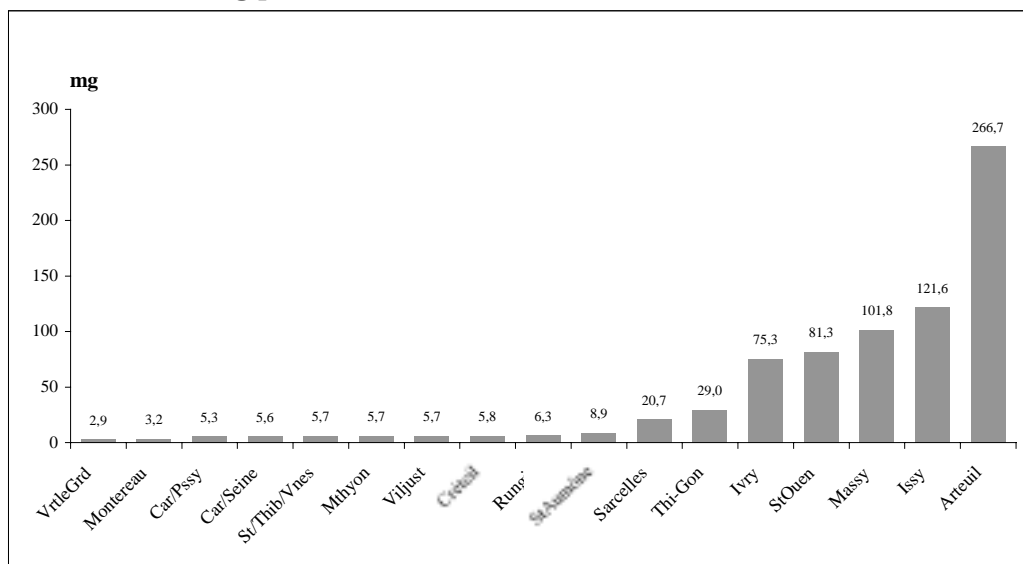
Une fois la totalité des incinérateurs aux normes, le flux annuel de PCDD/F en Île-de-France issu de l'incinération des déchets ne devrait pas excéder 2,4 grammes. Cette valeur devra être atteinte à compter du 28 décembre 2005, date limite fixée par la loi pour le respect de la norme des 0,1 ng par tous les incinérateurs.

Figure 15 : Emissions atmosphériques de PCDD/F imputables à l'incinération en Île-de-France



Source : MEDD, In mesures annuelles nationales d'émissions des UIOM

Figure 16 : Flux de PCDD/F dans les rejets atmosphériques des UIOM franciliennes (valeurs 2003, en mg par 10 000 tonnes de déchets incinérés)



Source

: MEDD, In mesures annuelles nationales d'émissions des UIOM

Les concentrations en ng/m³ émises en 2003 par les incinérateurs figurent dans la partie du rapport traitant de la réglementation (voir ci-avant).

Le flux de PCDD/F émis par unité de déchets incinérés (figure 16), permet d'identifier ceux des incinérateurs dans lesquels l'abattement des rejets de dioxines est le moins performant. En 2003, l'incinérateur d'Argenteuil a rejeté le plus de dioxines par 10 000 tonnes incinérées (267 mg), suivi des incinérateurs d'Issy, Massy, Saint-Ouen, Ivry, Thiverval-Grignon, Sarcelles.

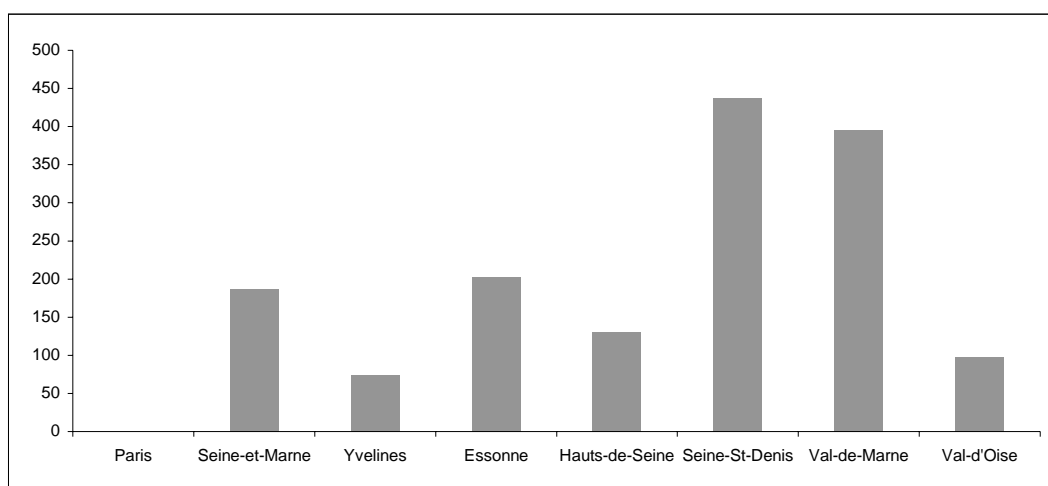
Le MEDD vient de rendre disponible les valeurs d'émissions de dioxines pour l'année 2004 des IUOM au plan national. S'agissant des incinérateurs franciliens, 20 lignes de four, totalisant 185,9 t/h (soit 32,9% de la capacité totale d'incinération de la région), ont émis des dioxines à des concentrations inférieures ou égales à la norme de 0,1 ng. Huit incinérateurs ne respectent pas encore la norme, dont les incinérateurs du SYCTOM.

Les résultats des mesures incluent également celles du four de 4 t/h de l'incinérateur de Monthyon, réalisées depuis 2000 (ces résultats n'étaient disponibles antérieurement). Celles-ci affichent des valeurs élevées : 6,4 et 27,2 ng en 2000, 58 ng en 2001, 15,1 ng en 2002, 5,1 en 2003, 17,5 et 13,3 ng en 2004.

Les premières analyses disponibles pour la nouvelle usine de Vaux-le-Penil indiquent que cette dernière respecte la norme de 0,1 ng/m³.

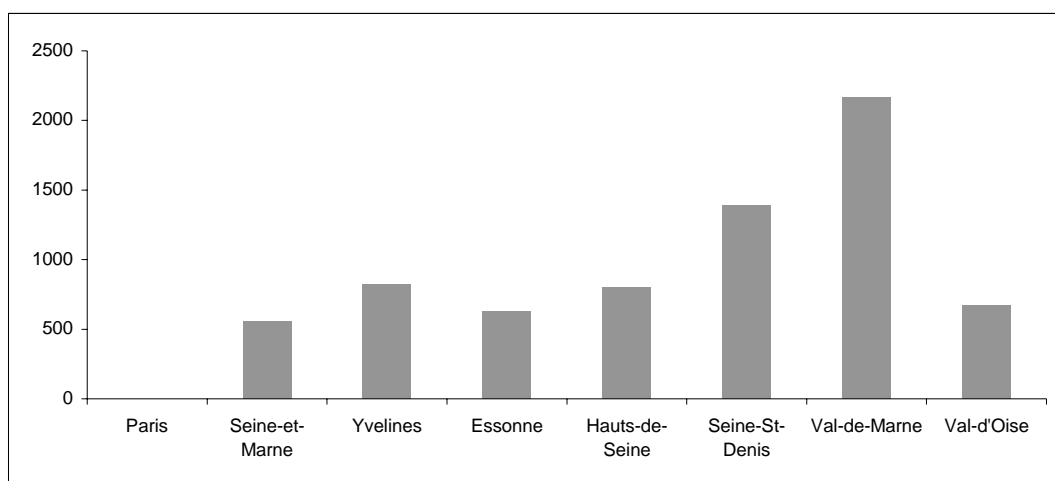
Le total des dioxines émises pour les IUOM franciliennes s'élevait à 35,96 grammes contre 25,24 grammes en 2003, pour une capacité d'incinération aux normes sensiblement identique.

Figure 17 : Emissions (en tonnes) de SO₂ en Île-de-France liées à l'incinération des déchets



Source : DRIRE Île-de-France/AIRPARIF. Inventaire des émissions, année 2000

Figure 18 : Emissions (en tonnes) de NO_x en Île-de-France liées à l'incinération des déchets



Source : DRIRE Île-de-France/AIRPARIF. Inventaire des émissions, année 2000

Le dioxyde de soufre (SO₂)

Les émissions de dioxyde de soufre, toutes sources confondues, s'élèvent pour l'année 2003 à plus de 80 000 tonnes en Île-de-France.

L'incinération des déchets émet pour sa part 1 522 tonnes de SO₂ soit un peu moins de 2 % des émissions totales (figure 17).

Les oxydes d'azote (NOx)

Les émissions d'oxydes d'azote, toutes sources confondues, s'élèvent pour l'année 2003 à plus de 164 610 tonnes en Île-de-France.

L'incinération des déchets émet pour sa part 7 030 tonnes de NOx soit un peu plus de 4 % des émissions totales (figure 18).

Les mâchefers (MIOM et MIDIS¹⁶)

Dans le cas des mâchefers, on ne peut pas parler de pollution « rejetée » dans le milieu au même titre que les émissions atmosphériques. En effet, c'est à l'occasion de leur valorisation en technique routière qu'il existe une possibilité de contamination des sols. On parlera plus ici de risque de transfert de pollution (à la suite du recyclage du matériau) que de rejet de pollution comme tel.

Comme pour le REFIOM, une fraction de la pollution des déchets se concentre dans les mâchefers ainsi que l'indique leur composition chimique (tableau 22 et 23).

¹⁶ MIOM : Mâchefers d'Incinération d'Ordures Ménagères
MIDIS : Mâchefers d'Incinération des déchets Industriels Spéciaux

Tab. 22 Composition des mâchefers d'UIOM

Métaux : En mg/kg de MS – PCDD/F : en ng/kg de MS

	Zn	Pb	Cu	Mn	Cr	Sn	Ni	Cd	As	Hg	PCDD/F
Minimum	1 250	431	910	630	165	<20	65	<2	<5	<0,05	4
Médiane	2 058	1 493	1327	800	446	156	104	11	7	1,03	7,3
Maximum	3 570	3 763	3 000	2 127	800	600	250	37	22	111	21
Moyenne	2 195	1 731	1 423	944	433	173	123	15	10	13	9,2
Nombre d'an.	18	21	18	18	18	16	18	19	11	18	5

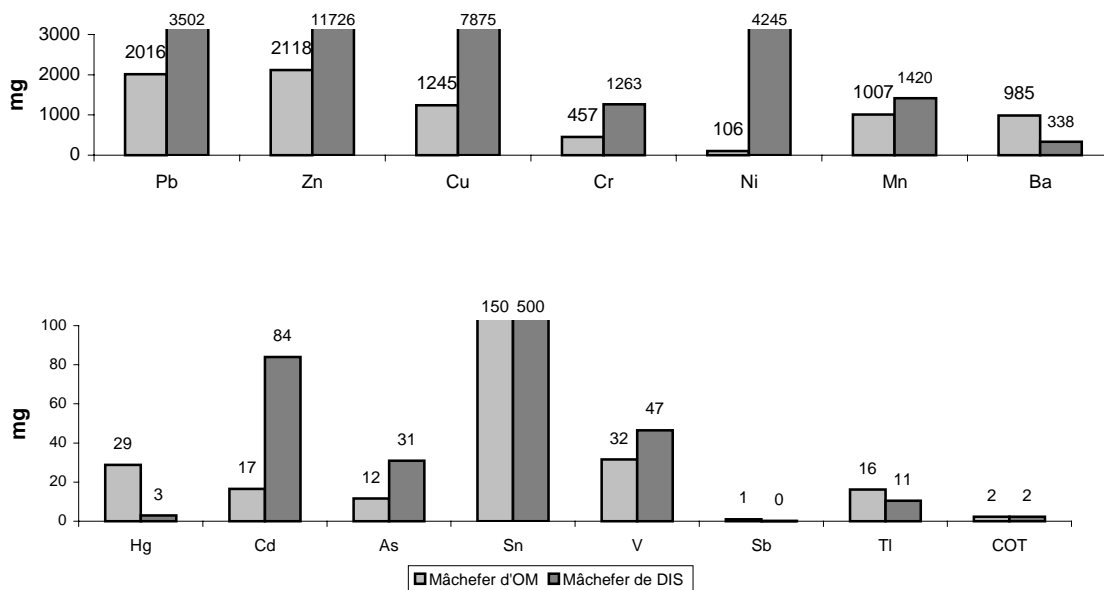
Source : SFSP, 1999

Tab. 23. Moyenne des analyses en ETM et POP dans les MIOM et MIDIS

	Pb	Zn	Cu	Hg	Cr	Ni	Cd	As	Sn	Mn	Ba	V	Sb	TI	COT(A)	(B)
(1) 2015,96	2117,58	1244,79	28,84	457,08	105,75	16,54	11,69	150,33	1007,38	985,29	31,67	1,02	16,27	2,22	2,42	9,18
(2) 3501,50	11726,00	7875,00	3,00	1263,00	4245,00	84,00	31,00	499,50	1420,00	338,00	46,50	12,10	5,25	1,97	313,15	

(1) Mâchefers d'OM – (2) Mâchefers de DIS – (A) Imbrûlés à 500°C – (B) PCDD/F, en ng/kg de MS
Données en mg/kg de MS, sauf pour PCDD/F. Source : MATE/TIRU, 1997

Figure 19 : Moyenne des concentrations de métaux lourds dans les mâchefers



Tab. 24 : Potentiel en métaux lourds des mâchefers franciliens

Sous-produit	Total incinéré*	Ratio sous-produit**	Total sous-produit*	Teneur métaux Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn***	Total métaux*
Mâchefers	4 100 000	240	984 000	5 986	5 890

* en tonnes - ** en kg/t - *** en mg/kg

Des analyses de MIOM et MIDIS en provenance de huit incinérateurs dont les trois unités du SYCTOM (46 analyses au total) ont été réalisées à la demande du MEDD (MATE/TIRU, 1997). Les valeurs moyennes figurent dans le tableau 23.

La figure 19, qui en est issue, indique des teneurs beaucoup plus élevées pour la majorité des éléments dans les MIDIS, notamment pour le zinc, le cuivre et le nickel.

Mâchefers et métaux lourds

Si l'on reprend l'estimation de 4 100 000 tonnes incinérées en Île-de-France et la production moyenne de 240 kg de mâchefers par tonne incinérée, on aboutit à une production annuelle de mâchefers pour l'Île-de-France de 984 000 tonnes. La quantité de métaux lourds contenue dans ces mâchefers peut alors être évaluée (Tableau 24).

Bien que moins chargés en éléments polluants que les REFIOM par unité de poids, les mâchefers d'incinération d'ordures ménagères produits en Île-de-France représentent près de 6 000 tonnes de métaux lourds.

De par leurs propriétés mécaniques et leur texture, les mâchefers sont largement utilisés dans les travaux publics après traitement préalable. Ceux classés maturables et valorisables (classes M et V définies par l'arrêté de 1994) peuvent être recyclés en technique routière pour la réalisation des sous-couches et des talus selon certaines conditions et prescriptions. Ils sont susceptibles, de ce fait, de transférer une partie de leur pollution métallique dans le milieu.

Tab. 25 : Potentiel de relargage des métaux contenus dans les mâchefers

Classe	imbrûlés	soluble	Valeurs en mg/kg						
			Hg	Pb	Cd	As	Cr ⁶⁻	SO ₄ ²⁻	COT
Valorisable	<5%	<5%	<0,2	<10	<1	<2	<1,5	<10 000	<1 500
Mâtureable	<5%	<10%	<0,4	<50	<2	<4	<3	<15 000	<2 000
Stockable	>5%	>10%	>0,4	>50	>2	>4	>3	>15 000	>2 000

Tab. 26 : Production de mâchefers

	Triel (20000 – 2003)	Argenteuil (2000-2002*)	Massy (1997-2002**)	Isles les mel. (1998-2002)	ST Ouen (97-2002***)	Grand total
Seine Saint Denis	100	457	509	124 057,66	74 835	199 958,66
yvelines	24 450	8 517	6 031	5 370,16	18 1671	226 039,16
Essonne	2 721	5 537	126 670	26 492,27	16 506	177 926,27
Val de marne	2 275	10 948	15 993	33 732,6	13 652	76 600,6
Val d'Oise	7 962	27 425		67 992,83	300 964	404 343,83
hauts de Seine	7 649	12 336	7 811	3 809,48	22 303	53 908,48
Paris	355	1 205		5 740,52	1 700	9 000,52
Seine et Marne	3 700		14 274	640 459,09	29 374	687 807,09
Oise				23 434,49		23 434,49
Aisne				47 858,62		47 858,62
Marne				3 131,04		3 131,04
Eure	4 296					4 296
Eure et Loir	16 021					1 6021
Non déterminé		10 261	13 923	0	26 624	50 808
Total	69 529	76 686	185 211	982 078,76	667 629	1 981 133,8
Sortie réelle		81 125	218 324	982078,76	1020034	2301561,8

* chantiers >150 t ** chantiers >200 t *** chantiers > 600 et 1000 t

L'appartenance d'un lot de mâchefers à l'une ou l'autre des catégories « Valorisable », « Maturable » ou « Stockable » est fixée sur la base d'un test de lixiviation appliqué à un échantillon représentatif du lot considéré, réalisé en laboratoire, et qui consiste à évaluer son potentiel de relargage pour divers constituants (exprimé en mg/kg dans le tableau 25).

La dernière classe mentionnée, dite mâchefers « S » (stockables), est directement évacuée en décharge. Inversement, les mâchefers « M » (maturables) et « V » (valorisables) peuvent être recyclés.

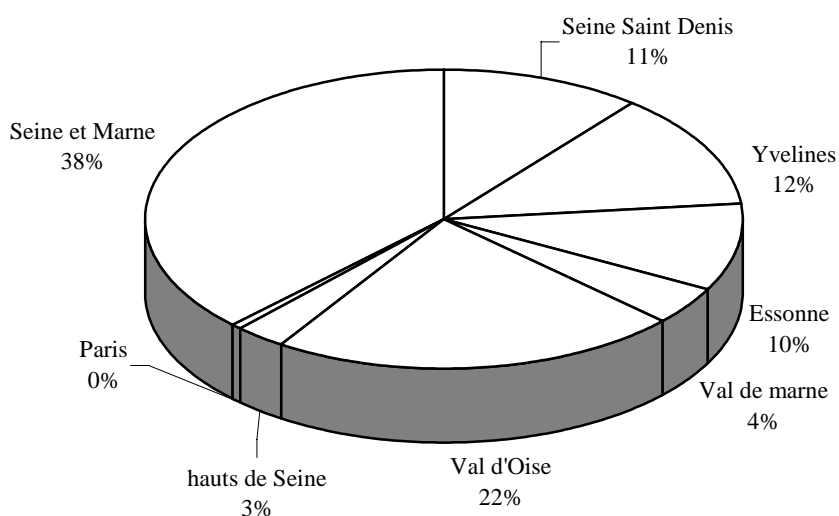
La préparation des mâchefers avant leur recyclage consiste à retirer les fractions imbrûlées des déchets et les fractions métalliques ferreuses et non ferreuses grossières qu'ils contiennent et qui représentent 0,5% du tonnage ; à les conditionner mécaniquement et à les soumettre (pour les mâchefers « M ») à une lixiviation de trois à six mois sur des aires appropriées (aires de maturation des mâchefers).

L'Île-de-France dispose de 6 plates-formes de maturation totalisant 710 000 tonnes de capacité/an (ADEME, 2002).

S'agissant des plates-formes de Triel, Argenteuil, Massy, Isles-les-Meldeuses et Saint-Ouen l'Aumône, le total des mâchefers sortis de ces sites de 1997 à 2002 s'élève à environ 2,3 millions de tonnes, dont environ 1,8 millions de tonnes recyclées en Île-de-France et 145 500 tonnes exportées hors région (tableau 26).

La Seine et Marne et le Val d'Oise sont les départements les plus gros consommateurs de mâchefers comme l'indique la figure 20.

Figure 20 : Utilisation des mâchefers par département



Tab. 27 : Valeurs moyennes de PCDD/F dans les mâchefers (En ng I – TEQ/kg de MS)

	France	France	Japon
Nombre d'échantillons	5	5	39
Minimum	4,0	4,66	0,7
Maximum	20,6	11,3	1 500
Moyenne	9,2	7,64	200

Source : Bartet, 2001

Tab. 28 : Teneurs en PCCCF dans différents matériaux (en ng I-TEQ/kg)

	Boues de STEP	Sol forêt	Sol industriel	compost	Sol agricole	MIOM	Suie de bois
PCDD/F	63,3	26,6	18	14,85	9,9	8,25	111,55

Source : Bartet, 2001

Mâchefers et dioxines

Dans le tableau 27, il apparaît que les valeurs des mesures sur les mâchefers réalisées en France et au Japon sont discordantes. On suppose que les fortes valeurs des mâchefers du Japon sont dues à un mélange de ces derniers avec des cendres sous chaudière.

On notera que les valeurs moyennes présentées dans les tableaux 22 et 23 sont du même ordre de grandeur que celles du tableau 27 : 9 ngI-Teq/kg de MS.

Globalement, les teneurs en PCCD/F des mâchefers sont faibles comparées aux émissions solides de l'incinération (cendres volantes, cendres sous chaudière, « gâteau » de filtration dans le cas de traitement par voie humide). Elles le sont également par rapport à d'autres types de matériaux (tableau 28). Les PCDD/F issues de l'incinération des déchets se concentreraient surtout dans les cendres volantes (85%) ; les fumées en retiendraient 10%, les mâchefers 5% (INSERM, 2000).

On notera la relative forte charge des boues d'épuration et les teneurs plus élevées dans les sols forestiers comparées aux sols industriels. La même source indique pour des sols urbains des teneurs pouvant aller de 1000 à 100 000 ng I-TEQ/Kg de sol selon que l'on se trouve respectivement à proximité d'incinérateurs ou dans un site industriel.

Transfert des dioxines des mâchefers vers le sol

Qu'en est-il des mâchefers recyclés en technique routière ? S'agissant des teneurs observées dans des chaussées construites à différentes époques, celles ci sont nettement plus élevées dans les mâchefers de chaussées anciennes (construites antérieurement à la circulaire du 8 mai 1994) que dans ceux des chaussées plus récentes, de construction postérieure à cette date (Baddredine *et al*, 2003). Cette différence est imputable à la fois à l'entrée en vigueur de la circulaire précitée et à une meilleure gestion des mâchefers sur le site des usines, qui évite le mélange avec les cendres volantes aux fortes concentrations en dioxines.

S'agissant du transfert de dioxines depuis les mâchefers vers les sols encaissants, celui-ci serait faible. Des essais en laboratoire sur percolats de mâchefers montrent que le transfert ne s'effectue pas par dissolution mais par diffusion particulaire sur des éléments de diamètre supérieur à 0,45 μm , ce qui en limite la migration dans le sol et à fortiori dans les nappes souterraines (Bartet, 2001, Baddredine, *op. cit.*).

Tab. 29 : Hypothèses sur le devenir des mâchefers en Île-de-France

	Tonnage	Linéaire annuel équivalent (en km)
Mâchefers annuels	1 000 000	
refus (15%)	150 000	
mâchefers recyclés	850 000	
exportation (3%)	25 500	
Mâchefers recyclés IDF annuellement	824 500	
50% de remblais	412 250	
25% de couche de forme	206 125	
25% de couche de fond	206 125	
1 km de remblais équivaut à	27 000	15
1 km de couche de forme équivaut à	9 000	22
1 km de couche de forme équivaut à	5 500	37

Source : ORDIF, 1996, p. 70

L'impact sur l'environnement de la valorisation des mâchefers

L'incinération en Île-de-France produit annuellement un peu moins d'un million de tonnes de mâchefers, dont une faible fraction exportée hors région (aux alentours de 2 à 3%). On suppose que la grande majorité de ces mâchefers est recyclée en technique routière.

Si l'on reprend les éléments techniques de la simulation de consommation de mâchefers formulée par ORDIF (1996, p.70), et notamment les utilisations prévisibles suivantes : 50% en remblais, 25% en couche de forme, 25% en couche de fond, on aboutirait à la construction annuelle de 15 km de remblais, de 22 et 37 km de couche de forme et de fond respectivement (tableau 29).

S'agissant des PCDD/F, et au regard des expérimentations réalisées, l'impact sur le milieu serait limité. Quand aux métaux lourds, des observations pluriannuelles sur chaussées expérimentales réalisées à Hérouville, dans le Val d'Oise (Drouadaine et Badreddine, 2003), indiquent un relargage rapide des métaux lourds inférieur au potentiel mesuré lors des test de lixiviation en laboratoire, et une stabilisation au bout de trois années. Les expérimentations ont également fait ressortir une meilleure rétention des métaux dans la matrice des mâchefers quand ceux-ci avaient subi un traitement aux liants hydrauliques ou hydrocarbonés.

Conclusions

L'élimination des déchets ménagers en Île de France dépend pour les deux tiers de l'incinération. Cette situation, si elle a permis de maîtriser la gestion d'une production de déchets élevée, a contribué à figer quelque peu la diversification des filières de traitement. En effet, si la mise en décharge a été réduite ces dernières années, c'est essentiellement en faveur de l'incinération, cependant que le tri et le compostage croissaient modérément.

Un effort pour la construction de nouvelles d'UIOM et de rénovation d'anciennes unités a été fait à partir de 1995. Si les dix-neuf incinérateurs respectaient tous les seuils d'émission des métaux lourds en 2004, il n'en était pas de même pour les dioxines et furannes émises au delà du seuil de 0,1 ng/m₃ par huit incinérateurs, totalisant les deux-tiers des capacités d'incinération. Bien qu'un programme de mise aux normes soit en cours, notamment sur les

unités du SYCTOM qui représentent à elles seules 45% des capacités, le respect de l'échéance du 28 décembre 2005 pour l'émission de dioxines en deçà du seuil apparaît problématique pour certaines unités.

L'incinération a été un facteur de pollution en Île-de-France de par son ancienneté. Aujourd'hui des normes plus sévères ont réduit les rejets atmosphériques, bien que des progrès restent à faire pour certaines substances, telles les dioxines et le dioxyde d'azote. S'agissant des rejets solides, la gestion séparées des REFIOM et des mâchefers s'impose aujourd'hui eu égard à la toxicité des premiers, dont l'unique exutoire est la décharge de classe I, et le recyclage en technique routière pour les seconds. Les tests chez ces derniers indiquent des transferts faibles dans le sol pour les dioxines et les métaux lourds.

Deuxième partie

La part de l'incinération dans la pollution de l'écosystème francilien

Tab. 30 : Part des principaux polluants issus des émissions atmosphériques imputable à l'incinération

Eléments	Emissions totales IDF	Part incinération	(%)	Remarques
Particules	21 240,00	292,00	1,37	
Pb+Cr+Cu+Ni +As+Hg+Cd	96,30	7,70	8,00	
Ni+As	28,80	1,30	4,51	
Hg+Cd	2,40	0,92	38,33	
PCDD/F	101,27	25,15	24,83	
PCB	4,67	Pas de données		Selon le CITEPA, fort impact de l'incinération des DIS dans la production de PCB
HAP	16,40	Pas de données		Selon le CITEPA, peu d'impact de l'incinération
SO2	80 000,00	1 500,00	1,88	
NOx	164 610,00	7 030,00	4,27	

Métaux lourds, HAP, SO2, NOx : valeurs en tonnes

PCDD/F et PCB : valeurs en grammes. Valeurs de l'année 2000 pour les métaux lourds, PCDD/F, PCB et HAP. Valeurs 2003 pour NOx et SO2. Pour métaux lourds et POP, les valeurs IDF proviennent du CITEPA (*inventaire départementalisé des émissions de polluants atmosphériques en France en 2000, avril 2004*) ; les valeurs de l'incinération pour métaux lourds proviennent des analyses d'émissions des incinérateurs du MEDD.

Ce bilan concerne les compartiments Air et Sol. Pour l'air, il consiste à mettre en perspective la pollution totale engendrée par l'activité industrielle avec la contribution de l'incinération à cette pollution. Pour ce compartiment, l'on ne dispose pas de valeurs historiques des émissions imputables à l'incinération dans la mesure où les flux de métaux lourds et de PCDD/F émis par cette activité font l'objet de contrôles annuels depuis seulement 1997.

S'agissant du compartiment Sol, il a été comparé l'apport des mâchefers en métaux (qui correspond à l'apport de l'incinération, sachant que les REFIOM aboutissent en décharges de classe I, dans lesquelles les éléments toxiques sont normalement neutralisés) aux autres apports (apports agricoles ; retombées atmosphériques, dont un dixième provient de l'incinération). Pour le sol, l'estimation de la pollution historique peut-être tentée. Il est possible, par l'utilisation de ratios et de valeurs moyennes de concentration des polluants, d'estimer les quantités recyclées des sous-produits issus de l'incinération avant 2004 et partant, d'évaluer celles de leurs éléments toxiques.

La pollution historique : l'impact de l'incinération en Île-de-France

En Île-de-France, les premiers incinérateurs ont été construits au tout début des années soixante. Le parc s'est ensuite progressivement étoffé avec la construction de nouvelles unités et modernisé. Les étapes de cette aventure industrielle ont été brièvement décrites dans la première partie et représentées graphiquement dans la figure 5.

Depuis le fonctionnement de la première usine on peut tenter d'évaluer les quantités de déchets qui ont alimenté les fours et le tonnage des sous produits qui en est sorti.

Ainsi, en supposant que les fours ont fonctionné à saturation de leurs capacités nominale (ce qui semble plausible), 90,5 à 100 millions de tonnes d'ordures ménagères auraient été incinérées de 1965 à 2004 en Île-de-France. La production de mâchefers qui en a résulté correspondrait à une vingtaine de millions de tonnes ; celle des REFIOM à environ 3,5 millions de tonnes.

La réalité du tonnage des REFIOM produits est plus difficile à appréhender, dans la mesure où la quantité de cendres volantes et ou de résidus de lavage des fumées dépend de l'imposition des

procédés de dépoussiérage des fumées par les réglementations successives (on peut supposer que ces quantités étaient moins importantes après l'introduction de l'arrêté de janvier 1991). Dans le cas présent, le taux de REFIOM a été pris égal 0,4% par tonne de déchets incinérée pour toute la période considérée.

Destination des matériaux

Les mâchefers d'incinération d'ordures ménagères (MIOM)

Avant la circulaire de mai 1994, aucune prescription ne réglementait les modalités de leur valorisation, aucune traçabilité n'était exigée des utilisateurs. Les mâchefers étaient très probablement utilisés dans les travaux publics comme matériaux de remblaiement ou comme sous couches de voirie routière.

Si l'on se base sur les hypothèses formulées tableau 29, on aboutit pour l'ensemble de la production de mâchefers destinés au recyclage (estimée à 17 millions de tonnes : 20 MT *moins* 3 MT de refus) à la construction de 370 km de remblai, 555 km de couche de forme, 900 km de couche de fondation.

Ces chiffres sont impressionnants. Mais il n'est pas sûr que tous les mâchefers aient abouti dans les chantiers routiers, une partie ayant pu tout simplement être utilisée comme matériau de comblement ou de terrassement dans différentes opérations de travaux publics ou de réaménagement de sites. Quoiqu'il en soit, on ne saura jamais leur destination avant la circulaire de 1994. S'agissant de leur teneur en dioxines, on rappellera qu'une campagne d'auscultation des chaussées réalisée dans le cadre de l'étude pour le ministère de l'Environnement (Baddredine, 2003) a fait ressortir des plus fortes teneurs dans les mâchefers antérieurs à 1994 (jusqu'à 721 ng/I-TEQ/kg), par rapport aux mâchefers « post circulaire ». On retiendra donc le potentiel polluant que ces sous-produits représentent dans les sols franciliens.

Les REFIOM

De par leur toxicité et leur forte solubilité, ces sous-produits sont classés comme des DIS. Ils aboutissent logiquement en décharge de classe I. Logiquement, car ici encore des écarts à une gestion dans les règles de l'art de ces matériaux peuvent avoir eu lieu, notamment leur mélange

avec les mâchefers et leur enlèvement avec ces derniers, ou leur stockage « temporaire » sur le site des incinérateurs¹⁷.

Le calcul du total des émissions de métaux lourds et de dioxines émises est moins évident dans la mesure où l'importance des flux rejetés a varié en fonction des dispositions réglementaires successives : celles des arrêtés du 6 juin 1972 et du 9 juin 1986, et surtout l'arrêté du 25 janvier 1991, de la circulaire Lepage (25 février 1997), de l'arrêté du 20 septembre 2002.

Le cas des dioxines et furannes

Les incinérateurs franciliens ont émis et continuent pour un certain nombre d'entre eux à émettre des dioxines à des teneurs supérieures à celles qu'imposera la réglementation (soit, rappelons-le, 0,1 ng/m³ opposable au 28 décembre 2005).

On rappellera également que la réglementation actuelle permet d'abattre, à hauteur de 99,9%, la quantité de PCDD/F sortant des fours d'incinération. Celle-ci, hors épuration, est évaluée entre 2 et 100.10⁻⁶ mg/m³ (document SFSP, p.30, tableau II). Ce taux d'abattement a été rendu possible par le seuil d'émission fixé dans la circulaire Lepage de 1997, repris par l'arrêté ministériel de septembre 2002 (transposant la directive européenne de décembre 2000), dans lequel sont également abaissés les seuils d'émission des NOx et du CO. Les incinérateurs existants ont jusqu'au 28 décembre 2005 pour se conformer aux nouvelles dispositions¹⁸. En 2004 en Île-de-France, à la date de la rédaction du présent rapport, près de 70% des capacités du parc restaient encore à mettre aux normes s'agissant des PCDD/F (cf. *supra* et la 4^{ème} partie).

Depuis leur entrée en fonction, les incinérateurs franciliens ont rejeté dans les airs des quantités de PCDD/F qu'il est impossible d'évaluer faute de suivi des émissions. Ce suivi, on l'a vu, a débuté en 1997 à une fréquence annuelle (6 heures/an) sur tous les incinérateurs en fonctionnement sur le territoire national et concerne également, rappelons-le, les métaux lourds.

¹⁷ bien que l'arrêté ministériel du 9/06/86 stipule que tout mélange de mâchefers et de cendres soit traité en décharge, une enquête de la DRIRE en 1987 indiquait que dans la plupart des incinérateurs, cendres et mâchefers étaient mélangés au niveau de la fosse d'extinction des mâchefers, valorisés en technique routière ou mis en décharge (« *L'épuration des fumées et l'élimination des résidus* » ; exposé de Melle Perrier-Rosset. *Journées d'étude, traitement et élimination des déchets* ; ENPC, 9 et 10 octobre 1990)

¹⁸ Une note récente du MEDD (avril 2005) mentionne qu'un certain nombre d'incinérateurs ne pourra pas respecter cette échéance

En 2003, la totalité des incinérateurs d'Île-de-France a rejeté 25 grammes de PCDD/F. En 1998, les rejets étaient presque deux fois plus élevés (figure 15). Si pour l'ensemble de la période de fonctionnement des UIOM antérieure à 2003 on applique le ratio moyen de 0,1g de rejet de PCDD/F par 10 000 tonnes incinérées (voir le graphe des ratios par incinérateur), le flux émis annuellement représenterait une quarantaine de gramme. Sur trente ans de fonctionnement, cela correspondrait à une quantité totale émise de 1,2 kilos, chiffre à considérer avec prudence.

La généralisation au plan national des mesures de concentration des PCDD/F en sortie de four confirme, en 2003, les rejets encore élevés de certains incinérateurs franciliens (figure 16). Les incinérateurs d'Argenteuil, d'Issy-les-Moulineaux, de Massy et de Saint-Ouen sont ceux qui émettent les plus forts taux par 10 000 tonnes incinérées (par ordre décroissant). En quantités totales émises, les unités qui excèdent un gramme annuel sont par ordre croissant Argenteuil (4,8 g), Saint-Ouen (5,12g), Ivry (5,65g), Issy-les-Moulineaux (6,93g).

Au regard des concentrations, les dépassement de la norme ont concerné 19 lignes de four sur 38 mesurées (totalisant, on l'a vu, 66,9% des capacités mesurées en 2003). Les valeurs trouvées s'établissent entre 0,8 et 11,4 ng/m³ (Moyenne : 1,89 ; Médiane : 1,3 ; Ecart type : 2,47), sans commune mesure avec les émissions des incinérateurs aujourd'hui arrêtés de Vaux le pénil ou de Gilly sur Isère (voir ci-après). En tout état de cause, les unités dépassant les normes devront se conformer, comme l'ensemble des incinérateurs français, à l'arrêté ministériel de septembre 2002, et ce avant le 28 décembre 2005, sous peine d'un arrêt de leur fonctionnement passé cette échéance.

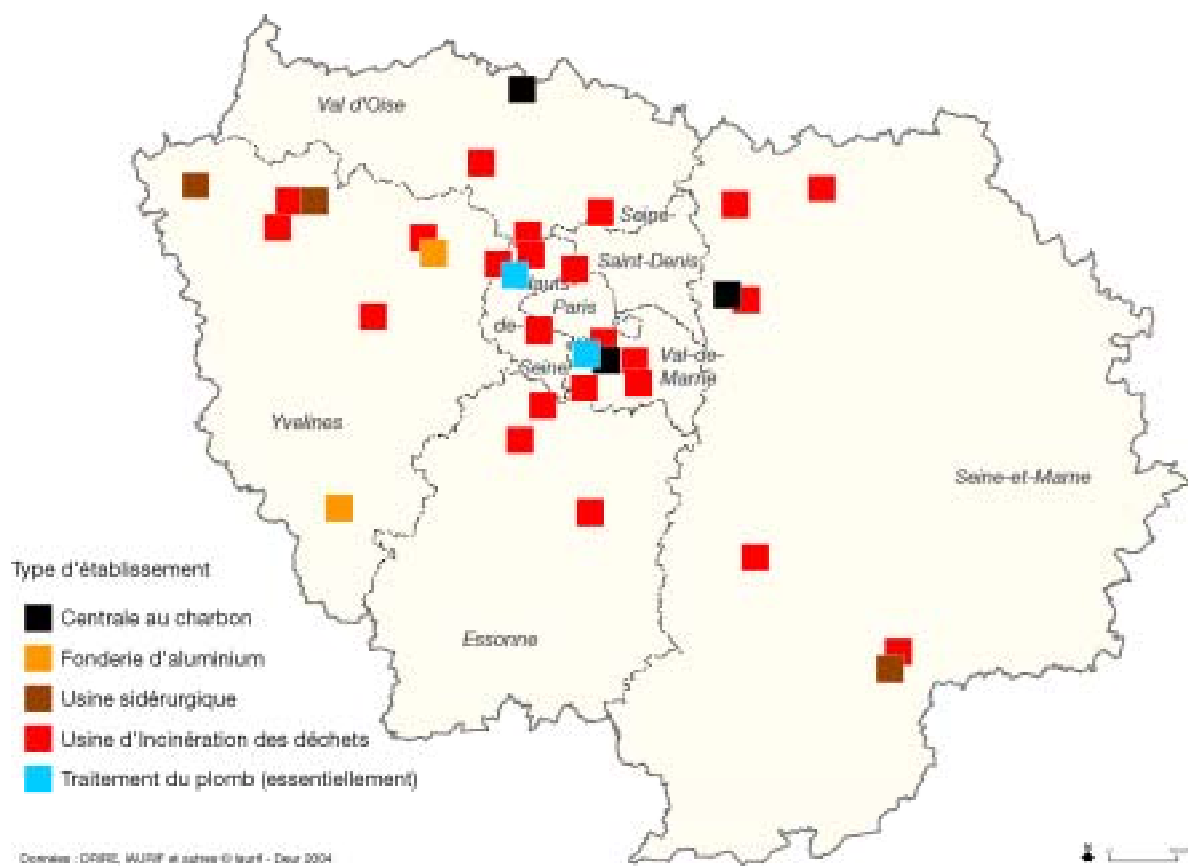
L'impact des émissions et des retombées atmosphériques

Le tableau 30 indique la part des principaux polluants issus des **émissions atmosphériques** imputable à l'incinération en Île-de-France.

L'incinération des déchets représente moins du dixième du total des émissions atmosphériques de plomb, de chrome, de cuivre, de nickel, d'arsenic, de mercure et de cadmium. Elle participe de manière insignifiante aux émissions de particules et d'HAP et contribue relativement peu à celles des oxydes d'azote.

L'impact est fort pour le cadmium et le mercure, pour lesquels l'incinération fournit près de 40% des émissions. La baisse d'environ de moitié des quantités depuis 1990 est en grande partie imputable, selon le CITEPA, au tri sélectif des déchets (notamment des DMS) et aux progrès réalisés dans le traitement des fumées. Bien que ne disposant pas de valeurs des émissions de PCB de l'incinération, cette dernière contribuerait majoritairement, toujours selon les observations du CITEPA, aux émissions totales de la région.

Figure 21 : Carte des principaux émetteurs fixes de PCDD/F en Île-de-France



Le flux des PCDD/F issu de l'incinération est également élevé puisque il représente près du quart des émissions en Île-de-France. Ce constat est à l'origine du programme annuel de suivi des émissions atmosphériques des incinérateurs, indépendamment de leurs capacités. La réduction drastique des émissions de dioxines/furannes est une priorité des pouvoirs publics en matière de santé environnementale compte tenu de la nocivité avérée de ces composés.

L'Île-de-France est particulièrement concernée par cette réduction. La région a généré en 2000 le cinquième des émissions nationales¹⁹ de dioxines/furannes (*selon données CITEPA, 2000*), et la mise aux normes de sept de ses principaux incinérateurs qui totalisent 66% des capacités du parc n'était pas encore réalisée fin 2004. Une fois cette mise aux normes effective, elle permettra de ramener en dessous de 2,4 grammes par an la contribution de l'incinération à la production de PCDD/F, et ce à compter de 2006.

Parallèlement, il conviendra de s'attaquer à la réduction des PCDD/F en provenance d'autres sources (cf. tableau 20), certaines sur lesquelles peut s'exercer un contrôle, d'autres relevant d'activités humaines diffuses, et donc plus difficilement localisables et quantifiables. Il s'agit principalement :

- de l'activité sidérurgique, qui se répartit en Île-de-France sur six sites principaux, et qui participe également à l'émission de dioxines (DRIRE, 2002) ;
- de la consommation de divers types de combustibles pour la production d'énergie (centrales thermiques au fioul, au charbon, au bois) ;
- de l'incinération des boues de STEP et des DIS (cependant réduite en Île-de-France) ;
- de la circulation automobile ;
- de la production de fumées d'origine urbaines (cheminées), rurale (brûlage de végétaux), humaine (tabac).

¹⁹ Les émissions nationales décroissent rapidement : de 526 g en 2000 elles sont passées à 380 g en 2002 ; les prévisions de 2003 indiquent 281 g (CITEPA, analyse sectorielle, février 2004). Pour les comparaisons, nous nous sommes tenus à l'année 2000 faute de données totales régionales plus récentes.

Tab. 31 : Retombées atmosphériques pour quelques métaux en Île-de-France

	En tonnes					
	Pb	Cr	Cu	Ni	Cd	Total
Emissions	17,19	32,14	15,68	25,03	1,00	91,04
Retombées	33,00	4,3	48,00	9,35	0,55	95,2

Emissions : données CITEPA, 2000 – Retombées : Azimi et al, 2003

Tab. 32 : Apport de métaux lourds dans les sols en Île-de-France

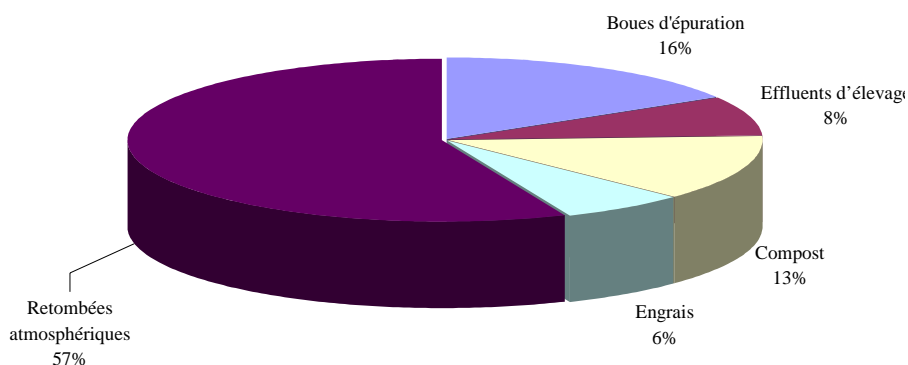
	Valeurs annuelles, en tonnes							
	Tonnages bruts utilisés	Pb	Cr	Cu	Ni	Hg	Cd	Total
Mâchefers ^(a)	836 400	1 686,15	382,20	1 041,14	88,45	24,12	13,83	3 235,89
Boues d'épuration ^(b)	41 865	6,5	2,24	17,65	1,12	0,11	0,14	27,76
Effluents d'élevage ^(b)	125 271	0,65	1,47	9,72	0,95	0,11	0,04	12,94
Compost ^(b)	72 639	9,05	5,61	3,97	3,54	0,05	0,11	22,33
Engrais ^(b)	56 951	0,11	8,66	0,35	0,58	0,01	0,86	10,57
Retombées atmosphériques ^(c)		33	4,3	48	9,35		0,55	95,2

(a) valeur extraite du tableau 24, *moins* 15% de refus – Le calcul des quantités de ML a été fait à partir des valeurs moyennes MATE/TIRU (1997) du tableau 23

(b) IAURIF et ORS, 2004

(c) (c) Azimi *et al*, 2003

Figure 22 : Sources des retombées atmosphériques pour les métaux en Île-de-France



Les retombées atmosphériques des polluants issus de l'incinération rejoignent le sol par gravité à plus ou moins longue distance des incinérateurs selon que les éléments sont émis en phase gazeuse ou particulaire. La faible contribution de l'incinération à la pollution métallique « tous éléments » conduit, en toute logique, à un impact faible sur les sols et la biomasse.

Le Piren-Seine (Azimi *et al*, 2003) fournit des estimations de retombées atmosphériques pour quelques métaux. Le tableau 31 confronte les valeurs émises et les retombées pour le plomb, le chrome, le cuivre, le nickel et le cadmium.

On ne dispose pas de données générales sur les retombées atmosphériques des POPs. Des concentrations de PCDD/F ont été mesurées ponctuellement par le SIOM de Villejust dans les communes de Marcoussis, Villebon, Orsay, Les Ulis et Lonjumeau sur des échantillons de sol et de végétaux. Les concentrations trouvées sur 22 prélèvements s'échelonnent de 0,1 à 9,3 ng/kg de matière sèche. Ces valeurs sont conformes aux concentrations observées dans les sols urbains en France, comprises entre 0,2 et 17 ng/kgMS (AFSSA/INERIS, 1999) et restent dans la limite des valeurs mesurées autour d'incinérateurs (cf. tableau *infra*)

L'impact dans les sols

Hormis les retombées atmosphériques, dont il semble tout au moins pour les PCDD/F qu'elle ne contribueraient pas à la pollution de l'environnement des UIOM, l'impact de la pollution des sols par l'incinération des déchets provient essentiellement des REFIOM et des mâchefers. Les premiers sont stockés en décharge de classe I, dans la perspective d'en neutraliser les éléments polluants ; en ce qui les concerne, les risques de transfert dans le milieu peuvent être considérés comme nuls dans la mesure où les sites d'enfouissement, qui répondent à des normes sévères, sont exploités dans les règles de l'art. Les seconds servent dans les travaux publics pour la fabrication de sous-couches routières et de remblais avec, dans ce cas, des risques de transfert de polluants dans le milieu.

Le tableau 32 compare le potentiel en métaux lourds des mâchefers utilisés en technique routière en Île-de-France à celui des autres intrants. En outre, il permet de relativiser la

Tab. 33 : Potentiel polluant des mâchefers et des REFIOM

	Tonnage estimé	utilisation	Teneurs en ML et PCDD/F	Transfert ML	Transfert PCDD/F
REFIOM antérieurs à 1991	1,5 à 2 MT, de 1965 à 1991	Envoyés en principe en CET de classe I	Fortes	Possible dans la mesure ou risques de mélange avec mâchefers	Possible dans la mesure où risques de mélange avec mâchefers
REFIOM récents	140 000 T environ	Stockés en CET de classe I	Fortes	Nul, en principe	Nul, en principe
Mâchefers antérieurs à 1994	13 MT de 1965 à 1994	Sous-couches routières Remblais, autres	Moyennes	?	?
Mâchefers récents	984 000 T (voir tableau supra)	Sous-couches routières, remblais	Moyennes	Faible, selon les expérimentation de l'INERIS	Faible

contribution des activités agricoles à la pollution des sols par rapport à celle des retombées atmosphériques issues des activités industrielles et urbaines qui représentent près de 60% de cette pollution (figure 22).

Le cas des mâchefers est à dissocier des autres intrants dans la mesure où leur usage, réduit à la construction de chaussées et de remblais routiers, les confine dans des structures bien délimitées et imperméabilisées, qui évite leur mélange avec le sol encaissant. Seuls les mâchefers présentant un faible potentiel de relargage de leurs métaux lourds dans l'environnement sont recyclés. Ce qui signifie, qu'en dépit des fortes teneurs affichées comparées à celles des intrants agricoles et des retombées atmosphériques du tableau 32, les métaux lourds des mâchefers sont peu transférés dans les sols, comme l'indique les expérimentations réalisées sur chaussées (cf. *supra*), et ce transfert est encore limité par leur traitement préalable aux liants hydrauliques.

Il en a été tout autrement de leur utilisation antérieure à l'entrée en vigueur de la circulaire de 1994, dans la mesure où des mâchefers fortement lixiviables (à fort potentiel de relargage des métaux, équivalents des mâchefers classés S de la réglementation) ont été utilisés, associés ou non à des cendres volantes dont la forte toxicité et la forte solubilité sont connues. Il en résulte que cette pollution historique des sols, qui remonte au fonctionnement des premiers incinérateurs, a très certainement été plus élevée qu'elle ne l'est aujourd'hui. Le tableau 33 met en perspective ces deux périodes de pollution.

Conclusion

Deux éléments doivent être considérés si l'on veut apprécier l'impact des incinérateurs de déchets sur l'environnement d'Île-de-France : l'importance du parc et sa capacité d'incinération disponible, à la fois une concentration démographique élevée et la présence d'une agriculture développée (mais avec une faible présence de l'élevage). Une partie importante de la population francilienne vit dans l'environnement proche d'un incinérateur, de même que s'y développe une activité agricole. Aux deux éléments cités on pourrait également ajouter l'état de vétusté d'une partie des incinérateurs, une mise aux normes encore inachevée, pour les NOx, le CO₂ et les PCDD/F.

Si les retombées atmosphériques des métaux de l'incinération apparaissent aujourd'hui comme relativement limitées comparativement à celles de l'activité urbaine et industrielle dans son ensemble, celles des dioxines et furannes en constituent une part importante. Plus que tout autre filière d'élimination des déchets l'incinération doit, pour cette raison, faire l'objet d'une attention particulière en veillant au bon état des incinérateurs et au respect strict des normes qui encadrent leur fonctionnement.

Des progrès importants ont été réalisés dans ce domaine en Île-de-France, notamment l'arrêt des unités de moins de 6 t/h ou leur remplacement par des unités plus modernes. Des améliorations restent encore à effectuer, et les exemples récents de dysfonctionnement des incinérateurs de Vaux le Pénil (aujourd'hui remplacé par une unité moderne), de Villejust (aujourd'hui aux normes), ou encore de Gilly sur Isère viennent rappeler la nécessité d'être vigilant.

Troisième partie

Incinération et santé

Le traitement thermique des déchets ménagers entraîne, comme on l'a vu, le rejet atmosphérique de nombreux composés chimiques. Tous les polluants émis ne peuvent pas être pris en compte lors d'une évaluation du risque sanitaire. En pratique, seuls quelques polluants appelés « traceurs » sont considérés. Ce sont les particules, les dérivés halogénés polycycliques (dioxines, furannes et PCB), le cadmium, le mercure et le plomb (SFSP, 1999 ; ADEME, 2002). Dans d'autres études, les auteurs examinent davantage de polluants. Il s'agit, en plus des précédents, du nickel, de l'arsenic et du chrome (Institut Universitaire d'hygiène et de santé Publique, 2001), de l'acide chlorhydrique, du dioxyde de soufre (Glorennec *et al*, 2001) et du manganèse (ASTEEL, 2003).

Ces polluants sont choisis en tant que traceurs car :

- les connaissances sur leur nocivité sont disponibles et il existe des valeurs toxicologiques de référence les concernant (voir annexe),
- les quantités de polluants émises sont importantes,
- les polluants sont représentatifs de leur catégorie (polluants organiques ou inorganiques), de leur voie d'exposition (inhalation ou ingestion ou les deux), de leurs effets sanitaires (cancérogènes ou systémiques) et de leur présence sous forme particulaire ou gazeuse.

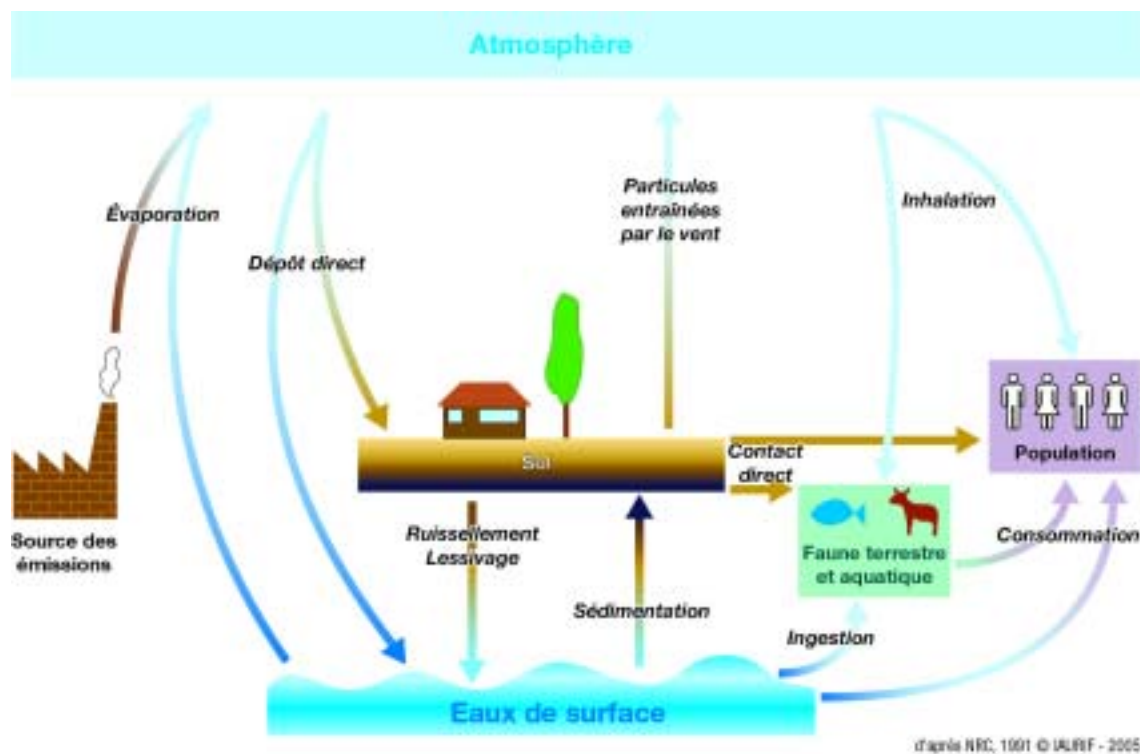
D'autres critères sont aussi avancés. Il s'agit :

- de la présence des polluants dans la liste réglementaire des polluants à contrôler, ce qui permet de disposer de données en terme de concentration à l'émission,
- des préoccupations sociales des riverains liées à un polluant particulier (dioxine par exemple).

Tous ces polluants ont une toxicité et des effets sur la santé humaine qui ont été établis. Le danger propre à chacune de ces substances est décrit en annexe.

Dans cette partie sont présentés les modes d'exposition potentiels de la population aux émissions des incinérateurs et une synthèse des connaissances disponibles, sur l'impact sur la santé de riverains d'incinérateurs.

Figure 23 : Voies d'exposition aux émissions des incinérateurs



Evaluation de l'exposition

Les différentes voies d'exposition

Les polluants issus de l'incinération des déchets se dispersent dans l'atmosphère puis se déposent sur les sols et produits cultivés. L'exposition des personnes vivant aux alentours d'une unité d'incinération émettant des polluants dans l'atmosphère peut se produire par inhalation ou par ingestion de poussières (contacts mains-bouche). Il s'agit là d'une exposition directe. Elle peut être également indirecte par l'ingestion d'aliments cultivés et consommés localement (cultures maraîchères, potagers, jardins familiaux et ouvriers) contaminés par des retombées atmosphériques et par le transfert de polluants depuis le sol vers les végétaux. Les animaux peuvent également être atteints lorsqu'ils consomment les végétaux ou lorsqu'ils ingèrent de la terre en paissant (SFSP, 1999).

La figure 23 montre les possibles voies d'exposition à la pollution engendrée par un émetteur, en l'occurrence une usine d'incinération.

Exposition par inhalation

Son ampleur pour les populations vivant autour du site émetteur varie en fonction de leur localisation par rapport aux vents dominants, selon l'hypothèse que si les émissions de l'installation ont un impact sur les populations, ces effets sont plus importants sous le ou les vents dominants et moins importants perpendiculairement à ces vents.

Exposition par ingestion

L'exposition directe fait suite à l'ingestion de poussière ou de sol contenant des polluants s'y étant déposés. Elle concerne notamment les jeunes enfants qui mettent fréquemment les mains à la bouche et qui peuvent ainsi ingérer des poussières. Elle concerne aussi les personnes pratiquant des loisirs en extérieur sur des terrains où des particules de sol peuvent être mises en suspension.

L'exposition indirecte se produit à travers la chaîne alimentaire, consommation d'animaux, de végétaux et d'eau. Par exemple pour le mercure, l'eau des rivières locales peut être touchée par les retombées atmosphériques. Les poissons vont stocker cet élément et contaminer ainsi leurs prédateurs et par conséquent la chaîne alimentaire. D'autres polluants tels que les dioxines

contaminent les végétaux consommés localement par l'Homme ou l'animal. Les animaux ainsi contaminés peuvent alors atteindre l'Homme, par la consommation de viande, de lait ou d'œufs.

Exposition cutanée

En population générale, l'exposition cutanée est considérée comme négligeable.

Des voies d'exposition dominantes qui diffèrent selon les polluants

L'exposition de populations vivant près d'incinérateurs d'ordures ménagères est différente selon les polluants considérés. La plupart du temps, il semble évident que c'est l'inhalation des rejets qui va être la principale source d'exposition. C'est le cas par exemple des particules, du dioxyde de soufre ou encore de l'acide chlorhydrique. Dans ce cas, un impact sur les individus se produira à chaque fois qu'il y aura une exposition à la substance, et à terme des pathologies pourront survenir. En revanche, certains polluants tels que les dioxines, les PCB et certains métaux lourds ont la propriété de s'accumuler dans les êtres vivants (bio-accumulation), végétaux et animaux, et vont ainsi être transférés le long de la chaîne alimentaire (SFSP, 1999). Dans ce cas, c'est l'alimentation et donc l'ingestion d'aliments : végétaux, animaux ou produits issus d'animaux comme le lait ou les œufs qui va être prépondérante dans l'exposition. Par exemple, l'exposition totale des personnes aux dioxines est à 90 – 95% due à l'alimentation.

Un autre critère à prendre en considération est la propriété physico-chimique du polluant. Les dioxines par exemple sont lipophiles et se fixent dans les tissus adipeux. Elles peuvent ensuite être excrétées par le lait du fait de leur affinité avec les matières grasses. Ceci explique l'importance de la consommation de lait et produits laitiers dans l'exposition totale à ces polluants et le rôle de l'allaitement maternel (notamment pour le premier enfant) dans l'exposition totale des nourrissons.

Connaissance de l'exposition des populations

La mesure de l'exposition par inhalation

Les méthodes pour mesurer l'exposition aux polluants atmosphériques sont de deux types. La première consiste à réaliser des mesures directes, soit par le dosage des polluants ou de

biomarqueurs dans les milieux biologiques des individus (sang, urine, cheveux notamment), soit par l'emploi de capteurs individuels portés par des sujets.

Les inconvénients de ces mesures sont que :

- peu de polluants peuvent être mesurés ;
- les appareils de mesure sont souvent encombrants et socialement assez peu acceptables, ce qui peut entraîner une modification des activités des individus ;
- il peut être difficile de différencier l'origine des polluants dont on mesure les concentrations

La mesure de l'exposition peut aussi être indirecte, et généralement elle est réalisée soit par des relevés ponctuels des niveaux de polluants dans l'atmosphère sur des sites fixes placés à proximité des populations exposées - le niveau d'exposition des sujets est alors déduit des niveaux mesurés par chaque appareil - soit par la modélisation de la dispersion des polluants (voir annexe). Dans le premier cas, les avantages sont de pouvoir disposer de mesures en continu de quelques indicateurs. Un inconvénient posé par ce type d'approche, est la représentativité des niveaux relevés sur les sites de mesure par rapport à l'exposition réelle des sujets. Cette représentativité dépend de la technique de mesure, du calibrage des appareils, de la fréquence des relevés, du nombre et de la situation des sites, des indices pris en compte (moyennes journalière, maxima horaires...).

La modélisation va, par l'intermédiaire d'un modèle de transport et de diffusion atmosphérique de polluant, mettre en relation différents paramètres d'émission caractérisant la source avec des paramètres météorologiques et géographiques locaux. Ainsi, dans un espace géographique quadrillé et une période donnée, il permet d'estimer les concentrations moyennes de polluant en chaque point du maillage (Guzzo, 1996).

La mesure de l'exposition par ingestion

Dans le cas de l'impact des incinérateurs sur la qualité des aliments consommés, il faut prendre en compte :

- les aliments venant de l'extérieur de la zone d'influence de l'usine,
- les aliments provenant d'une production locale qui peut être d'origine agricole et vendue sur les marchés locaux ou issus de jardins potagers individuels ou familiaux.

La consommation de gibier chassé, autre source d'exposition potentielle, peut être considérée comme négligeable en Île-de-France.

Pour estimer l'impact des retombées atmosphériques sur les sols, sur les végétaux ou encore estimer le passage des polluants depuis le sol vers la chaîne alimentaire, des logiciels de modélisation multimédia sont utilisés (Bonnard, 2001). Le plus utilisé est le modèle CalTox.

Pour les ingestions directes, le modèle convertit, en fonction de divers paramètres, le dépôt à la surface du sol en concentration des polluants dans les poussières du sol. Puis en fonction de divers facteurs d'exposition, dont la quantité moyenne de poussières de sol ingérée, il calcule la dose moyenne quotidienne de polluant ingérée par un sujet exposé. L'ouvrage de référence de l'US-EPA de 1996 « Exposure factors handbook » indique une quantité moyenne de sol ingéré par un adulte de 50 mg/j de sol soit pour une personne de 70 kg : $7,14 \cdot 10^{-4}$ kg/kg de poids corporel et par jour. Pour un enfant, cette quantité sera plus importante du fait du contact main-bouche plus fréquent.

Sont ensuite calculées les concentrations dans les média d'exposition, soit les environnements au contact de l'homme (sol superficiel, viande, légumes...) grâce aux données sur les utilisations du site (mode d'alimentation du bétail, types de cultures...).

A partir de ces concentrations dans les produits locaux et des paramètres humains d'exposition (temps passé sur le site, consommation de produits provenant de la zone d'étude...) le modèle permet, in fine, de quantifier la dose journalière, moyennée sur la période d'étude, en mg/jour par kilo de poids corporel.

Afin de connaître ce que consomme la population française, différentes enquêtes peuvent être utilisées. Certaines apportent des informations sur l'autoproduction des ménages. Les principales sont :

- **L'enquête « consommation et lieux d'achat des produits alimentaires »**

Menée par l'Institut national de la statistique et des études économiques (INSEE) depuis 1965 (Bertrand, 1993). Cette enquête porte sur l'ensemble des approvisionnements alimentaires de plus de 6 000 ménages observés pendant sept jours consécutifs.

- **Les enquêtes budget de famille**

Egalement réalisées par l'INSEE, l'objectif est de mesurer les dépenses, les consommations, et les ressources des ménages résidant en France métropolitaine. Ces enquêtes recueillent des éléments d'information sur les consommations qui ne donnent pas lieu à dépenses telle que l'autoconsommation.

A ce sujet, on constate qu'il existe une grande disparité entre les ménages de la population agricole et ceux de la population non agricole, puisque 78,3% des premiers possèdent un potager contre 31,5% pour les autres.

Par ailleurs, dans la population non agricole, il existe une disparité en fonction de la taille des communes. Dans les communes rurales, 61% des ménages disposent d'un potager contre 20,5% dans les communes de plus de 100 000 habitants (sauf Paris).

S'agissant de l'Île-de-France, l'enquête indique que 15,5% des ménages disposent d'un jardin potager contre 51,2% dans l'Ouest de la France. Pour l'élevage, les disparités sont encore plus grandes puisque 1,2% des ménages franciliens déclaraient posséder une basse-cour en 1991 contre 16,6% dans le Sud Ouest.

Existence de populations sensibles

Le risque de développer une pathologie suite à une exposition n'est pas le même pour tous les individus. Il existe des groupes à risque particuliers dits « sensibles », soit par excès d'exposition, soit par susceptibilité accrue.

L'exposition accrue peut être liée :

- au lieu de résidence (habiter à proximité d'une source de pollution),
- au temps passé sur le lieu d'exposition (il y aura une différence entre des personnes dont l'activité est éloignée de cette zone et des personnes y résidant en permanence : non actifs, enfants pour qui le lieu de garde ou l'établissement scolaire est dans la zone, personnes à mobilité réduite...),
- à l'activité physique et à des comportements particuliers. Par exemple, les enfants ont une activité physique plus élevée que les adultes et respirent donc plus (à poids égal) de polluants. Les enfants, surtout en bas âge, ont un portage main-bouche élevé et ingèrent donc une quantité plus importante de polluants que les adultes. Cette particularité est

d'autant plus conséquente que les enfants passent plus de temps que les adultes au niveau du sol,

- à un mode de consommation particulier (consommation de produits végétaux ou animaux produits localement ou issu d'un jardin potager, consommation plus importante de lait pour les enfant ou les adolescents, consommation de lait maternel pour les nourrissons).

La susceptibilité accrue peut être liée :

- à l'état de santé des individus. Par exemple, les asthmatiques seront plus sensibles aux polluants présents dans l'atmosphère,
- au stade de développement et à l'âge. Le fœtus peut être exposé aux contaminants qui sont emmagasinés chez la mère et qui peuvent traverser la barrière placentaire. Par exemple, le plomb qui s'accumule dans les os de la mère peut être libéré au cours de la grossesse et transféré au fœtus. Les dioxines et PCB accumulés dans les tissus adipeux sont transférés aux nourrissons dans le lait maternel durant l'allaitement,
- à une plus grande prédisposition pour le fœtus, les nourrissons et les jeunes enfants, par rapport aux adultes, aux effets nocifs des polluants parce que leur corps est en pleine croissance et durant les périodes de croissance physique et mentale rapide, des troubles du développement du système nerveux peuvent survenir,
- à un système immunitaire moins efficient. Ce dernier est affaibli chez les personnes âgées ou déjà malades par exemple, et être la cause d'une plus grande susceptibilité vis-à-vis de certaines maladies, respiratoires notamment,
- à un système immunitaire moins efficace, non pas parce qu'il est affaibli, mais parce qu'il est en cours de développement, ce qui est le cas chez les enfants.

L'impact de l'incinération sur les voies d'exposition aux polluants (eaux, air, sol, alimentation)

Les niveaux d'exposition aux contaminants présents dans les milieux (air, eau, sol, alimentation) et émis par l'incinération des déchets diffèrent selon que l'on se situe dans une zone rurale, urbaine ou industrielle, du fait essentiellement de la présence d'autres émetteurs que l'incinération : circulation automobile, industries, agriculture... Par ailleurs, on observe également des niveaux différents selon les performances des incinérateurs.

A titre d'information, les niveaux de fond mesurés en Île-de-France, pour quelques indicateurs, sont donnés ci-après dans la description de chaque élément.

La part de l'incinération dans la pollution de l'air

Les métaux

Les niveaux de fond

En Île-de-France, les niveaux moyens annuels en fond urbain mesurés par AIRPARIF entre 2001 et 2004 figurent dans le tableau ci-dessous

Année	Plomb (µg/m ³)	Arsenic (pg/m ³)	Nickel (pg/m ³)	Cadmium (pg/m ³)
2001	0,02	500	7700	750
2002	0,02	610	3290	510
2003	0,02	630	3100	470
2004	0,02	600	nd	360

La part de l'incinération

Rappelons que si la contribution de l'incinération dans les émissions totales de Pb+Cr+Cu+Ni+As+Hg+Cd ne représente que 9% de la totalité de ces métaux émis dans l'atmosphère en Île-de-France, cette part est de près de 40% pour les seuls mercure et cadmium (cf. première partie).

Concernant l'immission (i.e la teneur du polluant dans l'air), la part de l'incinération dans la pollution métallique de l'atmosphère est difficile à connaître notamment parce que de nombreuses sources ponctuelles ou diffuses peuvent être présentes dans la même zone (SFSP, 1999). L'idéal serait d'avoir à disposition des mesures réalisées avant la mise en route de l'incinérateur - ou après l'arrêt de son activité - et des mesures en routine effectuées pendant l'exploitation afin de pouvoir faire des comparaisons.

Tab. 34 : Concentration dans l'air de quelques polluants en fonction de différentes situations

Indicateur de pollution	Niveau de fond rural	Niveau de fond urbain	Proche d'une source
Arsenic		630 pg/m ³ ⁽¹⁾	730 pg/m ³ (trafic automobile) ⁽¹⁾
Plomb		0,02 µg/m ³ ⁽¹⁾	0,03 µg/m ³ (trafic automobile) ⁽¹⁾ 0,16 µg/m ³ (incinérateur, zone industrielle) ⁽²⁾
Nickel		3 100 pg/m ³ ⁽¹⁾	5 400 pg/m ³ (trafic automobile) ^{(1)*}
Cadmium		470 pg/m ³ ⁽¹⁾	540 pg/m ³ (trafic automobile) ⁽¹⁾ 18 000 pg/m ³ (incinérateur, zone industrielle) ⁽²⁾
PM10		26 µg/m ³ ⁽¹⁾ de 19 à 26 µg/m ³ ⁽³⁾	46 µg/m ³ (trafic automobile) ⁽¹⁾ de 19 à 28 µg/m ³ (selon le type de déchets incinérés) ⁽³⁾
PM 2,5		28 µg/m ³ ⁽¹⁾ de 15 à 21,5 µg/m ³ ⁽³⁾	16 µg/m ³ (trafic automobile) ⁽¹⁾ de 15 à 23 µg/m ³ (selon le type de déchets incinérés) ⁽³⁾
SO2		16 µg/m ³ ⁽¹⁾ de 5,3 à 9,5 µg/m ³ ⁽³⁾	16 µg/m ³ (trafic automobile) ⁽¹⁾ de 6,6 à 10,6 µg/m ³ (selon le type de déchets incinérés) ⁽³⁾
PCDD/F	20-50 fg I-TEQ/m ³ ⁽⁸⁾ De 10 à 15 fg I-TEQ/m ³ ⁽⁴⁾	147 fg/m ³ ⁽¹⁾ De 10 à 100 fg I-TEQ/m ³ ⁽⁴⁾ 50 fg I-TEQ/m ³ ⁽⁶⁾	100-400 fg I-TEQ/m ³ ⁽⁸⁾ 1 000 fg I-TEQ/m ³ (usine de produits chlorés en Russie) ⁽⁴⁾ 22 à 125 fg I-TEQ/m ³ (incinérateur en zone rurale) ⁽⁵⁾ 144 à 337 fg I-TEQ/m ³ (incinérateur en zone industrielle) ⁽⁵⁾ 10 à 67 fg I-TEQ/m ³ (incinérateur en zone intermédiaire) ⁽⁵⁾ 170 et 350 fg I-TEQ/m ³ ⁽⁶⁾ 58 à 127 fg I-TEQ/m ³ ⁽⁷⁾

⁽¹⁾ AIRPARIF, niveaux moyens annuels 2003. Pour PCDD/F campagne de mesures en 1997.

⁽²⁾ Jervis 1995, in SFSP, 1999

⁽³⁾ Hazucha, 2002, mesures en 1994 autour de trois incinérateurs (déchets médicaux, municipaux et dangereux), Caroline du Nord, Etats-Unis

⁽⁴⁾ Seta, 2000

⁽⁵⁾ Caserini, 2004

⁽⁶⁾ Lorber, 1998

⁽⁷⁾ Cheng, 2003

⁽⁸⁾ Lohmann, 1998

La SFSP (1999), cite une étude comparant des concentrations de quelques métaux, mesurées à une distance de 3 km de la cheminée d'un incinérateur d'ordures ménagères avant et après sa fermeture, dans laquelle ressort une diminution des teneurs en mercure (0,07 à 0,03 ng/m³), en cadmium (0,35 à 0,28 ng/m³), en plomb (6,2 à 5,6 ng/m³) et en zinc (26 à 22 ng/m³). En revanche, les auteurs de l'étude constatent une augmentation pour le chrome (15 à 19 ng/m³).

Par ailleurs, ces mesures apparaissent très faibles, y compris celles réalisées durant l'exploitation, et ne correspondent pas aux valeurs enregistrées dans une autre étude, dans laquelle des mesures autour d'une UIOM située dans une zone industrielle indiquent des concentrations de 18 ng/m³ pour Cd, 160 ng/m³ pour Pb et 270 ng/m³ pour Zn.

Les particules

Les niveaux de fond

En Ile-de-France, les niveaux moyens annuels en fond urbain mesurés par AIRPARIF entre 2001 et 2004 sont les suivants :

Année	2001	2002	2003	2004
PM ₁₀	26	24	26	22
PM _{2,5}	28	15	16	13

En µg/m³

La part de l'incinération

L'incinération représente, rappelons-le, environ 2% des émissions totales de particules dans l'atmosphère en Île-de-France (cf. la première partie). Les données se rapportant à l'immission des particules autour des incinérateurs ont été mesurées dans quelques études épidémiologiques. Ainsi, dans des travaux évaluant l'impact de l'incinération sur les maladies respiratoires (Shy *et al*, 1995 ; Hazucha *et al*, 2002), des mesures des niveaux de PM₁₀ et PM_{2,5} ont été réalisées autour de trois incinérateurs (jusqu'à une distance de 5 km) traitant des déchets médicaux pour le premier, des déchets municipaux pour le deuxième et des déchets industriels pour le dernier. Ces trois zones étaient comparées à des communes aux caractéristiques identiques mais éloignées des sources de pollutions.

Les concentrations moyennes de PM₁₀ les plus élevées sont mesurées autour de l'incinérateur des déchets médicaux avec 33 µg/m³ contre 21 µg/m³ pour l'incinérateur de déchets municipaux et 15 µg/m³ pour celui de déchets industriels. Les concentrations de PM_{2,5} suivent cette tendance avec des concentrations moyennes de 29 µg/m³, 18 µg/m³ et 13 µg/m³ respectivement.

Tab. 35 : Teneurs en dioxines dans l'air mesurées en Europe (en fg/m³)

	Zones rurales			Zones urbaines			Proche d'une source		
	Min	Max	Moy.	Min	Max	Moy.	Min	Max	Moy.
Autriche	11	110	36	9	436	De 37 à 251 selon le point de mesure.			
Belgique				86	129				
Allemagne	25	70		70	350		350	1 600	
Italie				48	277	85 (Rome)			
Luxembourg			47			54			77
Pays-Bas	9	63	31	4	99	18 et 55 selon le point de mesure	6	140	62
							(proximité d'un incinérateur)		
Suède				0,2	29	De 2 à 18 selon le point de mesure.			
Grande Bretagne	1	24	6 à 12 selon le point de mesure	0	810	De 19 à 256 selon le point de mesure.			

Source : European Commission, 1999

Il est intéressant de constater que les communes éloignées des sources ont des concentrations en particules similaires à celles des communes plus proches. Autour de l'incinérateur d'ordures municipales par exemple, les teneurs sont de $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM_{10} et $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les $\text{PM}_{2,5}$ contre respectivement $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans la commune exempte d'un incinérateur.

L'analyse de la composition des particules en certains éléments métalliques et non métalliques a permis d'estimer la contribution des incinérateurs pour la concentration de $\text{PM}_{2,5}$ à moins de 3%.

Dans une étude menée en Australie autour d'un incinérateur de boues d'épuration urbaines, les concentrations de particules mesurées autour de l'incinérateur montraient également des teneurs comparables à celles obtenues dans une zone sans sources de pollution particulières (Gray *et al*, 1994).

Dioxyde de soufre(SO_2)

Niveaux de fond

De 2001 à 2004, les niveaux de fond ont été les suivants (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) :

Année	2001	2002	2003	2004
SO_2	7	10	9	7

La part de l'incinération

La part des émissions de SO_2 attribuable à l'incinération en Île-de-France est de 2%. Dans les études précédemment citées (Shy, 1995 ; Hazucha *et al*, 2002 et Gray *et al*, 1994) des mesures de SO_2 indiquent des concentrations de $10,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $7,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement autour des incinérateurs de déchets médicaux, municipaux et industriels.

La comparaison avec les concentrations mesurées dans les villes sans incinérateur montre qu'elles sont du même ordre de grandeur : $9,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $5,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière.

Dioxines et furannes

Les niveaux de fond

Ces polluants sont rarement mesurés dans l'air où leurs concentrations sont en général très faibles. Les résultats disponibles montrent qu'il existe une amplitude très importante entre des teneurs mesurées en différents contextes (rural, urbain, proche d'une source émettrice), mais également sur un même site. Ainsi, dans son article de synthèse, Seta (2000) indique des

concentrations dans l'air ambiant pouvant aller de 3 fg/m³ à 5 000 fg/m³. Dans le détail, des différences apparaissent en fonction de trois situations bien spécifiques : milieu rural, milieu urbain et milieu proche d'une source (Nominé, 1999). En Europe, des informations fournies par la commission européenne (European Commission, 1999) indiquent des teneurs de dioxines dans l'air allant de 1 à 110 fg/m³ en zone rurale, de 0 à 810 fg/m³ en zone urbaine et de 6 à 1 600 fg/m³ sur sites proches d'une source polluante (Tableau 35).

D'autres sources bibliographiques indiquent des valeurs moyennes inférieures à 10 fg/m³ en milieu rural éloigné (Lohman 1998), de 10 à 50 fg/m³ en milieu rural et de 10 à 400 fg/m³ en zone urbaine (Lohman, 1998, Seta *et al*, 2000).

En Île-de-France, des mesures réalisées en 2004 par AIRPARIF sur huit sites dont quatre à proximité d'incinérateurs (Sarcelles, Massy, Saint-Ouen et Argenteuil) indiquaient chez ces derniers des valeurs comprises entre 0,04 et 1,14 pg I TEQ/m³, assez semblables aux mesures réalisées en 1997 dans l'air de l'agglomération parisienne.

La part de l'incinération

Les concentrations en dioxines dans l'air relevées autour d'incinérateurs ou de sources polluantes sont cohérentes avec les valeurs citées ci-dessus. Assez paradoxalement les incinérateurs semblent avoir, d'une manière générale, un faible impact sur les teneurs en PCDD/F de l'atmosphère. En effet, les valeurs mesurées sont globalement du même ordre de grandeur que celles correspondant à des zones témoins (c'est à dire sans incinérateur) représentant les mêmes différences selon qu'il s'agisse d'un milieu rural, urbain et industriel.

Ainsi, Caserini *et al* (2004) rapportent des analyses effectuées en Italie autour de trois incinérateurs (le premier situé en zone rurale, le deuxième en zone industrielle et le troisième caractérisant une situation intermédiaire). Autour du premier site, les teneurs mesurées en PCDD/F étaient de 22 à 125 fg I-TEQ m³, du même ordre de grandeur que les mesures réalisées avant la construction de l'incinérateur.

Sur le second site qui comprenait un incinérateur non équipé des « meilleures techniques de traitement des fumées », les teneurs mesurées se sont révélées les plus élevées : de 144 à 337 fg I-TEQ m³. L'auteur précise cependant que ces niveaux sont représentatifs des sites industriels (ce qui semble cohérent avec les résultats de Lohman).

Quant-au troisième incinérateur, celui équipé des « meilleures techniques de traitement des fumées ». les mesures dans son environnement ont montré des teneurs qui s'échelonnaient de 10 à 67 fg I-TEQ m³.

A Taiwan, des mesures réalisées autour d'un incinérateur indiquaient des concentrations de PCDD/F allant de 58 à 127 fg I-TEQ m³ (Cheng *et al*, 2003).

Plusieurs études révèlent des niveaux de dioxines plus importants l'hiver que l'été (Hippelein *et al*, 1996 ; Cheng, *op. cit*). Par exemple, à Taiwan, une étude réalisée autour d'un incinérateur indiquait des concentrations de PCDD/F allant de 188 à 348 fg I-TEQ m³ l'hiver et de 56 à 166 fg I-TEQ m³ l'été (Chang, 2003).

Une étude menée aux Etats-Unis (Lorber, 1998) a évalué les teneurs dans l'air de dioxines à une distance allant de 1,8 à 3 km autour d'un incinérateur ayant fonctionné de 1983 à 1994. Les émissions annuelles de cet incinérateur sur la période d'activité sont estimées à 1 000 grammes, représentant près d'un dixième de l'ensemble des dioxines émises aux Etats-Unis toutes sources confondues ! Malgré ces fortes émissions, des concentrations mesurées à deux périodes différentes et à 2 km sous le vent de l'incinérateur s'élevaient respectivement à 170 et 350 fg I-TEQ m³, c'est à dire à des niveaux caractéristiques de situations industrielles. Cependant, l'auteur signale que ces teneurs mesurées sous le vent, comparées au niveau de fond urbain estimé à 50 fg I-TEQ m³, mettent en évidence l'impact de l'incinérateur.

Au total

Les niveaux de dioxines mesurés dans l'atmosphère autour d'incinérateurs apparaissent peu éloignés des niveaux de fond (i.e sans incinérateur) observés dans des contextes comparables (milieu rural, urbain). La date de construction de l'incinérateur, et par conséquent le degré de dépollution de ses fumées, a une influence sur les concentrations dans l'air. On notera également que les teneurs en dioxines se caractérisent par une saisonnalité marquée (niveaux bien plus important en hiver).

Tab. 36 : Eléments traces métalliques dans les sols (en mg/kg de terre fine)

	Sols ordinaires		Anomalies modérées		Fortes anomalies	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Arsenic	1	25	30	60	60	230
Cadmium	0,05	0,45	0,7	2	2	7
Chrome	10	90	90	150	150	534
Mercure	0,02	0,2	0,2	0,45	-	-
Plomb	9	50	60	90	100	3 000

Source : Ifen, 1999

Tab. 37 : Teneurs limites admissibles des sols récepteur de boues d'épuration et VCI (en mg/kg de matière sèche)

	France ⁽¹⁾	Communauté Européenne ⁽²⁾	Pays Bas ⁽³⁾			Suède ⁽⁴⁾	VCI _{usage sensible} ⁽⁵⁾
			A	B	C		
Cadmium	2	3	0,8	20	12	0,4	20
Chrome	150	200	100	800	380	30	130
Mercure	1	1,5	0,3	10	10	0,3	7
Plomb	100	300	85	600	530	40	400

(1) Norme AFNOR U44-041 (1985) – Teneurs limites des sols récepteurs pour l'épandage de boues d'épuration – pH du sol inférieur à 6

(2) Directive européenne n°86/278 CEE (1986) : Valeurs maximales pour l'épandage de boues

(3) A : risque considéré comme négligeable

B : Valeur d'intervention, décontamination urgente nécessaire

C : Proposition pour une nouvelle valeur d'intervention : risque jugé intolérable, décontamination obligatoire.

(4) Teneurs limites des sols récepteurs de boues

(5) Valeur de constat d'impact (VCI) : Valeur guide française utilisée dans le cadre de la méthode nationale d'évaluation simplifiée des risques, permettant de constater l'impact de la pollution d'un milieu, en fonction de son usage. Ces valeurs prennent en compte les risques chroniques pour la santé des populations liés à l'usage actuel des sites. Elles intègrent les différentes voies d'exposition des populations (inhalation, ingestion, contact cutané) et sont définies pour deux types d'usage, l'un sensible (résidentiel avec potager), l'autre industriel. Définition : Forum actualités sites pollués : <http://www.fasp.info/default.htm>

La part de l'incinération dans la pollution des sols

Les métaux lourds

Les niveaux de fond

Les teneurs en métaux lourds dans les sols, sans contamination due à l'activité humaine, sont dépendantes de la composition de la roche mère sous-jacente et varient d'une région à l'autre. Certaines teneurs, d'origine naturelle, peuvent déterminer de fortes anomalies.

Le tableau 36 indique les valeurs de fond (exprimées en mg/kg) qui peuvent être rencontrées dans des sols naturels pour As, Cd, Cr, Hg et Pb.

Le tableau 37 mentionne les valeurs limites pour ces mêmes éléments (sauf As) de sols aptes à recevoir des boues d'épandage selon la réglementation de pays de l'Union européenne.

La part de l'incinération

Des analyses de sols ont été réalisées autour d'incinérateurs ou de sites industriels. Collet *et al* (1998) ont mesuré les concentrations en plomb et en cadmium dans une zone de 7 x 9 km autour d'un incinérateur en Ecosse. Les niveaux s'étendent de 11 à 82 mg/kg de sol pour le plomb et de 0,03 à 0,17 mg/kg de sol pour le cadmium.

La distribution spatiale des résultats pour le plomb montre une réduction des teneurs en relation avec l'éloignement de la source, prouvant ainsi l'impact de l'incinérateur. De plus, la comparaison entre les résultats observés pour le plomb avec les niveaux prédits par modélisation des contaminations dues à l'incinérateur montre une bonne corrélation, preuve supplémentaire du rôle de l'incinérateur dans cette contamination. Cette corrélation n'a pas été retrouvée pour le cadmium.

Dans le cadre d'une étude sur le risque de contamination des sols par les éléments traces métalliques, Mench et Baize (2004) signalent cinq situations aboutissant à une contamination plus marquée du sol et à un danger plus grand de contamination des végétaux cultivés (et donc, par voie indirecte, des consommateurs de ces produits). Parmi ces situations sont citées :

- les sols à proximité d'installations polluantes telles que les incinérateurs,
- les jardins familiaux à proximité d'agglomérations ou d'un site industriel émetteur. L'auteur indique que la contamination de ces jardins peut être importante s'ils sont anciens et présents depuis longtemps dans l'agglomération.

Tab. 38 : Concentration en PCDD/F (en pg I-TEQ/g de sol) dans les sols de quelques pays européens

	Zones rurales	Zones urbaines	Zones avec une source polluante
Pays-Bas	2,2 à 16		13 à 252 (incinérateurs municipaux)
Autriche	1,6 à 14 (pâturage) < 1 à 64 (forêts)		
Allemagne	1 à 5	10 à 30	50 à 150
Belgique	2		
France	0,02 à 1	0,2 à 17	20 à 60

Source : expertise INSERM d'après European Commission, 1999.

Tab. 39 : Concentrations de fond en PCDD/F (en pg I-TEQ/g de sol) relevées dans la littérature

	rural éloigné	rural	urbain	industriel	proximité d'une source de pollution
Land de Bade-Wurttemberg Allemagne	0,02 à 7,6				100 à + de 1 000
Sud Mississippi USA		1,7 à 684 (zone agricole adjacente à une zone industrielle)			
Luxembourg				0,1 à 9	9 à 18 usines sidérurgiques
Nouvelle Zélande			0,52 à 6,67		
Pays Bas Données compilées sur 181 échantillons	2 à 10	0,02 à 29,5	0,84 à 27,3	0,8 à 332	
Angleterre					1,04 à 209 3 usines de deuxième fusion de métaux non ferreux

Source : Nominé, 1999.

D'autres travaux montrent des résultats contradictoires. Ainsi, un rapport de l'InVS (2003) cite une étude réalisée en Espagne dont l'objectif était de déterminer une éventuelle variation temporelle (entre 1996 et 1997) des niveaux de métaux dans le sol autour d'un incinérateur ancien. Outre le fait de ne pas avoir montré d'évolution particulière, les analyses indiquent des niveaux moyens de 9,7 mg/kg pour l'arsenic, 0,4 mg/kg pour le cadmium, 17,7 mg/kg pour le chrome, 0,1 mg/kg pour le mercure et 54,2 mg/kg pour le plomb. Ces valeurs sont en deçà des valeurs limites établies dans le cadre de l'épandage de boues d'épuration (Tableau 37).

Une autre comparaison des teneurs en métaux dans les sols a été réalisée par Llobet *et al* (2002) autour d'un incinérateur, également en Espagne (province de Tarragone). Des premières mesures avaient été effectuées en 1994 et 1997, avant l'adaptation de l'unité aux normes européennes en 1997 qui a entraîné une réduction de ses émissions polluantes. De nouvelles analyses du sol réalisées en 1999 indiquaient une réduction pour le seul cadmium (baisse de 21%) et pour le plomb (baisse de 54%). Du fait du maintien des niveaux des autres métaux, les auteurs concluaient donc au rôle très vraisemblable d'autres sources d'émission pour ces derniers dans la même zone.

Dans la même région, des analyses de sols ont été réalisées autour de sites industriels, en site urbain et en site supposé non pollué (Nadal *et al*, 2004). Excepté les niveaux plus élevés de chrome et de vanadium du site industriel, aucune différence n'est constatée en comparaison avec le site non pollué.

Conclusion

De nombreuses études montrent que les teneurs en métaux dans les sols proches d'incinérateurs sont en deçà des valeurs limites établies par la réglementation. Par ailleurs, l'influence des incinérateurs n'y est pas mise en évidence de façon claire et systématique.

Les dioxines

Les niveaux de fond

Les données concernant les teneurs en dioxines dans les sols (selon différents contextes) sont beaucoup plus nombreuses. En niveau de fond, les valeurs s'échelonnent entre 0,02 pg I-TEQ/g de sol en situation rurale et 252 pg I-TEQ/g de sol proche d'une source de pollution (Tableaux 38 et 39).

Tableau 40 : Teneurs en dioxines dans le sol à proximité d'incinérateurs

Bibliographie	Lieu	Localisation prélèvements	Nb Pts mesure	Année échantillon	Concentration. (ng ITQ/kgms)	Commentaires
Schumhmacher 2000	S. Adria del Besos, Barcelone Espagne	3 km autour de l'incinérateur	24	1998	Min : 1,22 Max : 34,28 Médiane : 9,06 Moyenne : 12,22	Incinérateur ancien Niveaux plus élevés que ceux rencontrés autour d'autres incinérateurs de la Région
Domingo 2000	S. Adria del Besos, Barcelone Espagne	3 km autour de l'incinérateur	24	1999	Min : 1,33 Max : 54,23 Médiane : 14,41 Moyenne : 11,85	Niveaux plus élevés mais différences pour les médianes non significatives
Domingo, 1999	Montcada, Barcelone Espagne		24	1996	Min : 0,28 Max : 44,30 Médiane : 3,52 Moyenne : 6,91	Pas de relation entre les niveaux de dioxines et la direction des vents dominants
Domingo, 1999	Montcada, Barcelone Espagne		24	1997	Min : 0,15 Max : 29,27 Médiane : 2,57 Moyenne : 4,48	
Domingo, 2001	Montcada, Barcelone Espagne		24	1998	Min : 0,06 Max : 127 Médiane : 4,80 Moyenne : 9,95	Augmentation des concentrations médianes dans les sols constatée mais non significative.
Schumhmacher, 1998(a)	Tarragone, Catalogne, Espagne	Jusqu'à 1,5 km	24		Min : 0,23 Max : 5,80 Médiane : 0,8 Moyenne : 1,08	Maximum de concentration à 1250 m Pas d'impact de l'incinérateur identifiable

Tableau 40 (suite)

Bibliographie	Lieu	Localisation prélèvements	Nb Pts mesure	Année échantillon	Concentration. (ng ITQ/kgms)	Commentaires
Jimenes, 1996	UIDAS Madrid, Espagne	Sur trois lignes parallèles au sens du vent dominant, une dans l'axe et les autres à 1 km de part et d'autre	16		Min : 0,7 Max : 11,4	Pas d'impact de l'UIDAS
Deister , 1991	UIDIS Allemagne	Jusqu'à 750 m	10		Min : 0,2 Max : 8,86	Pas d'impact de l'UIDIS

La part de l'incinération

D'après Nominé (1999), 80% des dioxines sorties des cheminées rejoindraient le sol. Cependant, les résultats des nombreuses analyses de sol réalisées autour d'incinérateurs indiquent des teneurs n'excédant pas 160 ng I-TEQ/kg de matière sèche. A titre de comparaison, la valeur de constat d'impact (VCI) pour les sols d'usage sensible est de 1 000 ng I-TEQ/kg.

Comme pour les métaux, les conclusions des différentes études menées autour d'incinérateurs sont contradictoires (Tableau 40). En effet, dans certains cas, un impact direct sur les concentrations de dioxines dans les sols peut être rattaché aux émissions d'une source de pollution (Fernandes *et al*, 1994 ; Sandalls *et al*, 1992) ou spécifiquement d'un incinérateur (Liem et Theelen, 1997 ; Llobet *et al*, 1998 ; Lorber *et al*, 1998 ; Abbot *et al*, 1997) ; les concentrations s'apparentent le plus souvent, dans ces cas là, au bruit de fond des zones urbaines. L'exemple de l'incinérateur américain indique que même en présence d'émissions démesurées en quantité, l'impact reste faible à proximité du site, ce qui amène à conclure que moins de 2% seulement des dioxines tomberaient dans un rayon de 3 km, accréditant la thèse d'une exportation à longue distance possible de la pollution.

Dans d'autres cas, aucune relation n'est identifiée y compris lorsque les mesures sont réalisées sous les vents dominants de l'installation (Schumacher *et al*, 1998 ; Kurz *et al*, 1993 ; Deister et Pommer, 1991 ; Jimenes *et al*, 1996).

Dans son analyse bibliographique (sur laquelle nous nous sommes appuyés), Nominée (1999) apporte des indications essentielles dans le cas d'une analyse de dioxines dans le sol autour d'une source de pollution. Parmi elles citons :

- l'effet mémoire du sol. Les dioxines étant persistantes dans les sols, il faut s'assurer que sur le lieu de prélèvement aucune autre pollution (épandage agricoles, brûlage de déchets, lessivage de toiture en zone urbaine...) n'ait déjà contaminé le sol,
- l'effet cumulatif sur plusieurs années implique que les dioxines ont plus de probabilité de se déposer sous les vents dominants,
- les résultats comparant les dépôts observés et leur prévision par modélisation sont souvent décevants. Dans le même sens, Keck (2004) indiquait lors d'un colloque sur les POP en 2004 que les modèles de dispersion et de retombées des polluants fournissent souvent des résultats différents de ceux mesurés, notamment pour les dioxines. L'auteur cite le cas d'un

incinérateur où les taux de dioxines mesurés dans le sol, l'herbe, les légumes et le lait de vache sont identiques dans toute la zone en périphérie de l'installation et similaires à des échantillons de mêmes matériaux provenant de zones non exposées. L'influence de l'incinérateur n'est donc pas perceptible, ce qui est en contradiction avec une modélisation réalisée auparavant.

- Les niveaux dans les sols autour d'incinérateurs n'étant pas excessivement plus élevés que dans les zones témoins, les retombées de dioxines ne semblent pas se produire à proximité du site mais certainement plus loin.

En Île-de-France, des analyses de sol ont été réalisées en 1998 dans un rayon de 5 km, sur une quinzaine de sites, autour de l'incinérateur de Villejust. La concentration moyenne est de 5,2 ng I-TEQ/kMS avec des valeurs minimales et maximales de 1,88 et 9,3 ng.

Des mesures dans les sols réalisées en 2003 et 2004 dans le voisinage des incinérateurs de Carrières-sur-Seine et Thiverval-Grignon indiquaient des valeurs comprises entre 16,55 et 57 ng I-TEQ/kMS (DRIRE, 2004).

La part de l'incinération dans la contamination de la chaîne alimentaire

Dans cette partie nous abordons la contamination des végétaux naturels tels que l'herbe, pouvant être destinés au fourrage et donc être consommés par les animaux, celle des végétaux cultivés destinés à l'alimentation humaine et des animaux ainsi que la contamination des produits issus d'animaux tels que le lait de vache et les œufs.

La contamination des végétaux par les métaux

Niveaux de fond

Quelques publications permettent d'avoir une estimation des concentrations en métaux dans les végétaux. Ainsi, Decloitre (1998) a évalué la part de différents aliments dans l'exposition au plomb, au cadmium et au mercure. Concernant les végétaux, les teneurs dans les échantillons analysés ne dépassent jamais les valeurs recommandées par le Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF, 1996) et une seule fois les valeurs réglementaires européennes (JO des communautés européennes, 2001 ; tableau 41).

Tableau 41 : Concentrations en Pb, Cd et Hg dans quelques aliments

Produits	Plomb				Cadmium				Mercure			
	Nb d'échantillons	Teneur En µg/kg	Valeur recommandée	Valeur réglementaire	Nb d'échantillons	Teneur En µg/kg	Valeur recommandée	Valeur réglementaire	Nb d'échantillons	Teneur En µg/kg	Valeur recommandée	Valeur réglementaire
Céréales			500	200			100	100			30	
Blé					429	40		200				
Produits céréaliers					50	26,4						
Céréales petit déjeuner	8	46,2			8	6,9			8	15,4		
Pain	13	31			16	29,1			16	13,4		
Légumes et fruits			300				100 et 200				30	
Légumes feuilles	31	88,6		300		47,2	pour	200	31	6,75		
Légumes racines	11	41,5		100		34,9	salades,	100	11	6,1		
Pomme de terre	16	46,7		100		28,1	céleri et	100	16	8		
Autres légumes	53	108		100		20,5	épinards	50	53	22,2		
Fruits	15	99,9		100 et 200 pour baies et petits fruits		4,3		50	15	7,6		

Source : Decloitre, 1998

En zone polluée

Mench (2004) apporte des indications concernant des analyses réalisées dans des jardins familiaux et dans des zones agricoles subissant des retombées atmosphériques de sites polluants alentours. Dans le cas des jardins, les concentrations relevées dans ceux situés à proximité de sites polluants, sont bien plus importantes que dans des zones témoins non polluées. La plupart des analyses dépassent les valeurs réglementaires notamment pour le cadmium avec 91% de dépassements dans le cas des laitues et 93% pour les carottes (tableau 42).

La littérature ne mentionne pas de données sur la contamination en métaux de végétaux cultivés autour d'incinérateurs.

Tableau 42 : Concentrations médianes et maximales en Cd, Pb et Zn dans quelques légumes cultivés dans des jardins situés à proximité d'un site métallurgique comparées à celles de jardins témoins et pourcentage d'analyse dépassant la valeur réglementaire (en mg/kg de MS)

	Cd			Pb			Zn	
	Témoins	Contaminés	dépassement (%)	Témoins	Contaminés	Dépassement (%)	Témoins	Contaminés
Concentration en mg/kg de matière sèche								
Carotte	0,18 – 0,64	2,02 – 5,4	93	0,29 – 0,76	2,37 – 5,29	26	29 - 40	53 - 146
Poireau	0,21 – 0,24	2,51 – 5,37	84	0,50 – 0,92	4,04 – 10,8	61	35 - 40	95 – 410
Radis	0,35 – 0,44	3,23 – 6,8	45	0,69 – 1,08	4,42 – 32,9	36	43 - 91	239 – 890
Concentration en mg/kg de matière fraîche								
Laitue	0,015 – 0,02	0,11 – 1,5	91	0,115 – 0,35	0,30 – 1,83	50	2,8 – 3,4	7,5 – 28
Concentration en mg/kg de matière brute								
Pomme de terre	0,07 – 0,11	0,67 – 1,4	66	<0,03	<0,03 – 0,51	40		

Source : Mench, 2004

Tableau 43 Teneurs en dioxines mesurées dans des végétaux cultivés autour d'incinérateurs

Bibliographie	Lieu	Localisation prélèvements	Nb pt	Année échantillon	Concentration. (ng ITQ/kgms)	Commentaires
Schumhmacher 2000	S. Adria del Besos, Barcelone Espagne	3 km autour de l'incinérateur	24	1998	Min : 0,33 Max : 1,98 Médiane : 0,58 Moyenne : 0,70	
Domingo 2000	S. Adria del Besos, Barcelone Espagne	3 km autour de l'incinérateur	24	1999	Min : 0,32 Max : 2,52 Médiane : 0,82 Moyenne : 0,97	
Domingo, 1999	Montcada, Barcelone Espagne		23	1996	Min : 1,07 Max : 3,05 Médiane : 1,89 Moyenne : 1,90	
Domingo, 1999	Montcada, Barcelone Espagne		23	1997	Min : 0,75 Max : 1,95 Médiane : 1,27 Moyenne : 1,30	
Domingo, 2001	Montcada, Barcelone Espagne		23	1998	Min : 0,40 Max : 1,94 Médiane : 0,86 Moyenne : 0,95	
Schumhmacher, 1998(b)	Tarragone, Catalogne, Espagne	Jusqu'à 1,5 km	24	1997	Min : 0,11 Max : 0,50 Médiane : 0,20 Moyenne : 0,23	

Tableau 43 (suite)

Bibliographie	Lieu	Localisation prélèvements	Nb pt	Année échantillon	Concentration. (ng ITQ/kgms)	Commentaires
Schuhmacher, 2002(a)	Constanti, Catalogne, Espagne		40	1996	Min : 0,21 Max : 1,22 Médiane : 0,53 Moyenne : 0,61	Incinérateur en construction
				1998	Min : 0,14 Max : 2,01 Médiane : 0,23 Moyenne : 0,31	
Schuhmacher, 2002(b)	Constanti, Catalogne, Espagne		40	2000	Min : 0,13 Max : 0,65 Médiane : 0,29 Moyenne : 0,32	20 mois après la construction de l'incinérateur
Deister , 1991	UIDIS Allemagne	Jusqu'à 750 m	15		Min : 0,7 Max : 8,8	Pas d'impact de l'UIDIS Les zones de dépôt maximum ne correspondent pas aux prévisions faites au moyen d'un modèle gaussien

La contamination des végétaux par les dioxines

Niveaux de fond

L'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (AFSSA) a évalué la contamination par les dioxines d'aliments régulièrement consommés par la population française. Ainsi, la contamination moyenne est estimée à 0,010 pg/g de poids frais pour les fruits (5 échantillons), 0,055 pg/g pour les légumes feuillus (16 échantillons), 0,010 pg/g pour les légumes racines (13 échantillons) et 0,032 pg/g pour les autres légumes (7 échantillons).

Remarque : les dioxines sont exprimées en TEQ (OTAN) c'est à dire que les PCB « dioxines like » ne sont pas pris en compte, contrairement à l'OMS. L' Afssa signale que les dioxines TEQ (OTAN) minorent de 50 % les dioxines TEQ (OMS).

Des données recueillies dans le cadre du plan de surveillance des denrées alimentaires de la Direction générale de l'alimentation (DGAl) indiquent des concentrations dans certains fruits et légumes pour l'année 1999. Celles-ci sont exprimées en poids de matière sèche (et non frais) et en TEQ_{OMS}.

Les doses s'échelonnent de 0,01 ng TEQ_{OMS}/kg de matière sèche à 0,1 ng TEQ_{OMS}/kg. Pour les salades, les concentrations sont plus élevées et vont de 0,1 à 2,97 ng TEQ_{OMS}/kg.

Excepté pour le maximum observé pour les salades, les valeurs rencontrées sont en deçà du seuil d'alerte défini par l'OMS pour les végétaux destinés à la consommation humaine, qui est de 0,4 ng TEQ_{OMS}/kg de matière sèche. En effet, pour les végétaux, les valeurs réglementaires concernent uniquement ceux destinés à l'alimentation des animaux.

Valeurs mesurées autour d'incinérateurs

La contamination la plus probable des végétaux peut se réaliser selon deux manières :

- Les polluants présents dans le sol peuvent entrer par les racines puis passer dans les parties supérieures de la plante,
- le dépôt direct des polluants sur les parties supérieures de la plante.

Une autre possibilité est le dépôt de particules de sols pollués par éclaboussure lors de pluies intenses (INSERM, 2000).

Tableau 44 : Teneurs de fond en Pb, Cd et Hg mesurées dans certains produits carnés, le lait et les œufs

Produits	Plomb				Cadmium				Mercure			
	Nb d'échan- tillons	Teneur En µg/kg	Valeur recom - mandée	Valeur règlem- entaire	Nb d'échan- tillons	Teneur En µg/kg	Valeur recom - mandée	Valeur règlem- entaire	Nb d'échan- tillons	Teneur En µg/kg	Valeur recom - mandée	Valeur règlem- entaire
Produits carnés												
Viandes ⁽¹⁾	59	61,9	250	100	59	12	100	50	59	8,6	50	
Foies ⁽¹⁾	17	110	500	500	17	133,8	1 000	500	17	8,6	100	
Rognons ⁽¹⁾	13	506,7	1 000	500	13	241,3	2 000	1000	13	10,6	100	
Volailles ⁽²⁾					6	10						
Lait ⁽¹⁾	12	13,5	50	20	12	3			12	3,5		
Lait ⁽²⁾	6	6,1			6	1,3						
Œufs ⁽³⁾	279	7,9			262	1,2						

Sources : (1) Source : Decloitre, 1998 ; (2) Ministère de l'agriculture, 2001 ; (3) Ministère de l'agriculture, 2002

En ce qui concerne la contamination par dépôt, le transfert de la peau vers l'intérieur de la plante est peu probable mais des teneurs importantes de dioxines peuvent être rencontrées sur la plante. Le passage vers les animaux peut donc être important.

Enfin, le transfert des dioxines depuis les racines est limité, excepté pour les cucurbitacées, qui peuvent absorber les PCDD/F à partir du sol et les transférer dans les feuilles et le fruit.

Dans certaines études réalisées autour d'incinérateurs et citées précédemment, des analyses de la concentration de dioxines dans les végétaux ont été réalisées. Les niveaux rencontrés sont globalement plus élevés que pour les niveaux de fond. Le minimum rencontré est de 0,11 ng TEQ_{OMS}/kg autour d'un incinérateur situé en Espagne et le maximum de 3,05 ng TEQ_{OMS}/kg autour d'un autre incinérateur situé également en Espagne (Tableau 43).

En France, on dispose d'analyses réalisées sur des échantillons de végétaux autour de l'incinérateur de Villejust dans le département de l'Essonne. Les mesures réalisées à l'intérieur d'un rayon de 5 km autour de l'UIOM, pour l'herbe, des oignons et des salades indiquent des concentrations en PCDD/F de 1,62 ng TEQ_{OMS}/kg de MS, 0,44 ng TEQ_{OMS}/kgMS, 0,17 à 1,1 ng TEQ_{OMS}/kgMS respectivement. Ces valeurs sont du même ordre que celles fournies par la DGAL, notamment pour les salades (voir ci-avant). Elle ne se démarquent pas des valeurs mesurées autour d'autres incinérateurs (Tableau 43).

A proximité de l'incinérateur de Carrières-sur-Seine, des mesures réalisées en 2003 dans des végétaux ont révélées des teneurs moindre allant de 0,03 à 0,075 ng/kgMS.

La contamination des animaux et produits animaux

Nous n'aborderons pas ici la contamination des animaux aquatiques, même si elle peut être importante, à la fois en métaux et en dioxines.

Les métaux

Niveaux de fond

Les données issues des plans de contrôle de la Direction générale de l'alimentation ainsi que de l'étude de Decloitre (1998) indiquent des concentrations inférieures aux valeurs réglementaires (tableau 44).

Tab. 45 : Valeurs réglementaires dioxines pour quelques aliments (Afssa)

Produit	Teneur maximale PCDD/F en pg I-TEQ(OMS)/g de graisse ou de produit
Viande et produits à base de viande de :	
- ruminants (bovins, ovins)	3
- volailles et gibier d'élevage	2
- viande de porc	1
Lait et produits laitiers	3
Œufs de poule et ovoproduits	3
Foie et produits dérivés	6

Autour des incinérateurs

Les données sur la concentration en métaux lourds dans les aliments d'origine animale produits spécifiquement autour d'incinérateurs sont rares.

Les dioxines

Les niveaux de fond

En Europe (ARET, 2004), les concentrations de dioxines dans les viandes sont en moyenne de :

- 0,26 pg I-TEQ/gramme de lipides pour le porc,
- 0,68 pg I-TEQ/gramme de lipides pour le bœuf,
- 0,52 pg I-TEQ/gramme de lipides pour la volaille,
- 0,88 pg I-TEQ/gramme de lipides dans le lait,
- 1,19 pg I-TEQ/gramme de lipides dans les œufs.

En France, les résultats des contaminations moyennes fournies par l'Afssa (2000) sont quasiment identiques (ils sont exprimés en équivalent OTAN et doivent donc être majorés de 50%).

Les concentrations s'échelonnent de 0,16 pg TEQ_(OTAN)/gramme de matière grasse pour le porc à 0,80 pour le bœuf. Dans le lait, les teneurs sont de 0,65 pg TEQ_(OTAN)/gramme de MG pour le lait et de 1,51 dans les œufs.

Toutes ces valeurs sont inférieures aux seuils fixés par la réglementation européenne (tableau 45).

Tab. 46 : Valeurs guides pour le lait et les produits laitiers (SFSP, 1998)

Concentration En pg/g de matière grasse	
5	Limite maximale autorisée dans le lait et les produits laitiers commercialisés
3	Valeur d'intervention entraînant une recherche des sources et leur réduction rapide
<1	Objectif à atteindre pour l'ensemble du lait et des produits laitiers de grande consommation

Autour des incinérateurs

Autour des incinérateurs, ce sont surtout les concentrations dans le lait qui sont mesurées. Celles-ci permettent à la fois de connaître l'état de contamination de la chaîne alimentaire et d'avoir une estimation des retombées atmosphériques d'une source de pollution.

Les niveaux mesurés dans le lait sont différents selon qu'il s'agisse de lait issu d'un grand mélange ou d'un lait récolté chez un producteur. Dans le premier cas, les niveaux de dioxines sont en général faibles. En revanche, dans le second cas, les concentrations sont plus élevées (SFSP, 1999) et la limite réglementaire européenne²⁰ pour les PCDD/F fixée à 3pg I-TEQ_{OMS}/g de graisse entraînant le retrait de la commercialisation et les valeurs guides de la SFSP (Tableau 46) peuvent être dépassées (autour de sources à forte émission).

Les mesures réalisées autour d'incinérateurs français indiquent des concentrations de dioxines plus élevées lorsque le lait est recueilli à moins de 5 km de la source. Le maximum observé est de plus de 8 pg/g de matière grasse dans un lait provenant d'un producteur situé à 2 km d'un incinérateur. Par ailleurs, les seuils d'alerte et d'interdiction de commercialisation sont dépassés pour plusieurs analyses (figure 24 et 25).

On constate cependant une forte disparité puisque les mesures à moins de cinq kilomètres s'étendent de 0,11 à 8,37 pg/g de matière grasse (figure 23) contre 0,23 à 1,67 en zone plus éloignée (5-10 km ; figure 25).

A Gilly sur Isère (voir ci-après), les concentrations ont atteint 20 pg/g de matière grasse dans la zone la plus touchée par les retombées de l'incinérateur, dont les émissions dépassaient largement les normes actuelles

En **Île-de-France**, des concentrations mesurées dans le lait en provenance de communes situées à proximité des incinérateurs de Saint-Ouen-l'Aumône et de Sarcelles s'échelonnaient de 1 à 2,8 pg/g de matière grasse pour le premier et de 0,7 à 1,3 pg/g pour le second (DRIRE, 2004).

²⁰ Règlement (CE) N° 2375/2001 du Conseil du 29 novembre 2001 modifiant le Règlement (CE) N° 466/2001 de la Commission portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires.

Figure 24 : Résultats des mesures de dioxines dans le lait recueilli (producteur, tournée) à une distance de moins de 5 km autour d'usines d'incinération d'ordures ménagère françaises en fonctionnement en 2003.

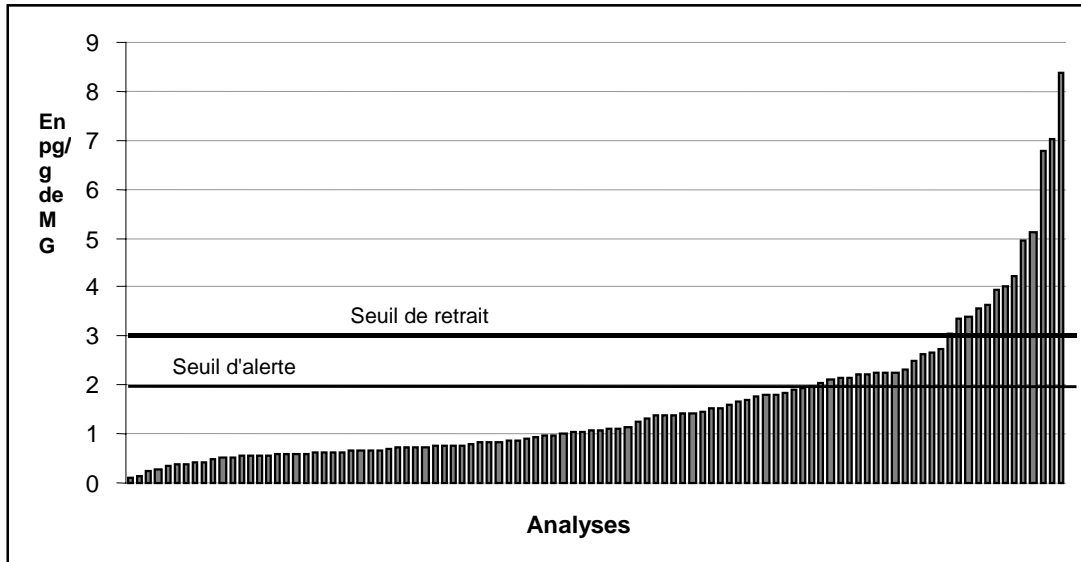
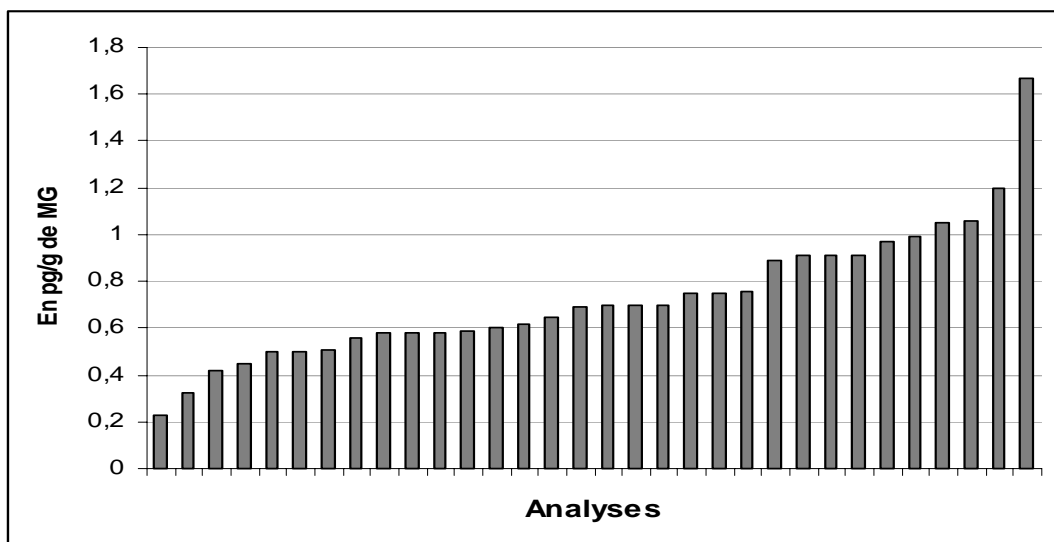


Figure 25 : Résultats des mesures de dioxines dans le lait recueilli (producteur, tournée) à une distance entre 5 et 10 km autour d'usines d'incinération d'ordures ménagère françaises en fonctionnement en 2003.



Source : MEDD (seules les analyses pour lesquelles la distance était précisée ont été représentées). En cas de seuil de retrait atteint, le producteur est indemnisé par l'exploitant de l'usine.

Quelques cas français de contamination de la chaîne alimentaire par les dioxines

En France, des exemples de pollution massive par les PCDD/F concernent généralement des incinérateurs de moins de 6 tonnes/heure pour lesquels la réglementation, jusque dans un passé récent, n'était pas aussi restrictive que celle imposée aux grosses unités.

L'incinérateur de Gilly-sur-Isère en Savoie, autorisé en 1984, a vu son fonctionnement arrêté en octobre 2001 suite aux résultats d'une campagne de mesures qui affichait des teneurs de dioxines dans le lait de vache supérieures à la norme de 5 picogrammes/g de matière grasse recommandée par l'OMS. Le plan d'action sanitaire lancé par le préfet du département, qui comprenait une évaluation quantitative des risques sanitaires, faisait ressortir pour cet incinérateur, entre 1999 et 2001, un flux annuel de dioxines de 75 g pour des concentrations de 680 ng/m³ (soit 6 800 fois supérieures à la norme actuelle). L'arrêt de l'incinérateur a été suivi d'un plan d'abattage de 7 000 têtes de bétail touchant 365 exploitations, de la destruction de 10 000 tonnes de foin, de 2 230 tonnes de lait et de 24 tonnes de produits laitiers. Parallèlement à cette évaluation, deux autres études furent lancées : l'une visant à identifier un éventuel excès de cancers au voisinage de l'usine, la seconde à déterminer le degré d'imprégnation locale aux dioxines par des mesures dans le lait maternel de femmes vivant à proximité de l'installation. Les résultats de l'ensemble de ces études sont attendus en 2005/2006.

Des teneurs élevées en PCDD/F avaient également été constatées en 1994 dans du lait de vache provenant d'exploitations agricoles situées à proximité de **l'incinérateur d'Halluin** dans le Nord, de forte capacité (43,5 t/h). Une interdiction de commercialisation de ce lait s'en est suivie, suite au constat de concentrations élevées de dioxines et furannes dans les fumées de l'UIOM, précédant la fermeture de l'unité et son remplacement en 2000.

En Île-de-France, **l'UIOM de Vaux-le-Pénil** (Seine-et-Marne), d'une capacité de 4 t/h, en fonctionnement depuis 1968, a été fermée par arrêté préfectoral le 15 juin 2002 suite à des émissions élevées de métaux lourds et plus particulièrement de PCDD/F (jusqu'à 226 ng/m³), relevées dans ses fumées. Le remplacement de cette usine obsolète par une unité moderne de plus forte capacité avait été programmé par le SMITOM Centre-Ouest - un syndicat regroupant 67 communes totalisant 280 000 habitants - pour l'élimination de ses déchets. L'ancienne usine a été démolie en mars 2003 et la nouvelle a commencé à fonctionner trois mois plus tard.

Suite aux fortes émissions de l'ancienne usine, des analyses de PCDD/F sur végétaux, lait, viande et œufs de huit exploitations agricoles de communes situées dans son voisinage, révélèrent des taux de dioxines inférieurs aux normes admises, sauf pour la viande et le lait d'une ferme située sur la commune où était implanté l'incinérateur ; par mesure de précaution huit communes ont été déclarées polluées et un troupeau de 80 vaches abattu. Une autre série d'analyses provenant d'échantillons de sols, d'œufs, de sang humain réalisés dans la commune de Maincy, sous le vent de l'incinérateur et à moins de 2 km de celui-ci a révélé des fortes teneurs de dioxines (cf. ci-dessous, p. 194). En 2004, les événements ont pris un tournure judiciaire par le dépôt de plaintes de particuliers. L'implication dans ce dossier de la municipalité de Maincy, une commune limitrophe de Vaux le Pénil, a contribué à sensibiliser l'opinion francilienne sur l'incinération des déchets et les risques potentiels encourus.

Précédant le cas de Vaux le Penil, **l'usine d'incinération de Villejust**, en Essonne, avait déjà mobilisé l'attention des médias, toujours sur la question des dioxines et furannes. En novembre 1997, une analyse sur un four de l'unité en question, réalisée dans le cadre du suivi des émissions d'UIOM en France par le MEDD, relevait un taux de dioxines/furannes de 107,7 ng/m³, soit mille fois supérieur à la norme actuelle. Ce résultat, dont la presse s'était fait l'écho, avait conduit le SIOM, maître d'ouvrage de l'usine, à arrêter son fonctionnement par précaution et à préciser les conditions dans lesquelles avaient été réalisées les mesures qui, selon lui, expliquaient ce mauvais résultat. Selon le SIOM donc, le four incriminé ne se trouvait pas en équilibre thermique puisqu'il était arrêté depuis plusieurs jours et avait été rallumé dans le but d'effectuer les mesures de suivi du MEDD. Des analyses réalisées en avril 1998 par l'APAVE, diligentées par le syndicat, indiquaient sur le même four des valeurs beaucoup plus basses (11,7 ng). Pour appuyer son affirmation d'une usine non polluante s'agissant des dioxines et furannes, le syndicat avait fait conduire une campagne de dosages de sols, de végétaux (voir ci-avant), d'air ambiant sous vents dominants, de lait de vache et de viande dans différentes communes proches de l'incinérateur. Les résultats se sont révélés conformes aux normes. Le four a été mis aux normes en 1999. Les mesures annuelles effectuées depuis cette date indiquent toutes des valeurs respectant le seuil de 0,1 ng.

Données sur la contamination de l'homme

Il s'agit dans cette partie d'indiquer les concentrations en polluants dans le corps humain. Cette approche permet d'avoir une estimation de l'exposition individuelle à certains polluants tels que les métaux et les dioxines qui peut être appréciée par des dosages dans les milieux biologiques (sang, urine, cheveux, lait maternel, tissus...).

Les métaux

Niveaux de fond

Les concentrations en plomb dans le corps humain peuvent être estimées à partir de plusieurs milieux biologiques. Il peut s'agir du sang, et la plombémie est l'indicateur qui mesure le taux de ce métal dans ce cas précis, des cheveux, de l'urine et des os. Dans les faits, c'est la plombémie qui est la plus fréquemment utilisée.

La plombémie moyenne des Français a considérablement chuté au cours des dernières années, suite à l'interdiction du plomb dans l'essence ayant entraîné une diminution de sa concentration dans l'atmosphère. En 1995, la plombémie moyenne à Paris était de 68 µg/l de sang (Miquel, 2001). A titre de comparaison, dans le cadre de la surveillance du saturnisme infantile en France, un niveau de plombémie inférieur à 100 est considéré comme une absence de contamination.

En 1997, la plombémie moyenne pour l'Île-de-France était de 46 µg/l de sang pour la population générale et de 40 µg/l de sang pour les enfants, population particulièrement sensible. Enfin, la plombémie varie d'une région à l'autre et s'étend de 34 µg/l de sang en Alsace à 51,2 µg/l de sang pour le Centre (Miquel, 2001).

Concernant le cadmium et le mercure, les mesures de l'imprégnation de la population française indiquent des valeurs allant de 0,33 µg/l de sang (Lorraine) à 0,51 µg/l de sang (en région PACA) pour le cadmium et des valeurs allant de 1,75 µg/l de sang (Régions côtières) à 4,70 µg/l en Poitou Charente (Miquel, 2001).

Autour des incinérateurs

Le rapport de la SFSP (1999) cite deux études menées autour d'un incinérateur espagnol. Des mesures pour différents métaux ont été réalisées dans le sang et les cheveux d'adultes et d'enfants vivant à proximité de l'incinérateur ou en étant éloigné.

Les concentrations dans les cheveux de cadmium et de mercure autour de l'incinérateur étaient respectivement de 0,12 µg/g et 0,53µg/g. Ces niveaux sont inférieurs à ceux rencontrés en situation urbaine (0,2 pour le cadmium et 0,9 pour le mercure). Les concentrations dans le sang étaient de 0,6 µg/l pour le cadmium, 6 µg/l pour le mercure et 29,4µg/l pour le plomb. Là encore, l'auteur souligne des niveaux moins élevés que ceux rencontrés en situation urbaine.

La concentration de mercure dans les cheveux a également été mesurée dans l'étude de Kurttio *et al* (1998). Celle-ci est doublement intéressante, car les analyses ont été réalisées avant le démarrage d'un incinérateur en 1984 puis dix ans après (l'évolution est donc connue) et à plusieurs distances de l'incinérateur. Les teneurs médianes étaient en 1984 de 0,5µg/g et de 0,8µg/g en 1994 (augmentation de 60%). Par ailleurs, l'auteur indiquait des augmentations de 0,35 µg/g de cheveux chez des ouvriers de l'incinérateur (n=11), de 0,16µg/g chez les individus situés à 2km de l'incinérateur (n=45), de 0,13 µg/g entre 2 et 4 km (n=38) et seulement de 0,03 à 5km. (n=30).

Les concentrations en mercure sont donc plus importantes à proximité de l'incinérateur même si comme le signale l'auteur, les niveaux n'impliquent pas de risque sanitaire particulier, et décroissent avec l'éloignement de la source.

De même, une comparaison entre les niveaux de plomb et de cadmium dans le sang d'adolescents vivant à proximité d'incinérateurs et d'adolescents vivant en zone rurale montre des valeurs plus élevées pour les premiers (Staessen, 2001).

Les dioxines

La mesure directe de l'exposition aux PCDD/F est beaucoup plus utilisée. Les dioxines sont liposolubles et vont donc se retrouver dans les graisses de différents tissus. Chez l'homme, les indicateurs utilisés sont le lait maternel, le sang et d'autres tissus adipeux. Un certain nombre de facteurs influencent la concentration en polluant. Chez les femmes qui allaitent par exemple, les concentrations seront plus faibles à partir du deuxième enfant puisque une partie des dioxines aura été excrétée durant le premier allaitement. Ce critère devra donc être pris en compte. La corpulence est aussi un facteur à considérer. En effet, plus la masse grasseuse est importante et plus les dioxines sont diluées.

Les concentrations de dioxine dans le lait maternel

Le lait maternel est une voie d'excrétion importante chez les femmes qui allaitent, entraînant ainsi une exposition du nourrisson aux dioxines. De ce fait, de nombreuses campagnes de mesures dans le lait maternel sont réalisées.

Niveau de fond

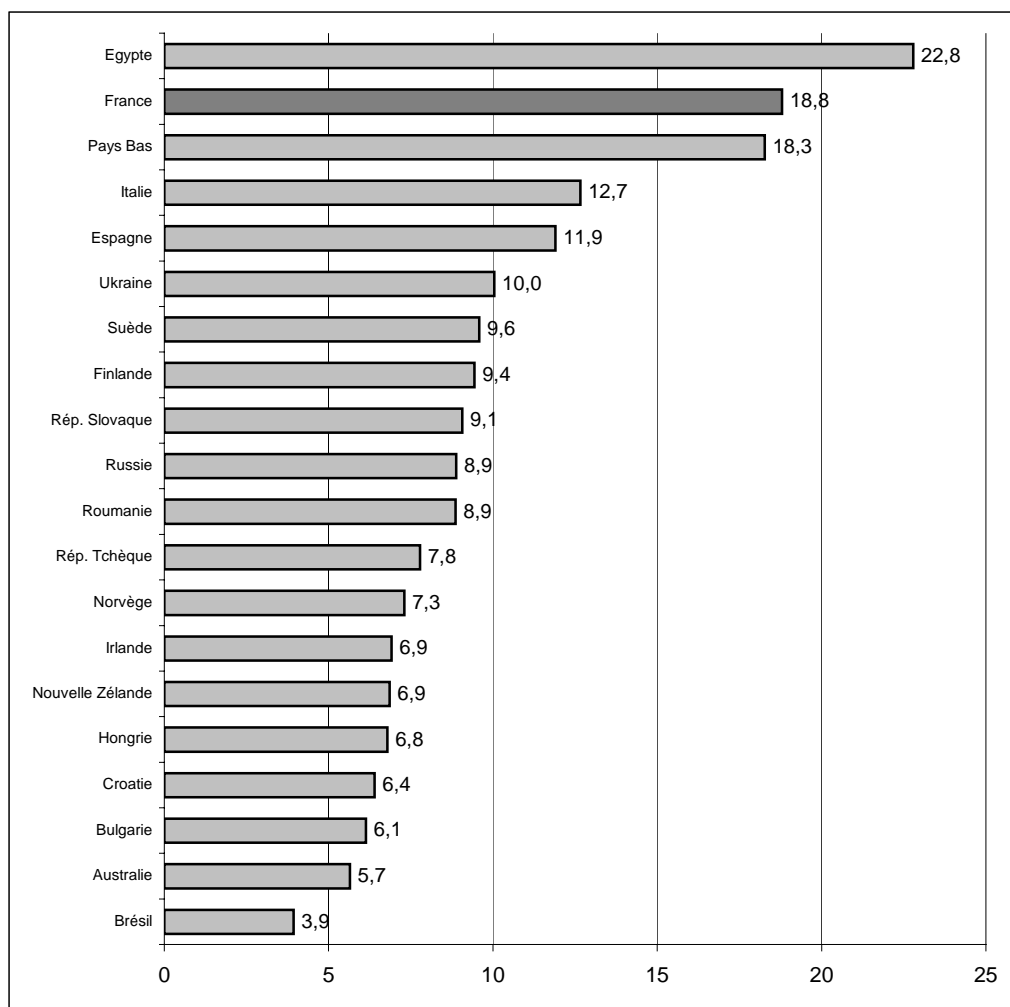
En Europe, une étude effectuée par l'OMS (1996) indiquait des concentrations moyennes de dioxines dans le lait humain des Etats membres de l'Union européenne pour la période 1992-1993 de 17,7 pg TEQ/g de matière grasse (MG) en milieu rural, 19,2 pg TEQ/g de MG en milieu urbain et de 24 pg TEQ/g de MG en milieu industriel.

En France, une étude menée à Paris sur 15 femmes (Gonzales *et al*, 2000) révélait une concentration moyenne de 20,1 pg TEQ/g de MG.

Plus récemment, dans une étude menée par l'InVS et l'ADEME en 1998-1999 sur 244 échantillons de lait, la concentration moyenne de dioxine était de 16,5 pg I-TEQ/g de MG.

Si on applique une majoration de 20% telle que l'indique le rapport d'expertise de l'INSERM (2000) la concentration moyenne est alors de 19,8 pg I-TEQ_{OMS}/g de MG.

Figure 26 : Teneur en PCDD/F (en pg/g de matière grasse) dans le lait maternel (données regroupées) dans différents pays



Source: Fréry, 2004

Enfin, une comparaison des teneurs médianes dans plusieurs pays (Fréry, 2004) montre des niveaux particulièrement élevés en France (figure 26).

Autour des incinérateurs

En Allemagne, des échantillons de lait de 7 femmes (dont deux allaitaient pour la seconde fois) vivant à proximité d'un incinérateur ont été recueillis en 1993 (Deml *et al*, 1996). Les concentrations de dioxines s'échelonnaient de 6,5 à 18,6 pg/g de MG avec une moyenne à 12,4 pg/g de MG. Ces valeurs identiques à celles de la population générale ne semblaient pas mettre en évidence une augmentation des concentrations de dioxines aux alentours de l'unité. Cependant l'échantillon est de petite taille et pour deux femmes, une partie des dioxines avait certainement été excrétée (elles avaient déjà allaité).

En Espagne, des mesures ont été réalisées chez des femmes vivant à proximité d'un incinérateur de déchets dangereux, avant son démarrage et trois ans après.

Les concentrations avant le démarrage s'échelonnaient de 5,9 à 17,1 pg/g de MG avec une médiane à 11,7 pg/g de MG. Trois ans après, les concentrations allaient de 4,9 à 39,9 pg/g de MG avec une médiane à 7,7. Pour les auteurs, la réduction observée entre les deux valeurs médianes (34,2%) est en accord avec la baisse générale des niveaux de dioxines observée dans le pays.

Cependant, une étude portant sur 20 échantillons de lait recueillis dans ou à proximité d'une région industrielle de Belgique indiquaient des concentrations élevées. Les valeurs s'échelonnaient de 16 à 52,1 pg/g de MG avec une moyenne à 29,4 pg/g de MG. Après l'inclusion de trois PCB « dioxine-like », les teneurs se situaient entre 22,2 et 100,2 pg/g de MG avec une moyenne à 40,8 pg/g de MG (Focant *et al* 2002).

Tableau 47 : Concentrations moyennes en dioxines dans le sang

Pays	Année	effectif	Concentrations moyennes En pg TEQ/g de matière grasse	Références
Finlande	1989-90	14	49	Rosenberg, 1995
	1993	18	43	Kontsas, 1998
Allemagne	1988	10	46,3	Päpke, 1989
	1989	102	40,8	Päpke, 1992
	1992	44	26	Päpke, 1993
	1993	70	21,7	Päpke, 1994
	1994	134	19,1	Päpke, 1996
	1996	180	16,5	Päpke, 1997
	1997	139	16,1	Päpke, 1998
Espagne (Tarragona)	1997	20	27	Schumacher, 1999
Guam		10	32	Schechter, 1994 (a)
Russie		68	17	Schechter, 1994 (b)
Russie (Bailask)		8	18	Schechter, 1994(a)
Russie St Petersburg		50	17	Schechter, 1994(a)
USA		100	41	Schechter, 1994(a)
USA Arkansas	1993	70	20,3	Anderson, 1998
Viêt Nam Hanoi		32	12	Schechter, 1994(a)

Sources : INSERM, 2000 et Seta *et al*, 2000

Les concentrations dans le sang

Le sang est un indicateur biologique moins utilisé, notamment parce que les teneurs en graisses y sont faibles (0,5%), nécessitant des prélèvements importants (au moins 50 ml). Il est donc souvent difficile d'obtenir la participation d'individus.

Niveaux de fond

Seta *et al* (2000) indiquent des niveaux de fond de dioxines recueillies dans le sang de la population générale de plusieurs pays et publiés dans la littérature. Pour les PCDD/F, les teneurs moyennes s'échelonnent de 12 pg/I-TEQ/g de lipides à Hanoi (Viêt Nam) à 49 pg/I-TEQ/g de lipides en Finlande.

L'expertise de l'INSERM (2000) fournit également des données de concentrations moyennes de dioxines dans le sang pour les population de trois pays : la Finlande, l'Allemagne et l'Espagne. En Allemagne, des mesures sont effectuées depuis 1988. Ce suivi permet de mettre en évidence une diminution régulière des teneurs en dioxine au cours des années. Toutes ces données sont résumées dans le tableau 47.

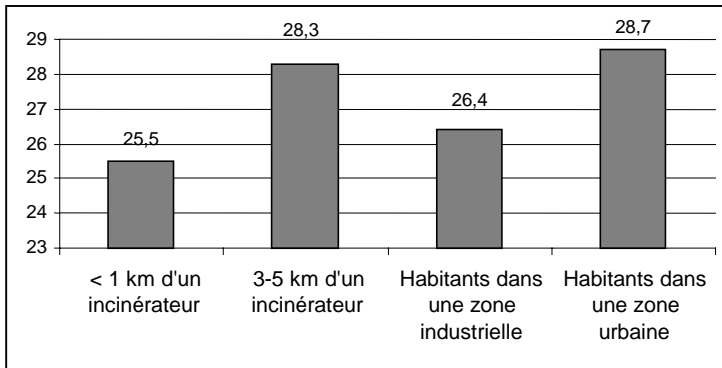
Autour des incinérateurs

Les concentrations en dioxines dans le sang ne sont pas systématiquement plus élevées chez les individus résidant à proximité d'un incinérateur. En Espagne, des mesures ont été réalisées sur 104 personnes vivant à une distance allant de 500 mètres à 1,5 km d'un incinérateur de déchets ménagers en construction et chez 97 personnes en vivant éloignées (de 3,5 à 4 km). Les teneurs moyennes observées étaient basses et identiques dans les deux groupes, 13,5 et 13,4 pg I-TEQ/g de lipides.

Deux ans après la construction de l'incinérateur, les teneurs dans le sang ont augmenté de 10% dans les deux groupes. Les auteurs concluent donc à l'absence de relation entre les concentrations de dioxine et la distance de l'incinérateur. Par ailleurs, l'augmentation observée ne semble pas liée à l'unité d'incinération (Gonzales *et al*, 2000).

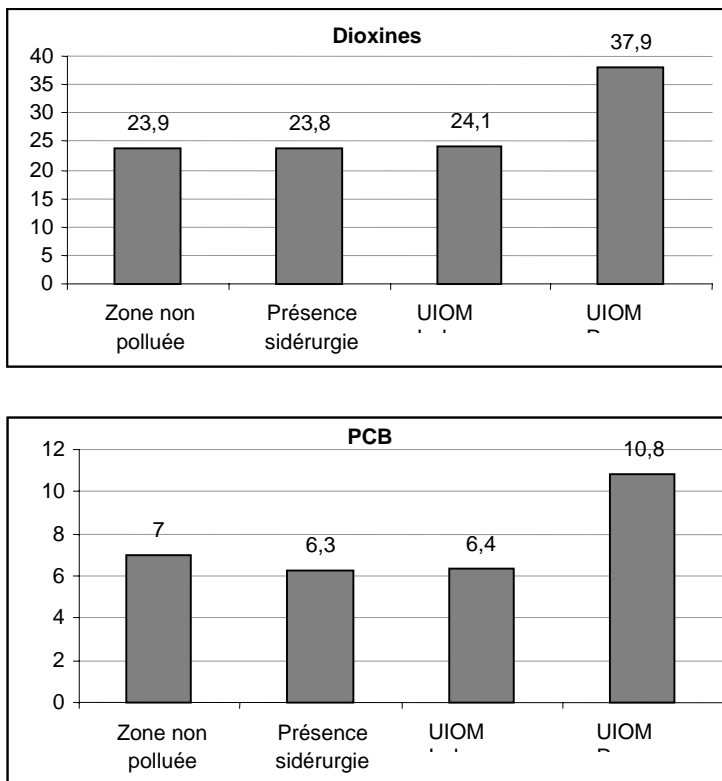
Une étude similaire (avant et après la mise en route d'un incinérateur de déchets dangereux) menée aux Etats-Unis (Evans *et al*, 2000) conclut également à l'absence de l'influence de l'installation.

Figure 27 : Concentration moyenne de PCDD/F dans le plasma de sujets espagnols (en pg I-TEQ/g de MG)



Source : Schuhmacher *et al*, 1999

Figure 28 : Concentration moyenne de dioxines et de PCB chez des individus potentiellement exposés et d'autres sans exposition particulière (en pg I-TEQ_{OMS}/g de MG)



Source : Fierens, 2002

Dans l'étude de Deml *et al* (1996), les concentrations de dioxines ont été mesurées chez des personnes vivant sous le vent dominant d'un incinérateur. Parmi elles, certaines consommaient exclusivement des produits issus de leur jardin sans que pour autant soient notées de plus fortes concentrations en dioxines.

Par ailleurs, les concentrations moyennes chez les personnes demeurant sous le vent dominant n'étaient pas différentes de celles vivant ailleurs.

De même, Schumacher *et al* (1999) ne montrent pas de différence entre les concentrations en dioxines dans le sang d'individus vivant à proximité d'un incinérateur de ceux en étant éloignés (Figure 26).

Inversement, en Belgique, Fierens (2005) note des concentrations en dioxines et en PCB plus élevées chez des personnes vivant à proximité d'un incinérateur situé en zone rurale par rapport à une zone non polluée alors que pour d'autres cas d'exposition potentielle importante, les concentrations sont identiques (Figure 27). Le risque de surexposition en zone rurale est limité aux personnes consommant des aliments d'origine animale produits sur place. Fierens indique qu'aucune surexposition liée à la consommation de produits d'origine végétale n'est mise en évidence.

Les concentrations dans le tissu adipeux

Les prélèvements sont réalisés au niveau des graisses abdominales ou sous-cutanées.

Les niveaux de fond

L'expertise INSERM (2000) indique des concentrations s'échelonnant de 9,8 pg TEQ/g de MG dans des prélèvements réalisés en 1990 en Allemagne à 50 pg TEQ/g de MG, toujours en Allemagne.

Ces valeurs sont concordantes avec celles fournies par Seta (2000) qui indique, pour plusieurs pays, des concentrations en dioxines totales allant de 15 et 60 pg I-Teq/g de lipides.

En France, dans une étude publiée en 1990 et portant sur huit individus, la moyenne observée est de 32 pg TEQ/g de MG.

Des concentrations en PCDD/F ont été évaluées dans et autour de la ville de Taragone (Schumacher, 1999). Les valeurs s'échelonnaient de 13,4 à 69,4 pg TEQ/g de MG avec une

moyenne de 31 pg TEQ/g de MG. Les niveaux étaient plus élevés en secteur industriel que dans le centre ville. Cependant, cette différence n'est pas significative.

Autour des incinérateurs

Les données concernant la population générale sont quasi inexistantes. Dans une étude publiée en 2004 par Schuhmacher, des analyses ont été réalisées avant la construction d'un incinérateur et 3 ans après.

La concentration moyenne avant l'exploitation de l'installation était de 61 pg TEQ_{OMS}/g de MG. Trois ans après, elle est de 22 pg TEQ_{OMS}/g de MG soit 64% moindre. L'auteur conclue donc que le fait de résider autour d'un incinérateur n'entraîne pas de risque supplémentaire d'exposition au dioxines.

Effets sanitaires de l'incinération

Des études ont montré que les incinérateurs, spécialement les anciennes installations, pouvaient contribuer à la contamination locale des sols et de la végétation par des composés organiques et inorganiques émis par les cheminées. De même, le lait de vaches provenant de fermes situées à proximité d'incinérateurs a révélé des teneurs élevées de dioxines, parfois largement au-dessus des limites réglementaires comme à Gilly sur Isère.

Selon les polluants, les populations vivant à proximité des incinérateurs, dans un environnement supposé contaminé, sont potentiellement exposées par inhalation d'air et la consommation de nourriture. Ainsi, de nombreuses études ont été menées sur les populations vivant autour des incinérateurs. La plupart d'entre elles concernent l'impact des dioxines et furannes, notamment sur la survenue de cancers. D'autres traitent des effets de l'incinération sur la reproduction ou les anomalies à la naissance. Plus rarement, ce sont les pathologies respiratoires qui ont été analysées.

Les polluants-indicateurs émis par l'incinération représentent tous des dangers, c'est à dire une nocivité intrinsèque. Certains d'entre eux sont d'ailleurs classés par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) comme cancérigène pour l'homme (Annexes 3 et 4).

Cependant, le danger ne signifie pas pour autant qu'il y ait un risque, qui représente la possibilité qu'apparaisse un problème de santé après l'exposition à l'agent dangereux.

Cette partie de l'étude fait une revue bibliographique, nécessairement incomplète, des risques de l'incinération pour la santé de populations exposées aux retombées. La description des dangers rattachés aux polluants-indicateurs figure en annexe.

L'impact de l'incinération sur les maladies respiratoires

En France, une étude de cohorte²¹ publiée en 1984, s'est penchée sur l'impact de la pollution atmosphérique à proximité d'un incinérateur de déchets ménagers et industriels sur les symptômes respiratoires (Zmirou *et al*, 1984). Ces derniers étaient évalués à partir de la consommation de médicaments à visée respiratoire dans trois groupes d'individus : un groupe

²¹ Classiquement, ce type d'étude consiste à suivre, sur une période plus ou moins longue, un groupe de personnes exposées à un facteur de risque et un groupe non exposé ou moins exposé (cas de la pollution atmosphérique où une exposition nulle n'existe pas). L'apparition de symptômes ou de maladies est ensuite comparée dans chaque groupe. Il faut que les groupes exposés et moins exposés soient les plus comparables possibles pour les principaux facteurs de confusion (âge, sexe, catégories socioprofessionnelles...).

située en zone exposée (distance moyenne de 200 mètres de l'incinérateur), un autre groupe en situation intermédiaire (à 1 km), le dernier groupe en zone considérée comme non exposée (à 2 km et en dehors des vents dominants).

Les résultats montrent une consommation médicamenteuse plus importante chez les individus de la zone la plus exposée. Les auteurs observent également une diminution de la consommation en relation avec l'éloignement de la source.

Des limites de l'étude sont cependant signalées par les auteurs. Les principales sont la non connaissance de la composition des déchets incinérés, variables tant en quantité qu'en qualité, la non prise en compte des déplacements quotidiens des personnes habitant les différentes zones et l'absence de connaissance des niveaux de pollution. De plus, les différences de niveaux d'exposition ont été déterminées selon l'hypothèse de l'existence d'un gradient dépendant de la proximité géographique de la source d'émission.

Les auteurs soulignent donc qu'il serait hasardeux de conclure à une relation causale entre l'incinérateur et les symptômes respiratoires.

Aux Etats-Unis, la capacité pulmonaire et les symptômes respiratoires de trois groupes vivant l'un à proximité d'un incinérateur de déchets médicaux, le deuxième au voisinage d'un incinérateur municipal et le troisième près d'un incinérateur de déchets industriels ont été comparés à trois groupes témoins c'est à dire « non exposés » (Shy *et al*, 1995). Les niveaux de pollution particulaire (PM_{2,5} et PM₁₀) étaient similaires dans les différents groupes.

Les résultats indiquent qu'il n'y a pas de différence significative dans les symptômes respiratoires chroniques et aigus entre les personnes exposées et celles non exposées.

La capacité pulmonaire (capacité vitale forcée, volume d'expiration forcé en 1 sec) de cette même cohorte a été suivie durant 3 ans (Hazucha *et al*, 2002). Il n'a pas été mis en évidence de différences significatives entre les différents groupes.

Dans une étude transversale²², Gray *et al* (1994) ont étudié la prévalence de l'asthme et des allergies, la fréquence des symptômes et les différents degrés de sévérité de la maladie asthmatique parmi des enfants habitant deux régions sous l'influence d'incinérateurs de boues et

²² Il s'agit en quelque sorte d'une photographie d'une population à un instant donné. Ces études permettent de connaître la fréquence d'une pathologie dans des groupes d'individus exposés et non exposés à un facteur. Parfois, ces études se concentrent sur un lieu géographique bien délimité.

parmi des enfants non exposés. Les polluants mesurés étaient les oxydes d'azote, les particules, le dioxyde de soufre et l'ozone.

Les résultats indiquent des concentrations de polluants dans l'atmosphère identiques dans les régions exposées et dans la zone de contrôle. Par ailleurs, il n'a pas été mis en évidence de différences significatives pour les symptômes et pathologies étudiés.

En conclusion, les résultats des différentes études ne permettent pas actuellement d'établir un lien de causalité entre le fait de résider près d'un incinérateur et le développement de pathologies respiratoires aiguës ou chroniques.

Impact de l'incinération sur la reproduction et le développement

Les effets de l'incinération sur la reproduction sont évalués, notamment, par la probabilité de naissances multiples (de jumeaux en particulier) ou par la probabilité d'une proportion plus élevée de naissances féminines (baisse du ratio des sexes en faveur des filles).

Concernant les naissances multiples, les résultats sont contradictoires. Une étude de cohorte, regroupant l'ensemble des naissances des hôpitaux du centre de l'Ecosse entre 1975 et 1983, indique une évolution des taux de naissances de jumeaux significativement plus élevés, notamment dans deux zones sous influence d'incinérateurs (de 7,3/1000 à 16/1000 et de 12,4/1000 à 19,9/1000) (Lloyd *et al*, 1988).

En Suède, une augmentation de naissances de jumeaux a été observée entre 1973 et 1990. Une étude de cohorte regroupant toutes les naissances de jumeaux pendant cette période a donc été constituée. Puis, dans cette population, les périodes avant et après la construction de 14 incinérateurs répartis dans le pays ont été comparées. Contrairement à l'étude écossaise, les résultats n'indiquent pas d'augmentations significatives de naissances multiples autour des incinérateurs (Hakan 1998).

L'association entre le lieu de résidence proche d'un incinérateur et la baisse du ratio des sexes en faveur des filles a été suggérée suite à l'observation de naissances féminines beaucoup plus élevées dans la zone la plus polluée par les retombées de dioxines après l'accident de Seveso.

Le ratio des sexe à la naissance correspond aux naissances de garçons par rapport aux naissances de filles x 100. Celui-ci est logiquement supérieur à 100 car naturellement, il y a plus de naissances de garçons que de filles. Dans le centre de l'Ecosse, le ratio des sexes des naissances entre 1975 et 1983 dans des zones sous l'influence de deux incinérateurs a été analysé (même cohorte que celle citée par Lloyd *et al* en 1988). Des zones plus ou moins exposées aux retombées ont été définies à l'aide d'une modélisation cartographique. Les résultats indiquent une association significative entre des naissances plus élevées de filles et le fait d'habiter dans la zone identifiée *a priori* comme probablement la plus polluée (ratio des sexes de 89 et 90). En revanche, dans les secteurs d'exposition intermédiaire, aucune augmentation n'a été mise en évidence (Williams *et al*, 1992).

Les résultats publiés concernant les effets sur le développement de l'enfant (anomalies à la naissance, effets sur le développement neurologique, faible poids à la naissance...) ne sont pas tous concordants et ne permettent pas d'incriminer l'incinération dans l'apparition de ces effets. Une étude de cohorte a été menée en France dans les communes de moins de 50 000 habitants de la Région Rhône-Alpes. Au total, les naissances de 194 communes exposées ont été comparées avec celles de 2 678 communes « non exposées » (Cordier *et al*, 2004).

Sur l'ensemble des anomalies congénitales recensées, toutes n'étaient pas significativement plus fréquentes chez les personnes exposées par rapport à celles non-exposées. Cependant, les résultats signalent une fréquence accrue de certaines anomalies : les fentes faciales (RR=1,30 [1,06 ; 1,59]) et les dysplasies rénales (RR=1,55 [1,10 ; 2,20]). Les auteurs précisent toutefois que l'étude comporte des biais incitant à une interprétation prudente des résultats.

En Hollande, une augmentation des fentes faciales a été constatée localement après l'ouverture d'une installation de combustion chimique. Afin de vérifier l'hypothèse suggérant la responsabilité de l'usine, une étude de cohorte a été menée pour comparer l'évolution de l'incidence des fentes faciales dans deux cliniques, une située dans une zone exposée à l'usine et l'autre non, durant 10 ans (1961 à 1969). Dans la clinique exposée, entre 1963 et 1965, une augmentation importante et significative du taux d'incidence est observée puisque ce dernier passe de 2,4 fentes faciales pour 1000 naissances à 7,1. Un tel accroissement n'a pas été noté dans la clinique non exposée. Les auteurs concluent en la forte possibilité de la relation entre les fentes faciales et l'installation de combustion de produits chimiques (Ten Tusscher *et al*, 2000).

Dummer *et al* (2003) ont étudié le risque de mort fœtale tardive (à environ 28 semaines de gestation), de néomortalité et d'anomalie congénitale létale autour d'incinérateurs et de

crématoriums d'une région de l'Angleterre, en comparant la période 1956-1976 (avant ouverture des incinérateurs) à la période 1977-1993. Pour les crématoriums, plusieurs périodes de comparaisons ont été établies.

Autour des incinérateurs, les résultats indiquent des augmentations significatives du risque des anomalies congénitales létales suivantes : spina bifida (malformation du système nerveux central) avec un OR de 1,17 [1,07 ; 1,28] et malformations cardiaques avec un OR de 1,12 [1,03 ; 1,22].

Autour des crématoriums, des augmentations significatives des risques de mort fœtale tardive et d'anencéphalie (malformation caractérisée par un défaut de fermeture de la partie crâniale du système nerveux central) sont observées avec un OR de 1,05 [1 ; 1,10].

Ces résultats divergent avec ceux de Tango *et al* (2004) qui a comparé les cas de mort fœtale et de néomortalité observés dans une zone de 10 km autour de 63 incinérateurs répartis sur le territoire japonais par rapport aux cas attendus. Aucune association significative n'a été mise en évidence jusqu'à une distance de 2 km autour des incinérateurs.

En revanche, les auteurs observent une diminution significative du « pic » de risque en relation avec l'éloignement des incinérateurs, notamment pour les malformations congénitales pour lesquelles un pic entre 1 et 2 km des installations est mis en évidence.

Enfin, dans l'étude de Staessen *et al* (2001), les enfants vivant près d'un incinérateur atteignent la maturité sexuelle plus tard que la normale. Rappelons que cette étude, qui comparait les niveaux de plomb et cadmium dans le sang d'adolescents vivant à proximité d'incinérateurs et d'adolescents vivant en zone rurale, montrait des valeurs plus élevées chez les premiers.

Conclusion

Dans les études épidémiologiques concernant la reproduction et le développement, l'ensemble des auteurs incitent à la prudence quant à l'interprétation de leurs résultats. En effets, plusieurs critères tels que la faiblesse des données (études rares) et des estimations peu précises des expositions ne permettent pas d'établir de causalité entre les incinérateurs et les effets décrits.

Davantage d'études dans ce domaine apparaissent donc nécessaires notamment pour l'amélioration de la connaissance des expositions.

Impact de l'incinération sur les cancers

Cancer du poumon et du larynx

Les résultats de l'association entre cancer du poumon et l'exposition à des incinérateurs ou à de multiples sources y compris des incinérateurs diffèrent selon la méthodologie utilisée.

Dans une étude de cas-témoins²³ réalisée en Italie, un excès de risque significatif est mis en relation avec le fait d'habiter à proximité d'un incinérateur (RR de 6,7 ; p=0,0098). Par ailleurs, ce risque diminue rapidement avec l'éloignement de la source (Biggeri *et al*, 1996).

De même, une étude de cohorte portant sur 14 millions de Britanniques résidant autour de 72 incinérateurs montre une réduction significative du risque de cancer du poumon avec l'éloignement de la source (Elliot *et al*, 1996).

A l'inverse des études précédentes, deux études de type transversal ne montrent ni augmentation du risque de cancer du poumon à proximité d'incinérateurs ni diminution du risque en fonction de l'éloignement de la source (Elliott *et al*, 1992 ; Michelozzi *et al*, 1998).

Dans ces deux derniers travaux, les auteurs avaient également analysé le risque de cancer du larynx. Les résultats ne montrent aucune association avec l'incinération.

Cancer du foie

L'étude de cohorte anglaise d'Elliott *et al* (1996) montre une augmentation faible du risque de cancer du foie associée au fait d'habiter dans un rayon de 1 km d'un incinérateur (RR=1,29 [1,10 ; 1,51]). Les auteurs qui signalaient la possibilité d'un défaut de classification de diagnostic des cancers ont renouvelé l'étude qui a confirmé l'excès de risque de cancer du foie (Elliott *et al*, 2000).

L'étude transversale de Michelozzi *et al* (1998) ne met pas en évidence de relation entre incinération et cancer du foie.

²³ Ces études comparent deux groupes : les cas, c'est à dire les sujets atteints de la maladie, et les témoins c'est à dire des sujets indemnes. La comparaison porte sur l'importance de l'exposition au facteur de risque.

Cancer de l'estomac, colorectal et de la vessie

Elliott *et al* (1996) rapportent une association significative entre le fait d'habiter à proximité d'un incinérateur et les cancers de l'estomac (RR=1,07 [1,02 ; 1,13], colorectal (RR=1,11 [1,07 ; 1,15]) et de la vessie dans son études de cohorte.

Sarcomes des tissus mous (description en annexe 6)

En France, l'investigation d'un agrégat spatial pour les sarcomes des tissus mous (STM) autour d'un incinérateur d'ordure ménagères localisé au sud-ouest de la ville de Besançon indiquait un excès significatif entre 1980 et 1995 (Ratio d'Incidence Standardisé de 1,44 ; p=0,004). Les auteurs concluaient cependant à la nécessité d'études supplémentaires afin d'attribuer l'excès de STM aux dioxines émises par l'incinérateur (Viel *et al*, 2000).

Ainsi, une nouvelle étude a été menée sur la ville de Besançon uniquement. Les zones d'exposition ont été définies par modélisation des retombées atmosphériques. Dans cette enquête, les résultats n'indiquent pas d'excès de risque de STM parmi les personnes fortement exposées aux dioxines par rapport aux personnes non-exposées (Floret *et al*, 2004).

En Italie, une étude de type cas témoin réalisée autour d'un incinérateur de déchets industriels, montre un excès de risque significatif de STM dans un rayon de 2 km autour de l'unité avec une diminution rapide de ce risque en fonction de l'éloignement de la source (Comba *et al*, 2003).

Lymphome non hodgkinien (description en annexe 7)

Dans l'étude de Viel *et al* (2000), une association positive significative entre lymphomes non-hodgkinien (LNH) et l'exposition à l'incinérateur de Besançon est également mise en évidence. De même que pour les STM, une seconde étude a été réalisée afin de vérifier l'hypothèse d'une augmentation du risque de LNH en relation avec l'exposition aux dioxines. Une modélisation a permis la détermination de 4 zones d'exposition plus ou moins importantes. Les résultats indiquent un risque plus élevé de LNH dans la zone la plus affectée par les retombées par rapport à la zone la moins exposée et prise comme référence (OR=2,3 [1,4 ; 3,8]. L'augmentation n'apparaît pas pour les expositions intermédiaires. (Floret *et al*, 2003).

En Italie, l'étude transversale de Michelozzi *et al* (1998) ne montre pas d'augmentation de risque de LNH en relation avec l'incinération.

Les résultats sur Besançon publiés par Floret *et al* (2003) ont incité le MEDD à demander au Comité de la prévention et de la précaution (CPP) un examen de cette publication afin d'émettre le cas échéant, des recommandations sur la conduite à tenir pour la surveillance autour des incinérateurs.

L'examen du document par le CPP n'apporte pas réellement de réponse. Le rapport commis à cet effet (CPP, 2004) indique que « l'ensemble des arguments passés en revue ne permet pas de conclure que les dioxines émises par l'UIOM de Besançon sont responsables de cet excès mais ne permet pas non plus d'exclure formellement cette possibilité. L'explication globale de l'excès de cas reste problématique ».

En 2003, l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement (AFSSE) avait également demandé à un expert²⁴ d'examiner cette étude. Celui-ci soulignait la rigueur de la démarche et que le principal résultat - une association entre une exposition plus élevée aux émissions de dioxine et les LMNH - résistait à un examen critique.

²⁴ Commentaire effectué à l'invitation de l'AFSSE par Tony Fletcher, Maître de Conférences en Epidémiologie Environnementale à la « London School of Hygiene and Tropical Medicine »

Conclusion

Cette revue des principales études épidémiologiques indique l'hétérogénéité des résultats sur l'impact de l'incinération dans la survenue de certaines pathologies. Ces discordances sont dues à plusieurs facteurs. Il s'agit :

1) de la difficulté de définir de manière précise des niveaux d'exposition

Cette difficulté est liée principalement à l'absence de données précises sur l'installation : caractéristique des déchets incinérés, type de polluant et quantités émises, voies de migration depuis la source vers les différents compartiments de l'environnement (eau, air, sol, chaîne alimentaire).

Les caractéristiques techniques des sources d'émission sont également des variables importantes à considérer. Or ces variables ne sont pas toujours connues.

De même, la localisation de l'installation peut influencer les résultats. En général, les incinérateurs sont situés dans des zones industrielles proches d'autres installations ou en zone urbaine. De ce fait, il est difficile d'établir la part de l'incinération dans l'impact sanitaire observé par rapport aux autres sources de pollution (autres industries, circulation routière...).

Le lieu de résidence est souvent la variable utilisée pour estimer l'exposition des personnes. Mais le plus souvent, les personnes se déplacent dans la journée et ne sont donc pas exposées constamment à la source de pollution. De plus, les études prenant en compte le lieu de résidence ne sont pas comparables entre elles dans la mesure où d'autres facteurs locaux interviennent : direction du vent, topographie...

L'utilisation de mesures biologiques (sang, urine, cheveux...) permet d'avoir une meilleure définition de l'exposition individuelle. Cependant, cette méthode présente des limites. Peu de polluants peuvent être mesurés et les techniques sont en général coûteuses.

Enfin, le délai entre l'exposition et le diagnostic de maladies chroniques est en général long, pouvant entraîner une mauvaise classification des expositions si une partie de la population étudiée a quitté la zone. De même, des personnes peuvent provenir de régions beaucoup plus polluées.

2) de la faible prise en compte des facteurs de confusion

Dans la plupart des études, on constate un manque de connaissance et de prise en compte de facteurs susceptibles de fausser la relation entre l'incinération et la santé tels que le tabagisme, les habitudes alimentaires des personnes ou l'historique du lieu d'habitation.

Bien que de nombreuses études aient été publiées sur l'incinération et la santé, les différentes méthodologies qu'elles mettent en œuvre (analyse transversale, de cohorte, cas-témoin) et la variabilité des pathologies étudiées les rendent difficilement comparables. De ce fait, et malgré l'existence de résultats montrant des augmentations significatives de risques, ceux-ci sont globalement inconsistants et aucun facteur causal n'a pu être établi entre un indicateur de pollution émis par l'incinérateur et un impact sanitaire.

Quatrième partie

Les incinérateurs franciliens et leur environnement

Dans cette partie de l'étude, il nous a paru intéressant de caractériser l'environnement proche dans lequel se situent les incinérateurs franciliens. Si les cartes où est mentionnée leur localisation géographique sont légion (à l'image de la figure 4 dans le présent rapport), celles qui les montrent dans leur contexte géographique semblent ne jamais avoir été réalisées.

Les dix-neuf cartes qui suivent ont pu être effectuées grâce aux nombreuses données dont dispose l'IAURIF sur l'environnement, l'économie, la démographie, l'occupation du sol d'Île-de-France. Leur présentation a été jugée opportune dans la mesure où l'impact de l'incinération sur son environnement soulève de plus en plus d'interrogations, notamment en ce qui concerne la santé des populations vivant sous le panache des usines. Les nombreuses études sur le sujet (cf. la 3^{ème} partie) montrent qu'il existe une réelle préoccupation sur le lien possible entre incinération et risque sanitaire, bien qu'aucune, comme on l'a vu, ne l'ait clairement mis en évidence.

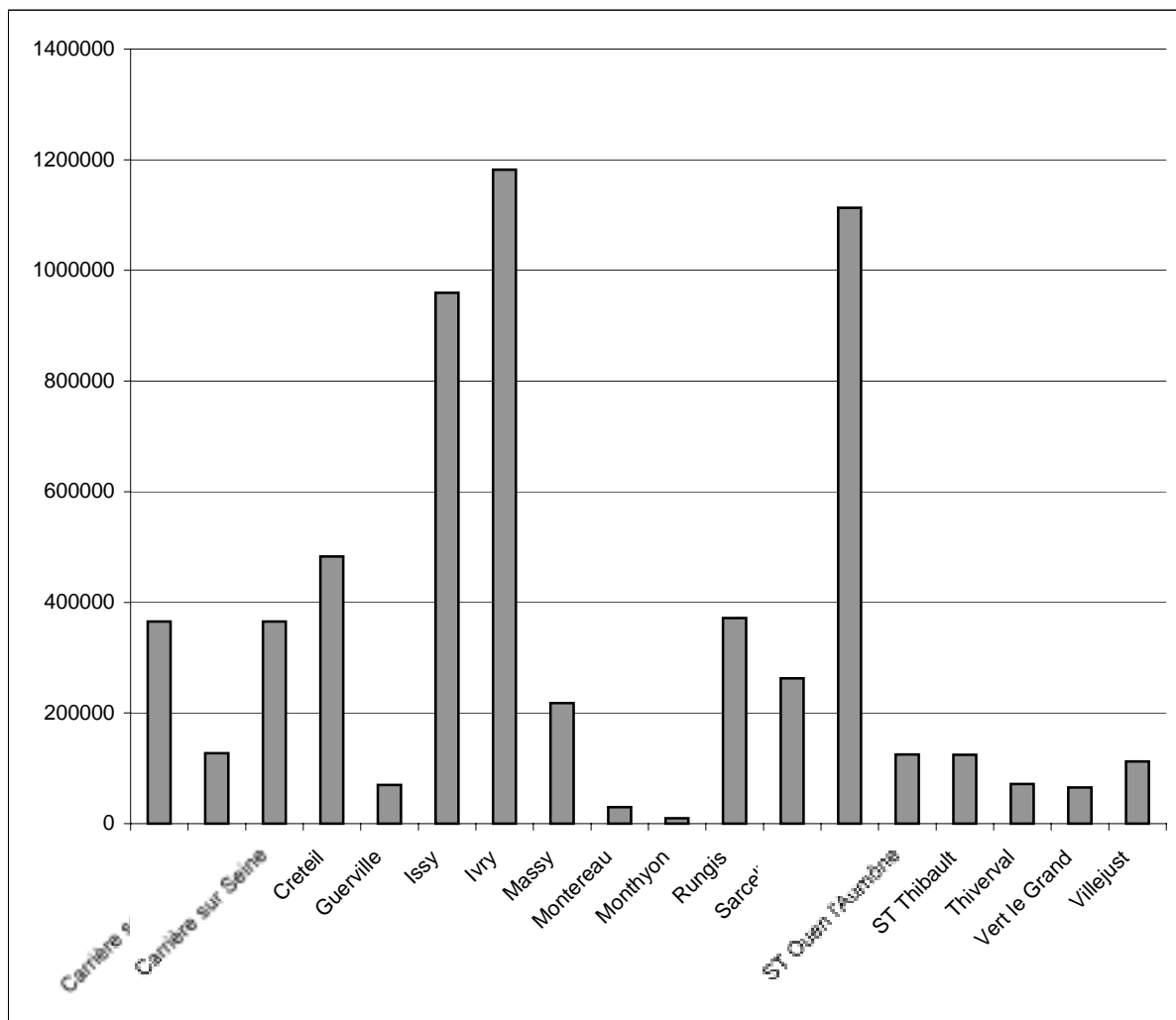
La présentation qui suit a un objectif plus modeste : celui de caractériser l'environnement autour de chacun des incinérateurs franciliens dans un rayon de 5 km, en fournissant un certain nombre d'informations qui pourront servir de base à des études épidémiologiques, à l'image de celle menée présentement par l'InVS au plan national, qui prend en compte un incinérateur francilien.

Les cartes et les chiffres qui figurent ci-après ne constituent que la première étape d'une démarche qui vise à prendre en compte le bien-être et la santé des populations situées dans l'environnement immédiat d'activités industrielles polluantes dont fait partie le traitement des déchets, plus particulièrement l'incinération. Elle s'inscrit, comme on l'a vu, dans un contexte qui accorde une place de plus en plus grande aux effets sanitaires des nuisances sur la population, tant au plan alimentaire qu'environnemental (cadre de vie, exposition aux diverses pollutions).

Les cartes qui sont présentées ont pour objet de caractériser uniquement l'environnement autour des unités, représenté par les concentrations de population et l'occupation des sols – dont l'eau et les surfaces agricoles.

Cette représentation ne préjuge en rien d'un possible lien de cause à effet entre l'état du milieu et l'installation. En effet, la diffusion aérienne d'éléments particuliers et gazeux, tels ceux émis par les UIOM, obéit à une dynamique complexe, mal connue, dans laquelle les conditions météorologiques jouent un rôle déterminant. L'impact de cette diffusion va très certainement au delà des périmètres considérés. Aucun lien de causalité entre cette exposition et les altérations de l'état de santé des populations n'a été à ce jour clairement établi ; il peut être supposé sans

Population autour des incinérateurs dans un rayon de 5 km



pouvoir être prouvé, comme l'indique la majorité des études épidémiologiques qui se sont penchées sur cette question (cf. la troisième partie du rapport). En outre, il est impossible, dans un contexte fortement industrialisé et urbanisé, de discriminer l'action spécifique de l'incinération sur la santé de celle des autres activités (circulation automobile, autres industries émettrices).

En Île-de-France, jusqu'au milieu des années 90, le traitement par incinération concerne les déchets des zones urbaines...

Les cartes traduisent en chiffres ce qui en Île-de-France est une évidence : la concentration des incinérateurs en zone agglomérée. L'incinération en milieu urbain s'explique pour plusieurs raisons : le manque d'espace qui prohibe l'enfouissement ; relativement moins de matière fermentescible dans les déchets (notamment la fraction issue de l'entretien des espaces verts) ce qui rend problématique le compostage et la valorisation du compost ; des débouchés assurés de l'énergie produite par l'incinération sous forme de chaleur ou par cogénération.

Le graphique ci-contre, qui concerne la population dans un rayon de 5 km autour des incinérateurs, indique qu'un peu plus du quart des unités se situe en zone urbanisée très dense avec un maximum pour les unités du SYCTOM. Toute la zone agglomérée centrale et la proche banlieue sont desservies par un réseau d'incinérateurs dont la construction s'est échelonnée jusque vers le milieu des années 80. Seules les unités les plus excentrées situées à Villejust (Essonne), Thiverval-Grignon (Yvelines), Saint Thibault des Vignes (Seine et Marne) sont situées en zone moins peuplée (moins de 120 000 habitants pour chaque incinérateur). La plupart valorisent l'énergie, soit par cogénération, soit sous forme de chaleur. L'incinérateur de Montereau constitue une exception. Cette unité, dont la destruction est programmée, est la plus rurale des usines franciliennes, et de surcroît ne valorise pas l'énergie.

... puis s'étend en milieu moins densément peuplé

Les raisons qui peuvent justifier l'incinération en milieu urbain énoncées ci-avant peuvent être invoquées pour réfuter, a contrario, l'incinération en milieu rural.

Les cinq dernières unités construites en Île-de-France depuis 1997 à Guerville, Monthyon, Carrières sous Poissy, Vert le Grand, se situent toutes dans un contexte rural à faible densité de population (de 80 000 habitants à moins de 10 km pour le CIT de Monthyon à 460 000 habitants

pour le CIT de Vert le Grand). Toutes valorisent l'énergie sous forme d'électricité, auto consommée et vendue à EDF.

Dans les pages qui suivent est décrit, pour chaque usine d'incinération, le contexte environnemental dans lequel elle se situe. L'espace concerné est celui délimité par un rayon de 5 km autour de l'installation.

Dans cet espace sont présentées les données concernant :

- L'occupation du sol, détaillée en onze postes (bois, cultures, eau, autre rural, urbain ouvert, habitat individuel, habitat collectif, activités, équipements, transports, chantiers et divers).
- La densité de population.
- Le nombre d'établissements scolaires et hospitaliers.

Les mesures relatives à la direction des vents sont fournies pour chaque usine (rose des vents). Dans la plupart des cas, les stations de mesures sont situées en dehors du site d'implantation de l'usine ; c'est alors la station la plus proche qui est prise en compte

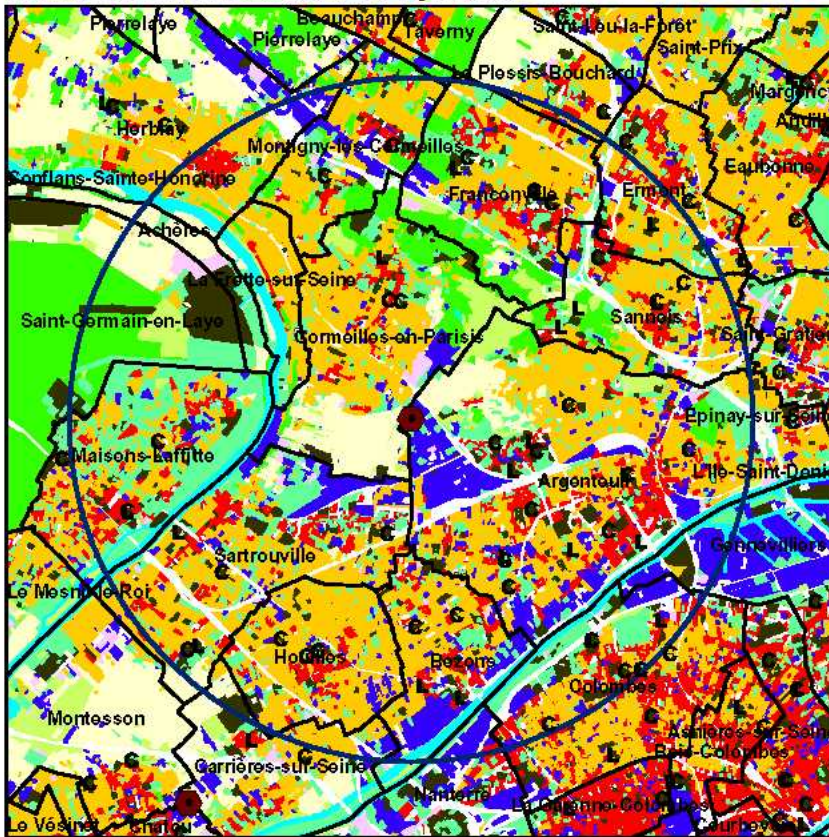
Les fiches incluent également quelques éléments techniques de l'usine considérée qui complètent ceux déjà fournis dans le rapport

N'est pas décrit dans le présent atlas l'environnement des usines d'incinération et de compostage de Coulommiers et d'Ozoir-la-Ferrières, aujourd'hui définitivement arrêtées. Elles étaient dotées chacune d'un four de faible capacité (moins de 6t/h) ; leur fonctionnement a duré une trentaine d'années.

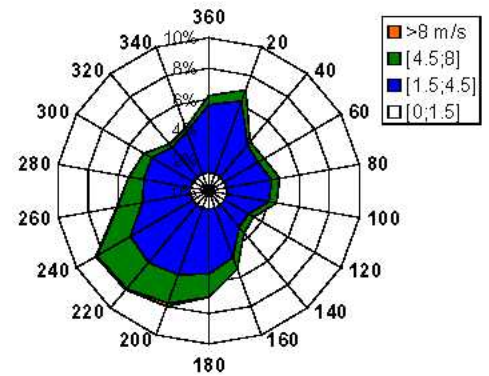
Les usines sont identifiées par les communes sur lesquelles elles sont implantées (ex : l'usine d'incinération d'Argenteuil). La présentation des fiches est faite par ordre alphabétique (nom de la commune d'implantation)

L'usine d'incinération d'Argenteuil (95)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Argenteuil



Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Herblay (95)
Source: Météo France



Légende

- Limite 5 km
- Limite communes
- Lycées
- Collèges
- Incinérateurs
- Mos en 11 postes**
- BOIS
- CULTURES
- EAU
- AUTRE RURAL
- URBAIN OUVERT
- HABITAT INDIVIDUEL
- HABITAT COLLECTIF
- ACTIVITES
- EQUIPEMENTS
- TRANSPORTS
- CHANTIERS ET DIVERS

Densité en hab/ha

- de 25
- 25 - 50
- 50 - 75
- 75 - 100
- 100 - 300
- > à 300



Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Argenteuil



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	365 347	
	Effectif	Nombre
Collèges		33
Lycées	14 932	22
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	263	3,3
Surfaces en herbes à caractères agricoles	14	+
Vergers, pépinières	69	1
Maraîchage	40	+
Eau	240	3
Parcs de loisirs	0,2	+
Parcs ou jardins	507	6,5
Jardins familiaux	35,5	+
Jardins de l'habitat	142	2
Terrains de sport en plein air	157	2
Habitat		
Collectif	663	6
Individuel	2 788	26
Equipement d'enseignement	166	1.5
Equipement de santé	30	+

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1975

Constructeur des fours : ITISA VOLUND

Exploitant : Cofreth (Elyo)

Maître d'ouvrage : Syndicat AZUR

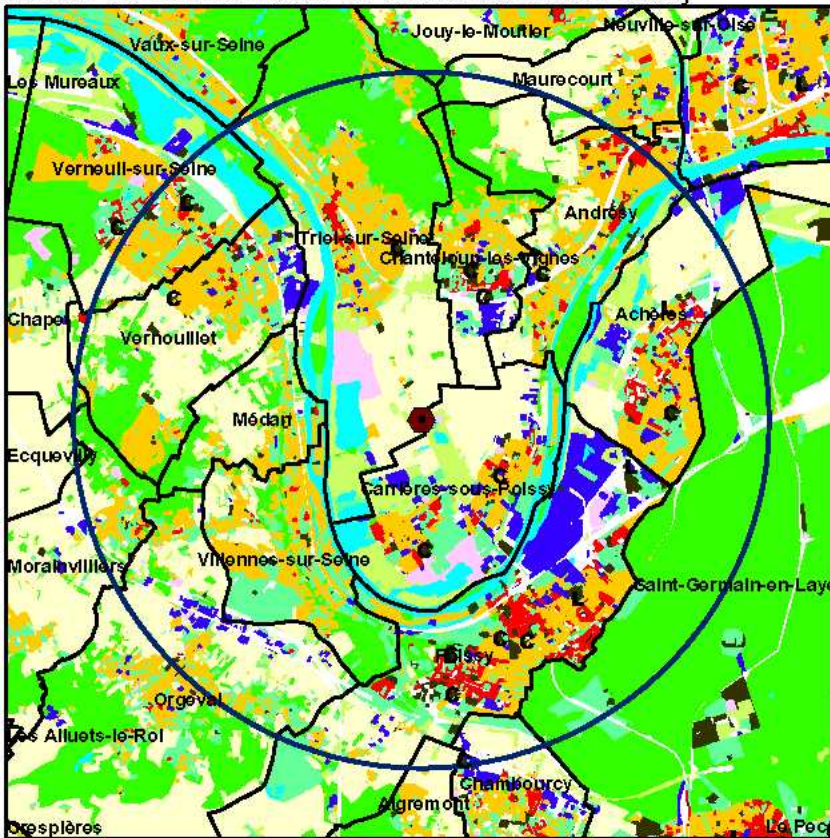
L'usine a une capacité horaire totale de 24 t/h (deux lignes de fours de 7,5 t/h, chacune construites en 1975; une troisième ligne de 9 t/h, construite en 1997), soit une capacité nominale annuelle d'incinération de 180 000 tonnes. Fours à grille ; traitement par voie humide : dépoussiérage par électrofiltre et lavage des fumées par solution chaulée. Travaux en cours : remplacement des lignes de 7,5 t/h par une seule ligne de 15 t/h ; adaptation aux normes de l'arrêté de 2002 ; contrôle en continu des PCDDF

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,023	0,005	0,012	3,4
Four 2	0,019	0,004	0,026	11,4
Four 3	0,037		0,026	0,7 (valeur 2002)

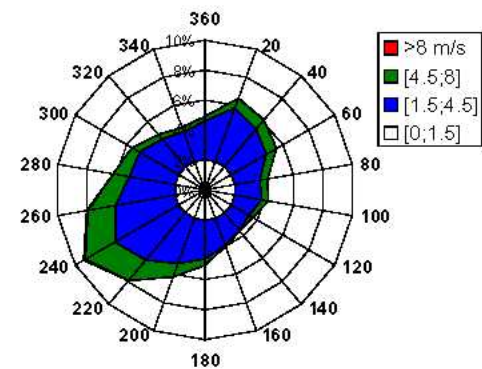
L'usine d'incinération Carrières-sous-Poissy (78)

Densité de population dans un rayon de 5km autour de l'incinérateur de Carrières sous Poissy

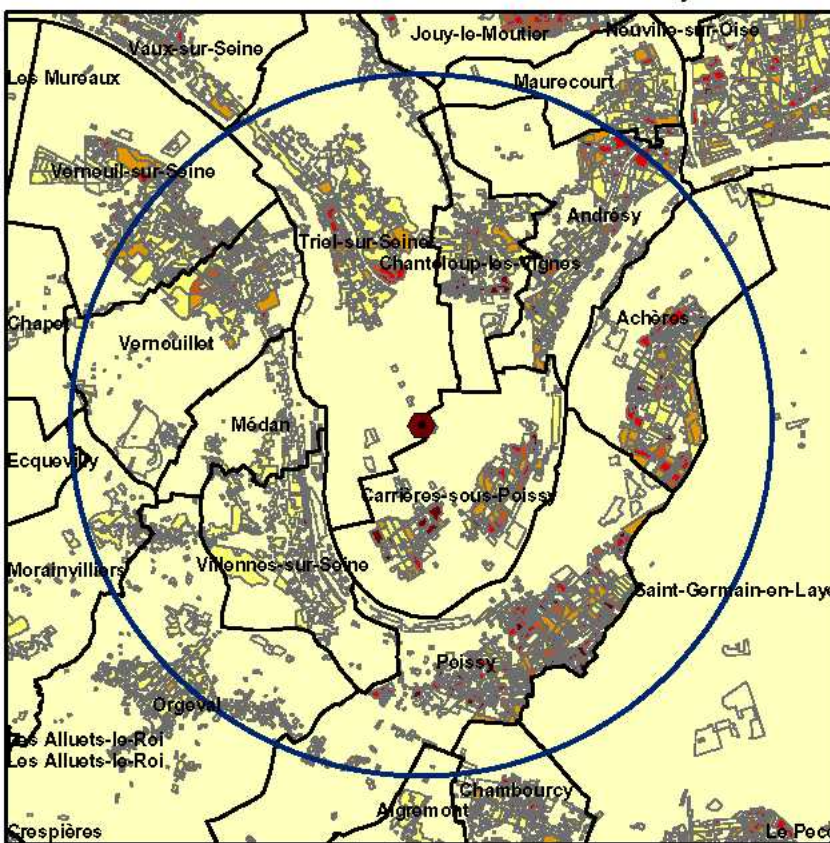


Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Achères

Source: météo France



Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Carrières sous Poissy



Légende

- L** Lycées
- C** Collèges
- Incinérateurs
- Limite 5km
- Limite communes
- Mos en 11 postes**
- BOIS
- CULTURES
- EAU
- AUTRE RURAL
- URBAIN OUVERT
- HABITAT INDIVIDUEL
- HABITAT COLLECTIF
- ACTIVITES
- EQUIPEMENTS
- TRANSPORTS
- CHANTIERS ET DIVERS

Densité en Hab/ha

- de 25
- 25 - 50
- 50 - 75
- 75 - 100
- 100 - 300
- > à 300



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	127 361	
	Effectif	Nombre
Collèges		14
Lycées	4 611	5
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	1 245	16
Surfaces en herbes à caractères agricoles	77	1
Vergers, pépinières	293	3,7
Maraîchage	70	1
Eau	488	6,2
Parcs de loisirs	1	+
Parcs ou jardins	325	4
Jardins familiaux	18	+
Jardins de l'habitat	243	3
Terrains de sport en plein air	83	1
Habitat		
Collectif	222	2,3
Individuel	1 389	15
Equipement d'enseignement	73	1
Equipement de santé	9	+

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1999

Constructeur des fours :

Exploitant : Novergie

Maître d'ouvrage : SIDRU de Saint-Germain-en-Laye

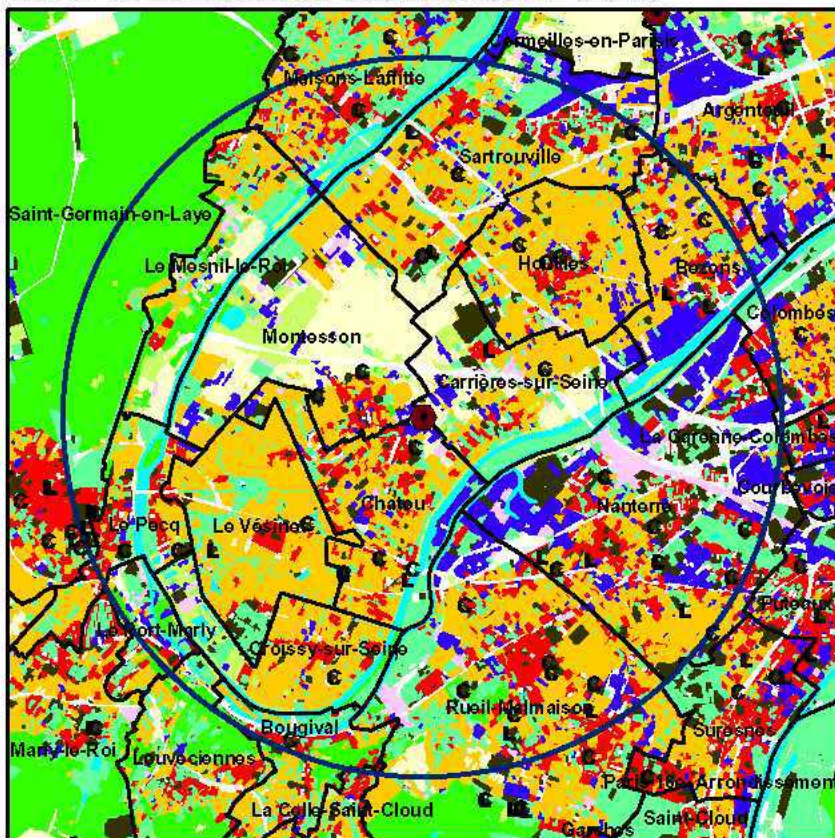
L'usine a une capacité horaire totale de 15 t/h (deux lignes de fours de 7,5 t/h chacune), soit une capacité nominale annuelle d'incinération de 112 500 tonnes. Fours à grille ; traitement par voie humide sans rejets liquides : dépoussiérage par électrofiltre, laveur acide et traitement catalytique des NOx et PCDD/F.

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,01	0,004	0,032	0,1
Four 2	0,009	0,003	0,014	0,1

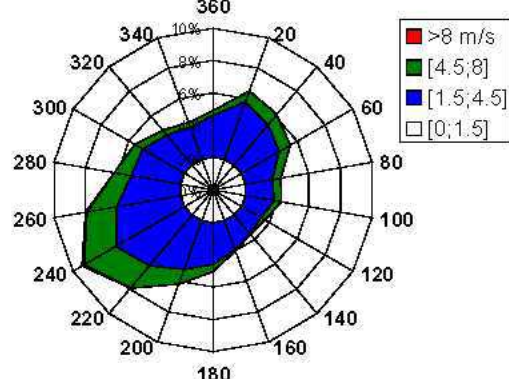
L'usine d'incinération Carrières-sur-Seine (78)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Carrières sur Seine



Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Achères (78)

Source: Météo France



Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Carrières sur Seine



Légende

- Limite 5 km
- Limite communes
- Lycées
- Collèges
- Incinérateurs
- Mos en 11 postes**
- BOIS
- CULTURES
- EAU
- AUTRE RURAL
- URBAIN OUVERT
- HABITAT INDIVIDUEL
- HABITAT COLLECTIF
- ACTIVITES
- EQUIPEMENTS
- TRANSPORTS
- CHANTIERS ET DIVERS
- Densité en hab/ha**
- de 25
- 25 - 50
- 50 - 75
- 75 - 100
- 100 - 300
- > à 300

0 500 1.000 2.000 Mètres



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	365 142	
	Effectif	Nombre
Collèges		35
Lycées	12 840	18
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	373	5
Surfaces en herbes à caractères agricoles	47	+
Vergers, pépinières	16	+
Maraîchage	55	+
Eau	396	5
Parcs de loisirs	1	+
Parcs ou jardins	587	7,5
Jardins familiaux	19	+
Jardins de l'habitat	146	2
Terrains de sport en plein air	181	2
Habitat		
Collectif	775	7
Individuel	2 510	24
Equipement d'enseignement	173	2
Equipement de santé	48	+

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1978

Constructeur des fours : Luchaire (Itisa Volund, pour le deuxième four)

Exploitant : (Ouest OM Energie (Novergie)

Maître d'ouvrage : SITRU de la Boucle de la Seine

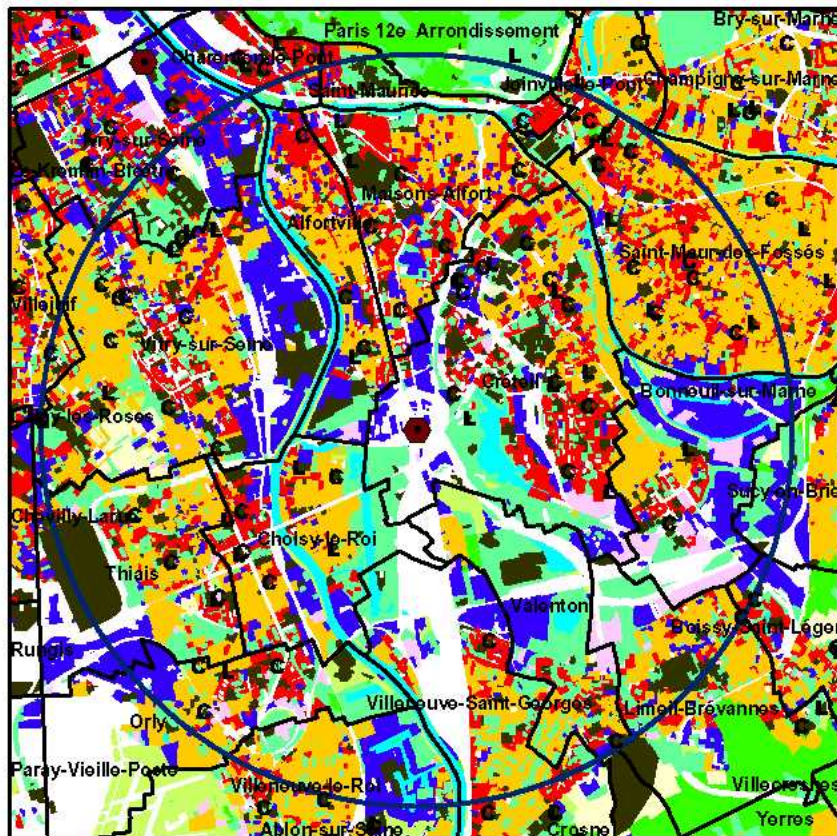
L'usine a une capacité horaire totale de 18 t/h (deux lignes de fours de 9 t/h chacune, l'une construite en 1978, l'autre en 1987), soit une capacité nominale annuelle d'incinération de 135 000 tonnes. Fours à grille ; traitement par voie semi-humide. En 2002, les deux fours ont faits l'objet d'une amélioration du traitement des fumées, notamment le traitement des PCDD/F, par l'injection de chaux HSS et de charbon

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,017	0,054	0,09	0,1
Four 2	0,016	0,009	0,134	0,1

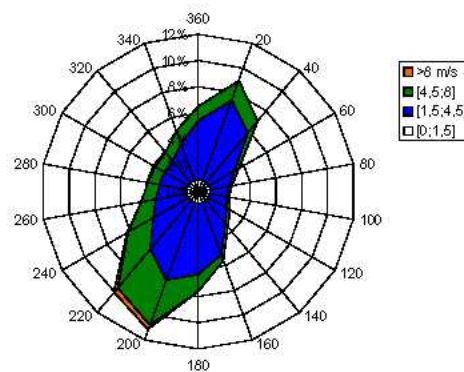
L'usine d'incinération de Créteil (94)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Créteil

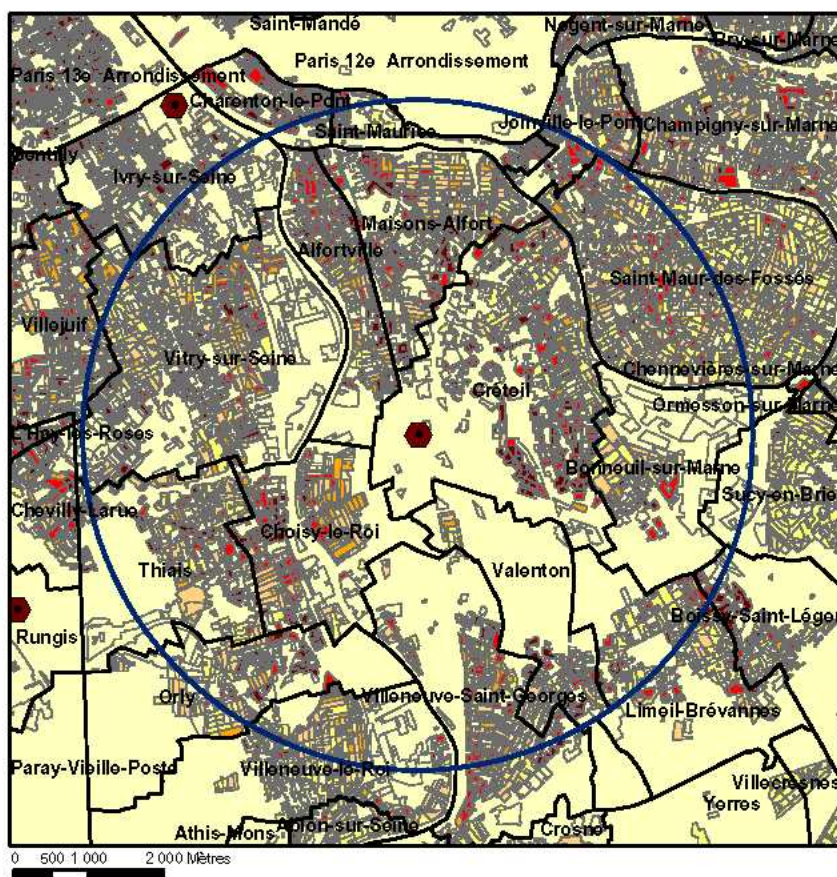


Rose des vents en m/s pour la stéion météo de Saint Maur

Source: Météo France



Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Créteil



Légende

- Limite communes
- Limite 5 km
- Lycée
- Collèges
- Incinérateurs

Mos en 11 postes

- BOIS
- CULTURES
- EAU
- AUTRE RURAL
- URBAIN OUVERT
- HABITAT INDIVIDUEL
- HABITAT COLLECTIF
- ACTIVITES
- EQUIPEMENTS
- TRANSPORTS
- CHANTIERS ET DIVERS

Densité en hab/ha

- de 25
- 25 - 50
- 50 - 75
- 75 - 100
- 100 - 300
- > à 300



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	483 110	
	Effectif	Nombre
Collèges		52
Lycées	2 0154	28
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	43	+
Surfaces en herbes à caractères agricoles	4	+
Vergers, pépinières	15	+
Maraîchage	4	+
Eau	382	5
Parcs de loisirs	0	0
Parcs ou jardins	617	8
Jardins familiaux	59	1
Jardins de l'habitat	78	1
Terrains de sport en plein air	179	2
Habitat		
Collectif	1 029	10
Individuel	1 815	19
Equipement d'enseignement	234	2
Equipement de santé	84	1

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1979

Constructeur des fours : 4B.B (les fours de 15 t/h)

Exploitant : Creteil Incinération Energie

Maître d'ouvrage : SITDU du Val de Marne

L'usine actuelle comprend deux fours à grille de 15 t/h chacun et d'un four de 2 t/h, à grille, dédié aux DAS ; capacité nominale annuelle : 240 000 tonnes. Elle remplace, depuis 2000, l'ancienne unité construite en 1979, composée de deux fours à pyrofusion de 6,25 t/h chacun et du four de 2 t/h (conservé sur la nouvelle unité). Traitement des fumées par voie humide ; électrofiltre ; lavage des fumées ; injection d'ammoniaque et passage dans réacteur catalytique.

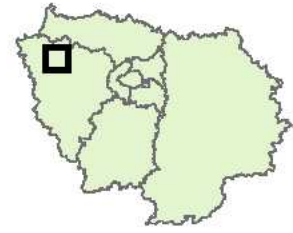
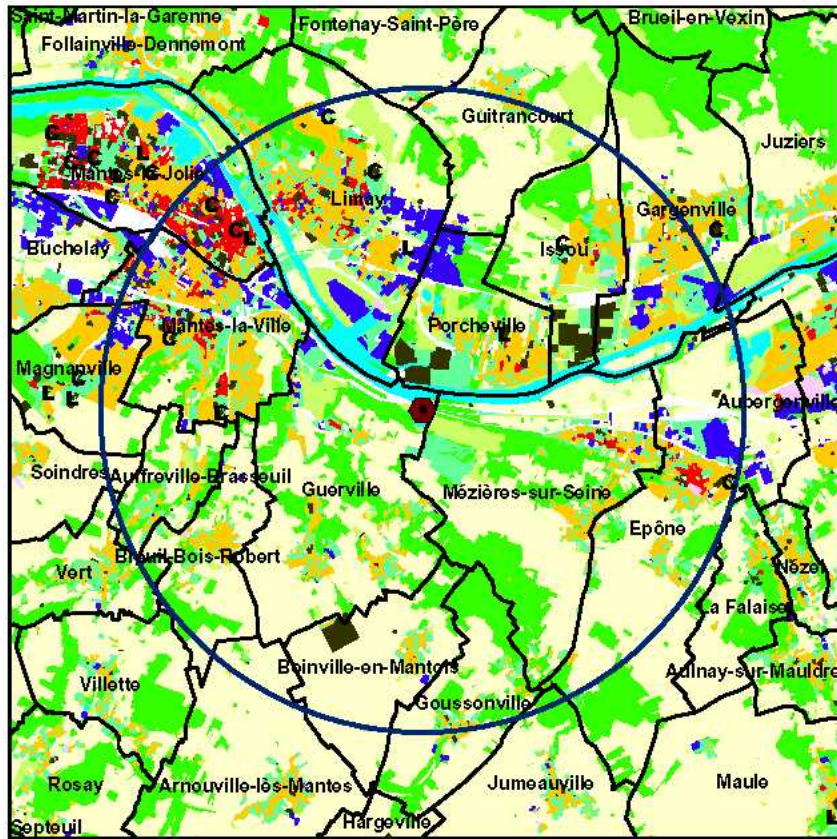
Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)*	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,1	-	0,31	0,1
Four 2	0,009	-	0,1	0,1
Four 3	0,0243	-	0,1	0,1

* mesurés avec les autres métaux

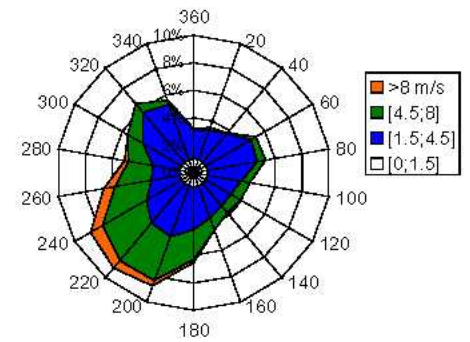
L'usine d'incinération de Guerville (78)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Guerville

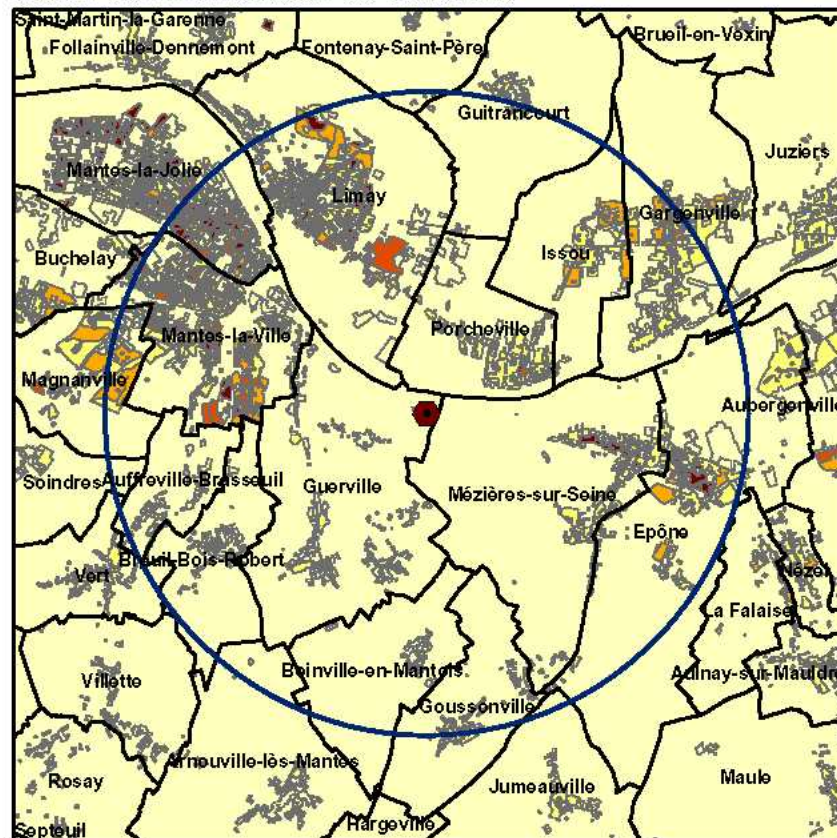


rose des vents (en m/s) pour la station météo de Magnanville (78)

Source: Météo France



Densité de population (en hab/ha) dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Guerville



Légende

- Limite 5 km
- Limite communes
- Lycées
- Collèges
- Incinérateurs
- Mos en 11 postes**
- BOIS
- CULTURES
- EAU
- AUTRE RURAL
- URBAIN OUVERT
- HABITAT INDIVIDUEL
- HABITAT COLLECTIF
- ACTIVITES
- EQUIPEMENTS
- TRANSPORTS
- CHANTIERS ET DIVERS
- Densité en hab/ha**
- de 25
- 25 - 50
- 50 - 75
- 75 - 100
- 100 - 300
- > à 300

0 5001 000 2000 Mètres



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	70 100	
	Effectif	Nombre
Collèges		8
Lycées	2 777	4
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	2 804	36
Surfaces en herbes à caractères agricoles	223	3
Vergers, pépinières	41	+
Maraîchage	3	+
Eau	258	3
Parcs de loisirs	0	0
Parcs ou jardins	210	3
Jardins familiaux	26	+
Jardins de l'habitat	260	3
Terrains de sport en plein air	45	+
Habitat		
Collectif	141	2
Individuel	940	11
Equipement d'enseignement	34	+
Equipement de santé	2,4	+

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1997

Constructeur des fours :

Exploitant : VALENE

Maître d'ouvrage : CAMY

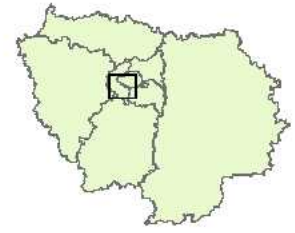
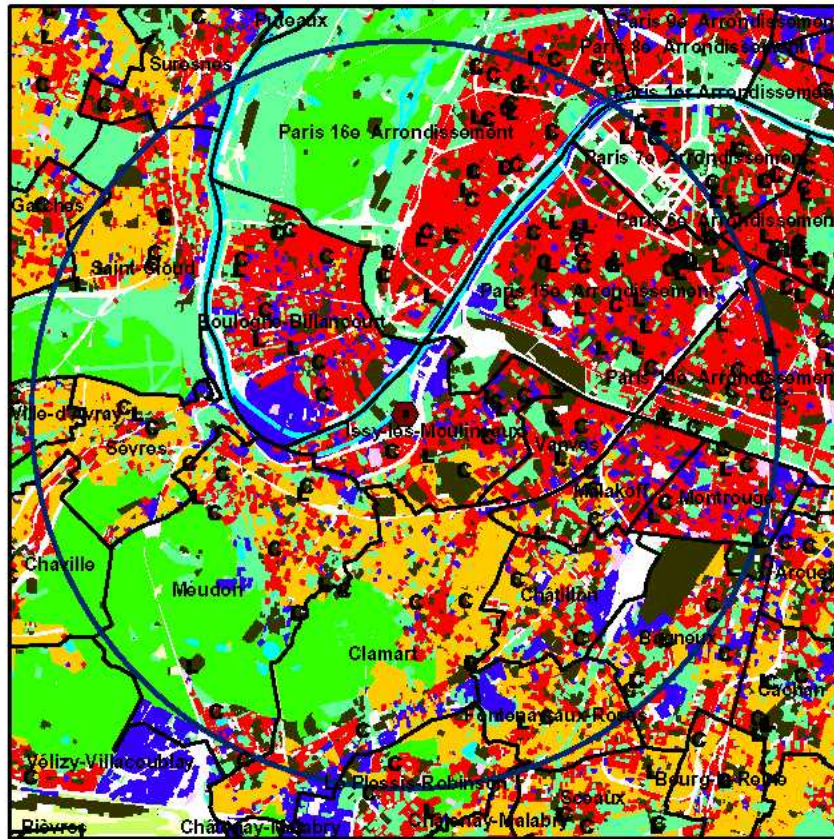
Comprend trois fours de 4 t/h chacun pour une capacité nominale annuelle de 90 000 tonnes. Procédé : lit fluidisé dense. Traitement des fumées par voie humide, à condensation, sans rejets liquides : filtre à manche ; injection d'urée, de bicarbonate de sodium et de charbon actif.

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,011	0,002	0,08	0,3
Four 2	0,031	0,001	0,003	0,2 (valeur 2002)
Four 3	0,063	0,003	0,07	0,3 (valeur 2002)

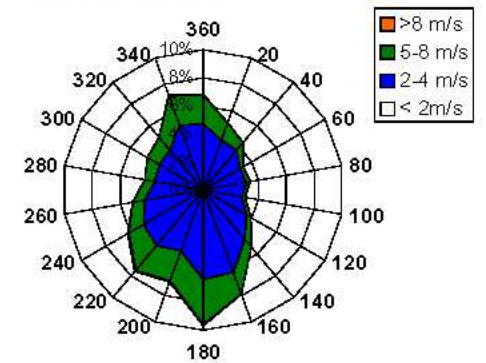
L'usine d'incinération d'Issy les Moulineaux (92)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Issy-les-Moulineaux

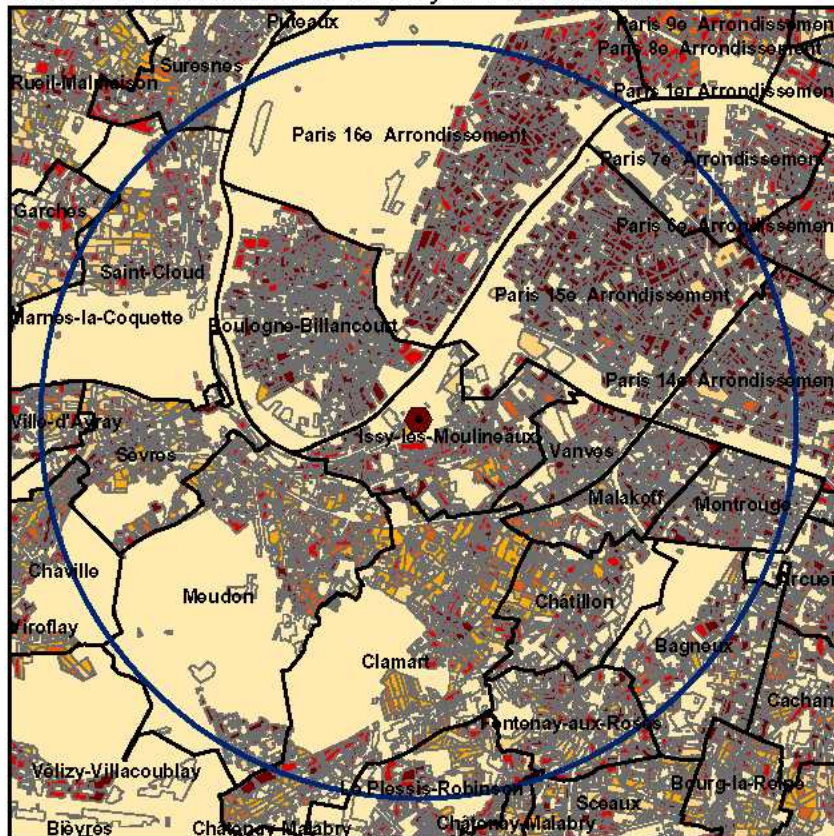


Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Paris-Montsouris

Source: Météo France



Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Issy-les-Moulineaux



Légende

□ Limite communes

□ Limite 5 km

L Lycées

C Collèges

● Incinérateurs

Mos en 11 postes

■ BOIS

■ CULTURES

■ EAU

■ AUTRE RURAL

■ URBAIN OUVERT

■ HABITAT INDIVIDUEL

■ HABITAT COLLECTIF

■ ACTIVITES

■ EQUIPEMENTS

■ TRANSPORTS

■ CHANTIERS ET DIVERS

Densité en hab/ha

■ - de 25

■ 25 - 50

■ 50 - 75

■ 75 - 100

■ 100 - 300

■ > 300

0 500 1 000 2 000 Mètres



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	959 717	
	Effectif	Nombre
Collèges		80
Lycées	31 837	60
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	0	0
Surfaces en herbes à caractères agricoles	5	+
Vergers, pépinières	1	+
Maraîchage	3	+
Eau	214	3
Parcs de loisirs	0	0
Parcs ou jardins	866	11
Jardins familiaux	11	+
Jardins de l'habitat	37	+
Terrains de sport en plein air	198	+
Habitat		
Collectif	2 065	21
Individuel	1 008	9
Equipement d'enseignement	239	2
Equipement de santé	92	1

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1965

Constructeur des fours : CNIM

Exploitant : TIRU

Maître d'ouvrage : SYCTOM

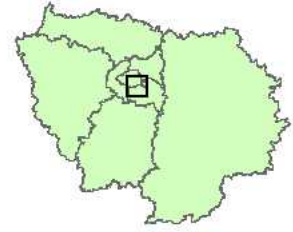
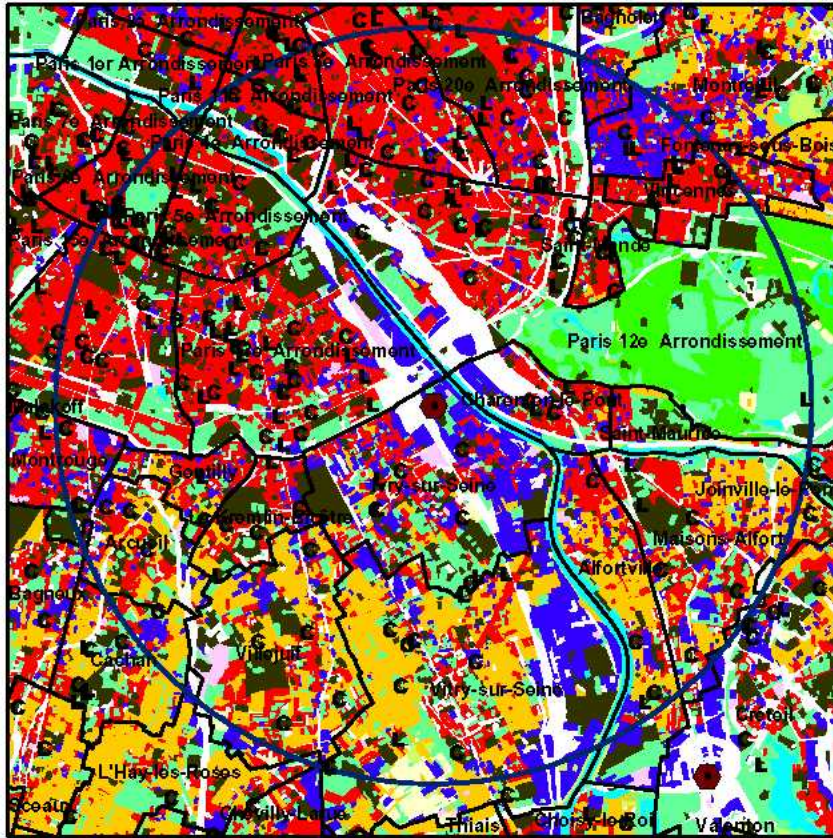
Comprend quatre fours de 19 t/h chacun pour une capacité nominale annuelle de 570 000 tonnes. Procédé : Grille mobile. Traitement des fumées par voie humide. L'usine sera entièrement remplacée par une unité de 460 000 tonnes annuelles avec traitement des fumées par voie sèche (Constructeur des fours, INOVA VON ROLL), utilisation de bicarbonate de sodium, destruction catalytique des NOx et PCDD/F et dispositif anti-panache. Elle est prévue voir le jour en 2007

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,048	0,037	0,365	1,7
Four 2	0,048	0,037	0,365	1,3
Four 3	0,048	0,037	0,365	2,3
Four 4	0,048	0,037	0,365	2,6

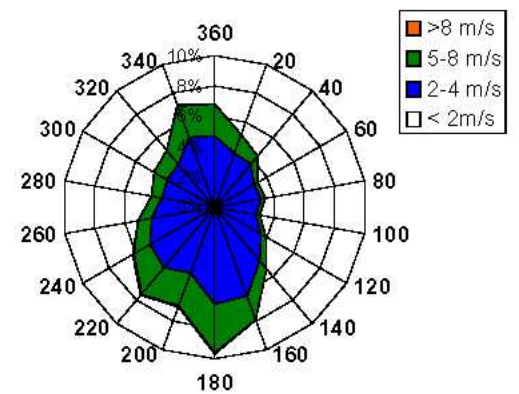
L'usine d'incinération d'Ivry-sur-seine (94)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur d'Ivry sur Seine

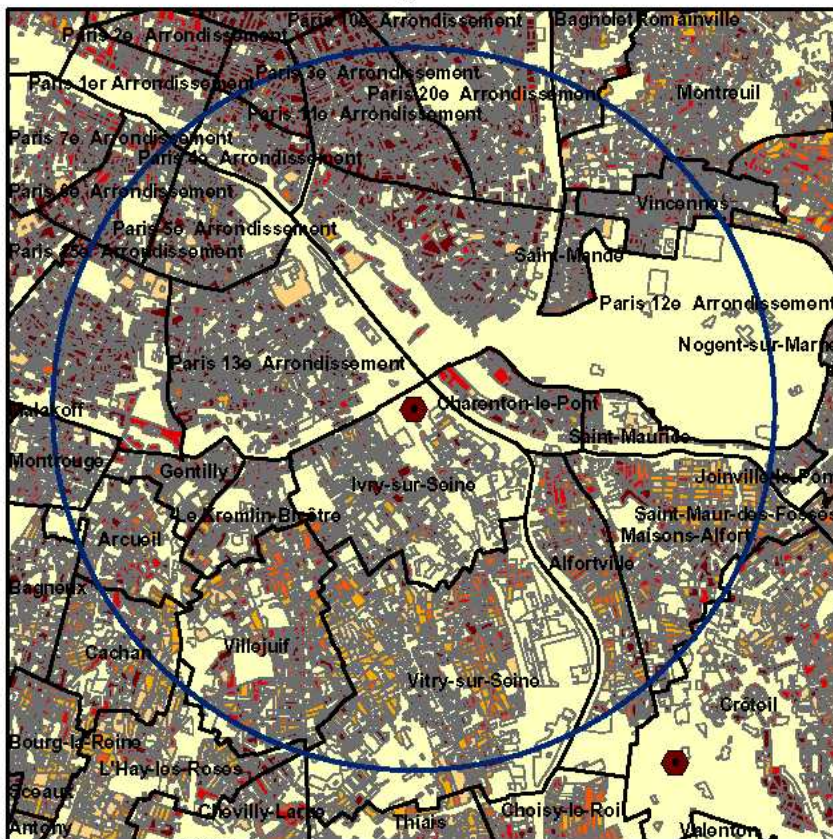


Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Paris-Montsouris

Source: Météo France



Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur d'Ivry sur Seine



Légende

- Limite communes
- Limite 5 km
- Lycées
- Collèges
- Incinérateurs
- Mos en 11 postes**
 - BOIS
 - CULTURES
 - EAU
 - AUTRE RURAL
 - URBAIN OUVERT
 - HABITAT INDIVIDUEL
 - HABITAT COLLECTIF
 - ACTIVITES
 - EQUIPEMENTS
 - TRANSPORTS
 - CHANTIERS ET DIVERS
- Densité en hab/ha**
 - de 25
 - 25 - 50
 - 50 - 75
 - 75 - 100
 - 100 - 300
 - > à 300



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	1 182 246	
	Effectif	Nombre
Collèges		109
Lycées	60 244	97
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	20	+
Surfaces en herbes à caractères agricoles	0	0
Vergers, pépinières	7	+
Maraîchage	2	+
Eau	202	3
Parcs de loisirs	26	+
Parcs ou jardins	730	9
Jardins familiaux	22	+
Jardins de l'habitat	26	+
Terrains de sport en plein air	205	3
Habitat		
Collectif	2 177	20
Individuel	892	10
Equipement d'enseignement	318	3
Equipement de santé	221	2

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1969

Constructeur des fours : MARTIN (pour les fours, CNIM pour les chaudières)

Exploitant : TIRU

Maître d'ouvrage : SYCTOM

Comprend deux fours de 50 t/h chacun pour une capacité nominale annuelle de 750 000 tonnes. Procédé : Grille mobile. Traitement des fumées par voie humide faisant intervenir deux électrofiltres en parallèle pour chaque ligne, deux tours de lavage au lait de chaux, deux venturi. Travaux de mise aux normes en cours depuis 2002, qui seront totalement achevés fin 2005 : ajout de deux laveurs pour capter les PCDD/F et les SOx (pulvérisation de charbon actif) ; amélioration de la captation des métaux lourds ; injection d'urée en chaudière pour traiter les NOx.

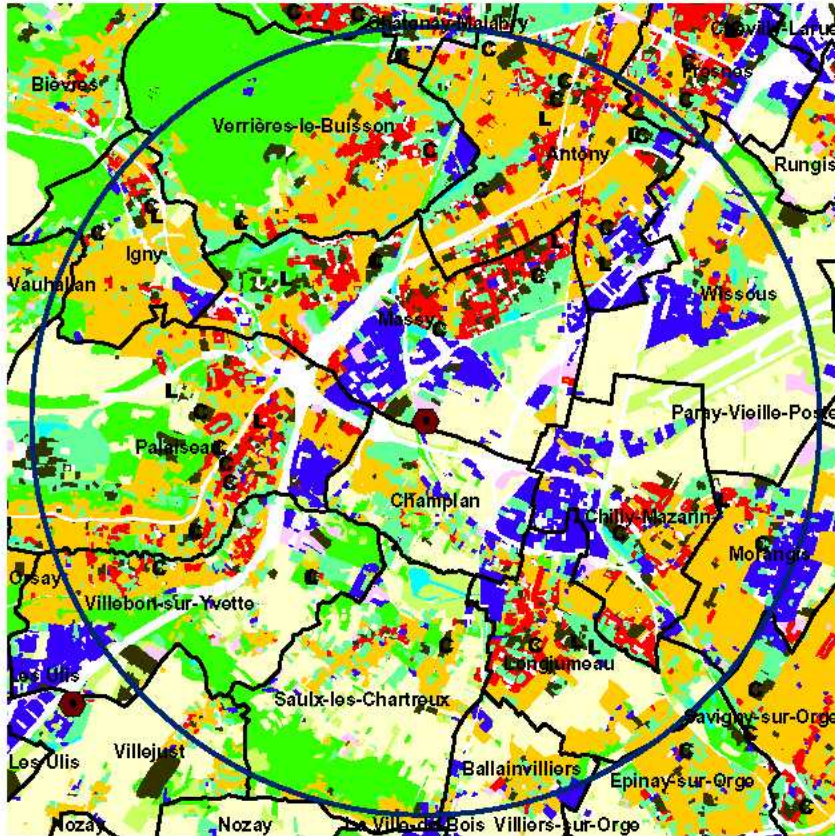
L'usine est accolée à un centre de tri des emballages ménagers

Performances épuratoires

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,0318	0,009	0,465	1,1
Four 2	0 031	0 009	0 465	1 5

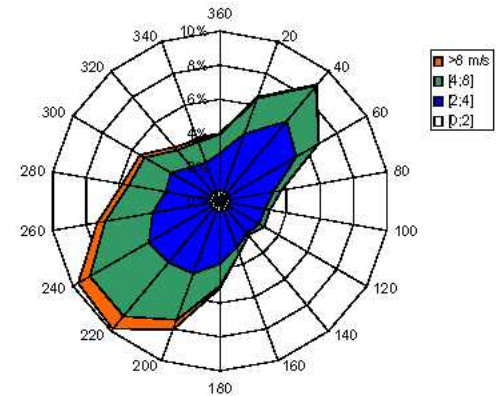
L'usine d'incinération de Massy (91)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Massy

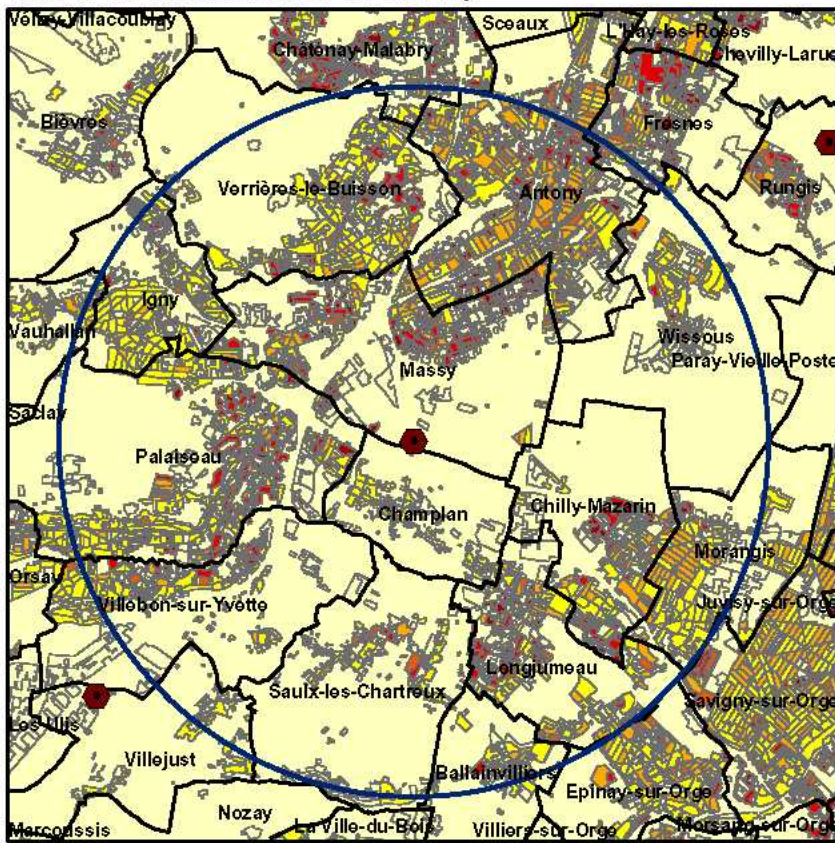


Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Paris-Orly

Source: Météo France



Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Massy



Légende

- Limite communes
- Limite 5 km
- Lycées
- Collèges
- Incinérateurs
- Mos on 11 postes**
- BOIS
- CULTURES
- EAU
- AUTRE RURAL
- URBAIN OUVERT
- HABITAT INDIVIDUEL
- HABITAT COLLECTIF
- ACTIVITES
- EQUIPEMENTS
- TRANSPORTS
- CHANTIERS ET DIVERS
- Densité en hab/ha**
- de 25
- 25 - 50
- 50 - 75
- 75 - 100
- 100 - 300
- > à 300

0 500 1.000 2.000 Mètres



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	217 873	
	Effectif	Nombre
Collèges		25
Lycées	11 348	17
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	1 351	17
Surfaces en herbes à caractères agricoles	69	1
Vergers, pépinières	47	1
Maraîchage	11	+
Eau	34	+
Parcs de loisirs	1	+
Parcs ou jardins	494	6
Jardins familiaux	11	+
Jardins de l'habitat	191	2
Terrains de sport en plein air	138	2
Habitat		
Collectif	476	6
Individuel	1 881	18
Equipement d'enseignement	160	2
Equipement de santé	16	+

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1985

Constructeur des fours : INOR

Exploitant : CURMA

Maître d'ouvrage : SIMACUR de Massy-anthony

Comprend deux fours de 5,5 t/h chacun pour une capacité nominale annuelle de 82 500 tonnes. Procédé : Grille mobile. Traitement des fumées par voie humide (électrofiltre+laveur). Etude réalisée pour améliorer le traitement des fumées (amélioration traitement des SOx ; des PCDD/F humide ou sec au charbon actif)

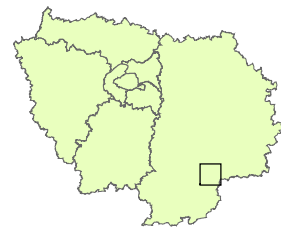
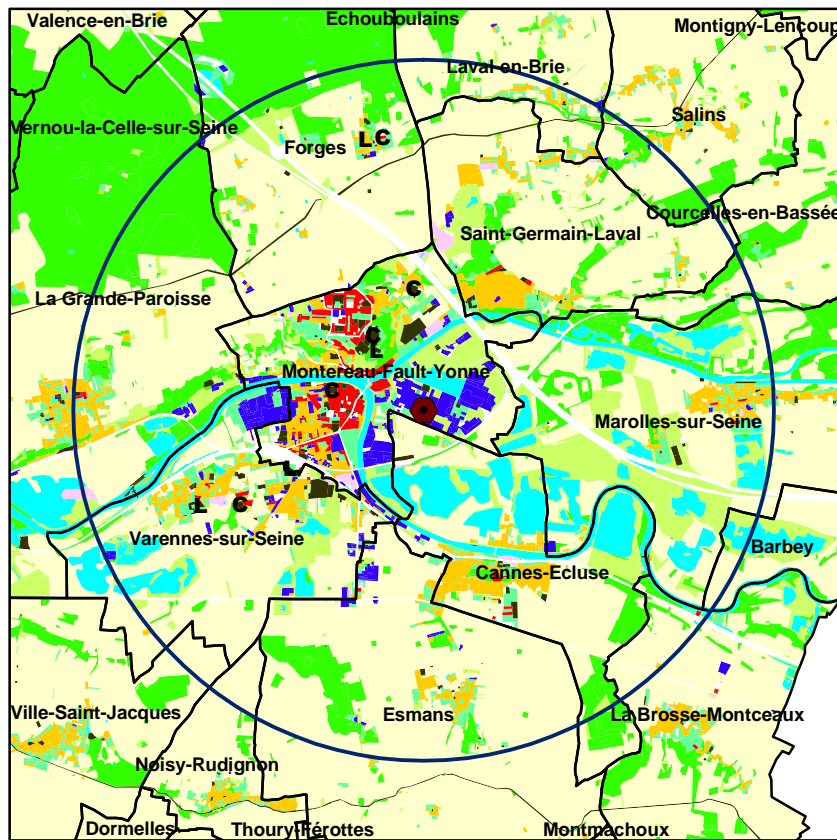
L'usine est accolée à un centre de traitement des mâchefers

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,15	0,29	0,668	2,2
Four 2	0,13	0,2	0,96	1,3

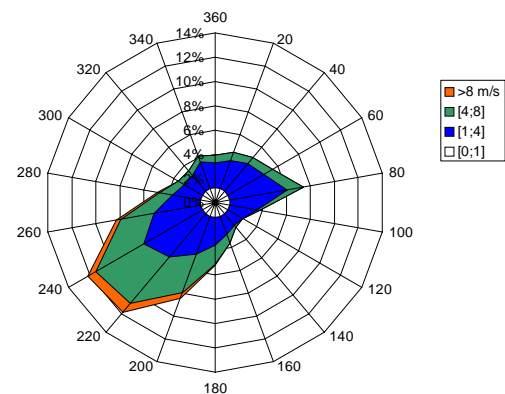
L'usine d'incinération de Montereau-Fault-Yonne (77)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Montereau

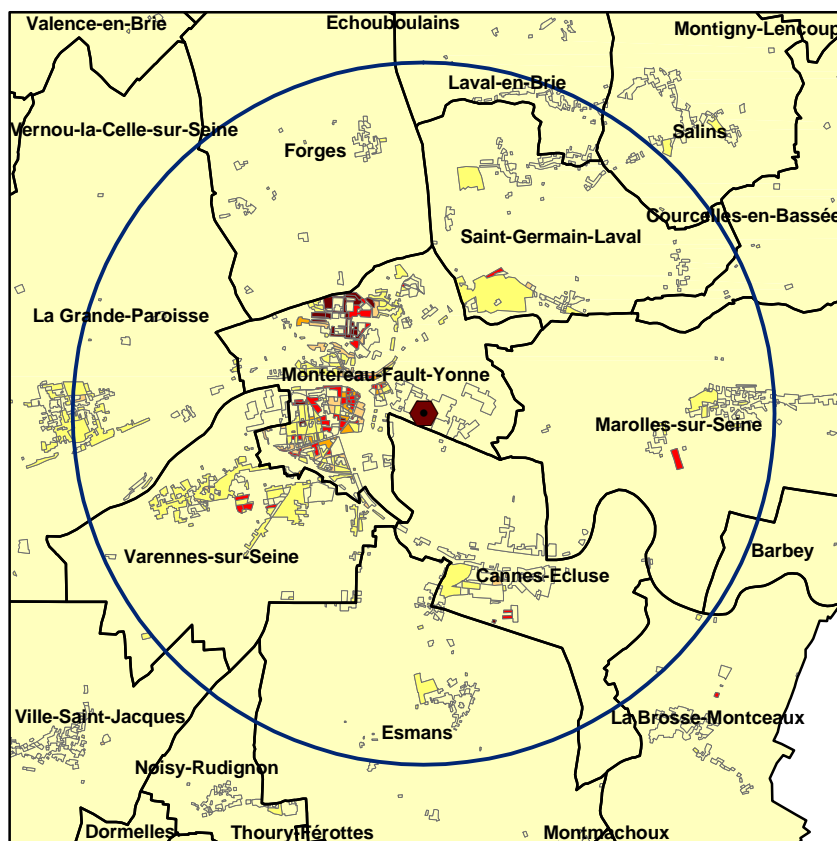


Rose des vents (en m/s) pour la station météo de La Brosse Montceau

Source: Météo France



Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Montereau



Légende

- Limite communes
- Limite 5 km

- L** Lycées
- C** Collèges
- Incinérateurs

Mos en 11 postes

- BOIS
- CULTURES
- EAU
- AUTRE RURAL
- URBAIN OUVERT
- HABITAT INDIVIDUEL
- HABITAT COLLECTIF
- ACTIVITES
- EQUIPEMENTS
- TRANSPORTS
- CHANTIERS ET DIVERS

Densité en hab/ha

- de 25
- 25 - 50
- 50 - 75
- 75 - 100
- 100 - 300
- > à 300

0 500 1 000 2 000 Mètres



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	29 665	
	Effectif	Nombre
Collèges		5
Lycées	3 369	4
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	3 844	49
Surfaces en herbes à caractères agricoles	96	1
Vergers, pépinières	11	+
Maraîchage	5	+
Eau	641	8
Parcs de loisirs	0	0
Parcs ou jardins	106	1
Jardins familiaux	28	+
Jardins de l'habitat	142	2
Terrains de sport en plein air	38	+
Habitat		
Collectif	84	1
Individuel	444	5
Equipement d'enseignement	30	+
Equipement de santé	2	+

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1973

Constructeur des fours : SOBEA

Exploitant : SOGEA

Maître d'ouvrage : Sirmotom de Montereau

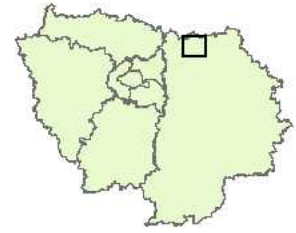
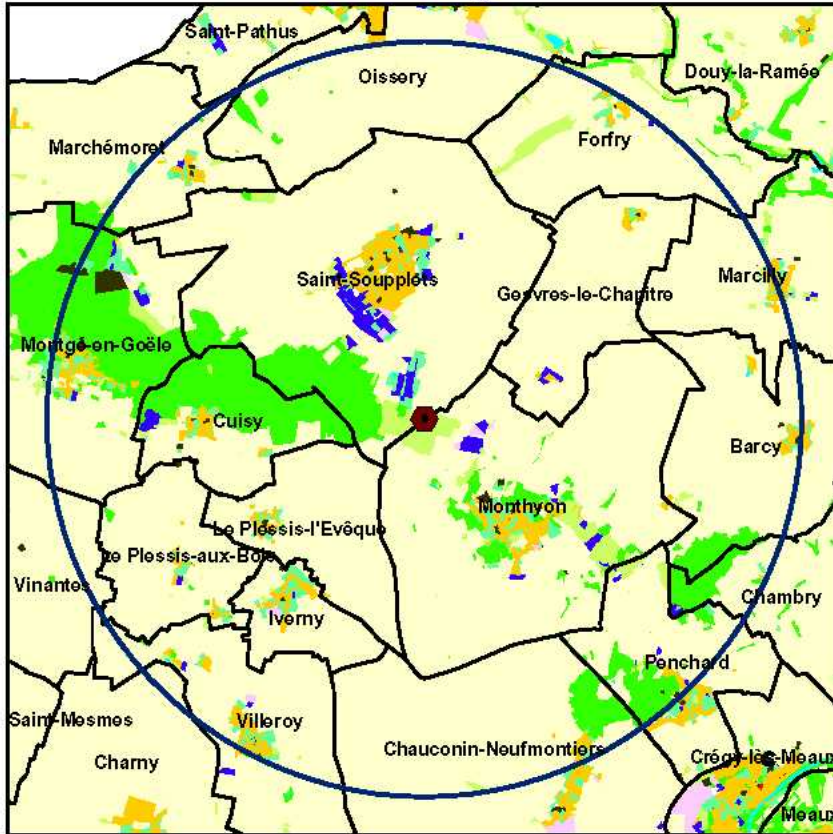
Comprend un four de 4,2t/h pour une capacité nominale annuelle de 31 500 tonnes. Procédé : Grille mobile. L'usine a subi une mise au norme en 2003 (traitement sec des fumées au bicarbonate et charbon actif). Sera remplacée par une unité comprenant deux lignes de 5 t/h et traitement des fumées par voie sèche ; NOx à 80 mg

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,058	0,203	0,984	0,1

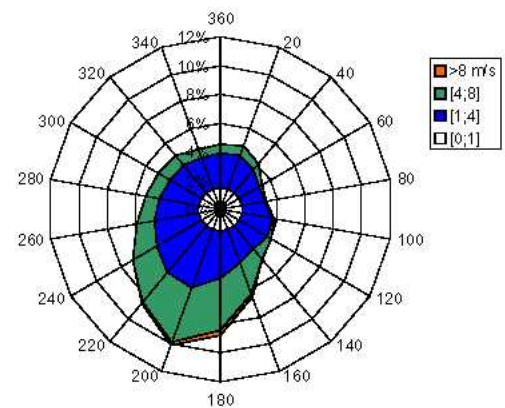
L'usine d'incinération de Monthyon (77)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Monthyon

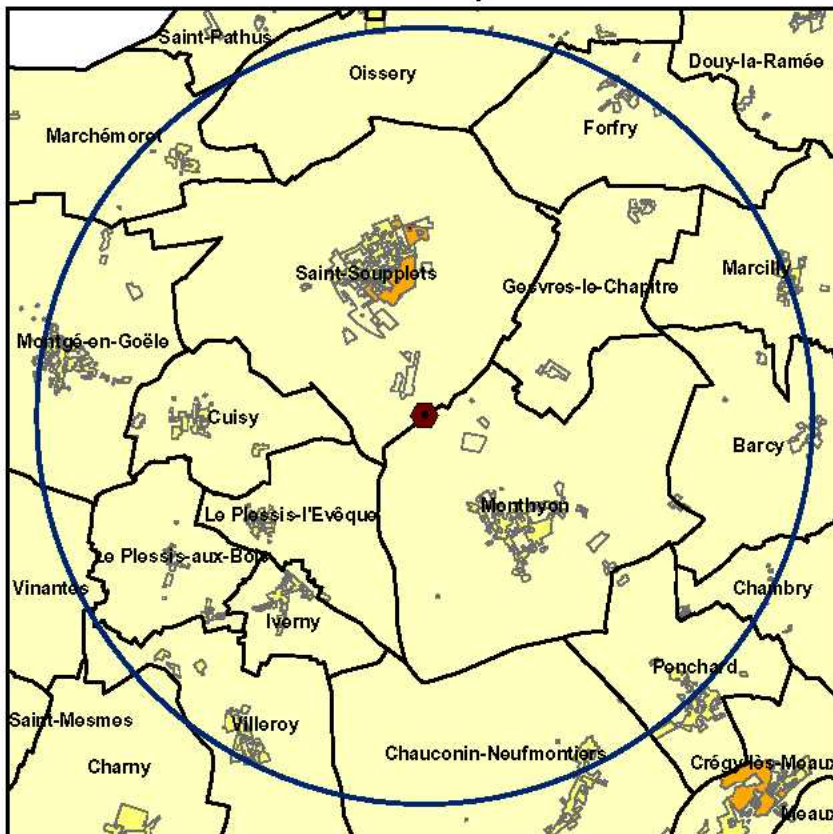


Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Monthyon

Source: Météo France



Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Monthyon



Légende

▭ Limite communes

▭ Limite_5_km

L Lycées

C Collèges

● Incinérateurs

Mos en 11 postes

■ BOIS

■ CULTURES

■ EAU

■ AUTRE RURAL

■ URBAIN OUVERT

■ HABITAT INDIVIDUEL

■ HABITAT COLLECTIF

■ ACTIVITES

■ EQUIPEMENTS

■ TRANSPORTS

■ CHANTIERS ET DIVERS

Densité en hab/ha

■ - de 25

■ 25 - 50

■ 50 - 75

■ 75 - 100

■ 100 - 300

■ > à 300



0 500 1 000 2 000 Mètres

Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	9 878	
	Effectif	Nombre
Collèges		0
Lycées		0
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	6 341	81
Surfaces en herbes à caractères agricoles	49	1
Vergers, pépinières	3	+
Maraîchage	0	0
Eau	2	+
Parcs de loisirs	0	0
Parcs ou jardins	41	1
Jardins familiaux	2	+
Jardins de l'habitat	82	1
Terrains de sport en plein air	13	+
Habitat		+
Collectif	1	+
Individuel	1228	3
Equipement d'enseignement	1	+
Equipement de santé	0	0

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1998

Constructeur des fours :

Exploitant : SOMOVAL

Maître d'ouvrage : SMITOM Nord Seine et Marne

Comprend deux four de 7 t/h et un four de 4 t/h pour une capacité nominale annuelle de 135 000 tonnes.

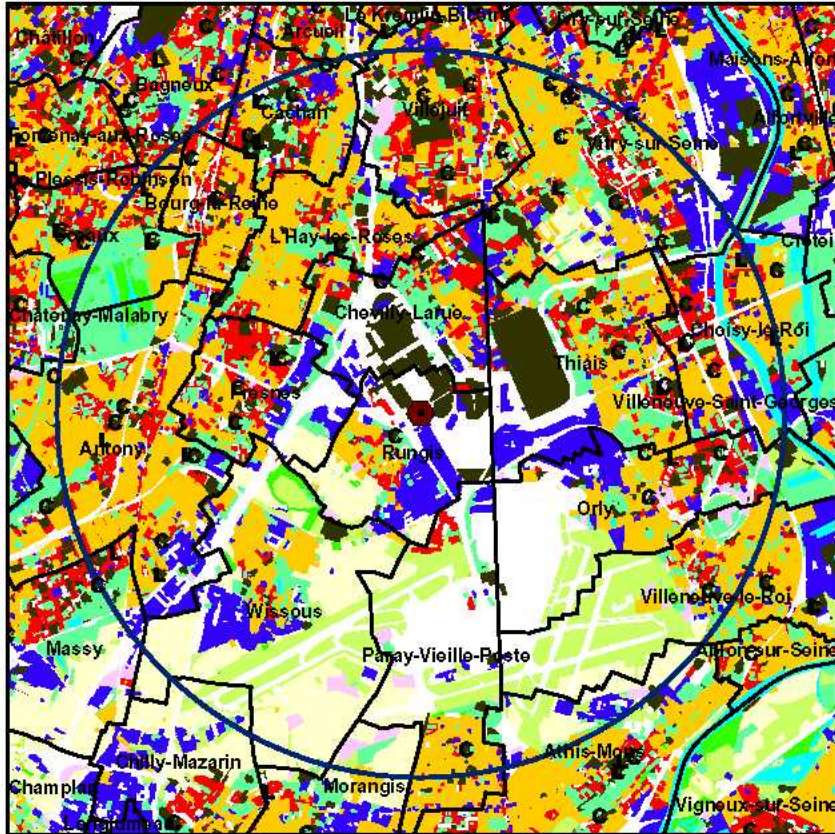
Procédé : Grille mobile pour les deux fours de 7 t/h, lit fluidisé pour le four de 4 t/h. Traitement des fumées par voie sèche (filtre à manche, poste injection de bicarbonate)

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,08	0,035	0,131	0,1
Four 2	0,107	0,035	0,124	0,1
Four 3	?	?	?	5,1

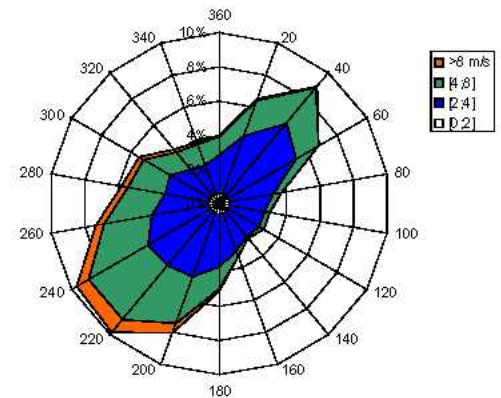
L'usine d'incinération de Rungis (94)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Rungis

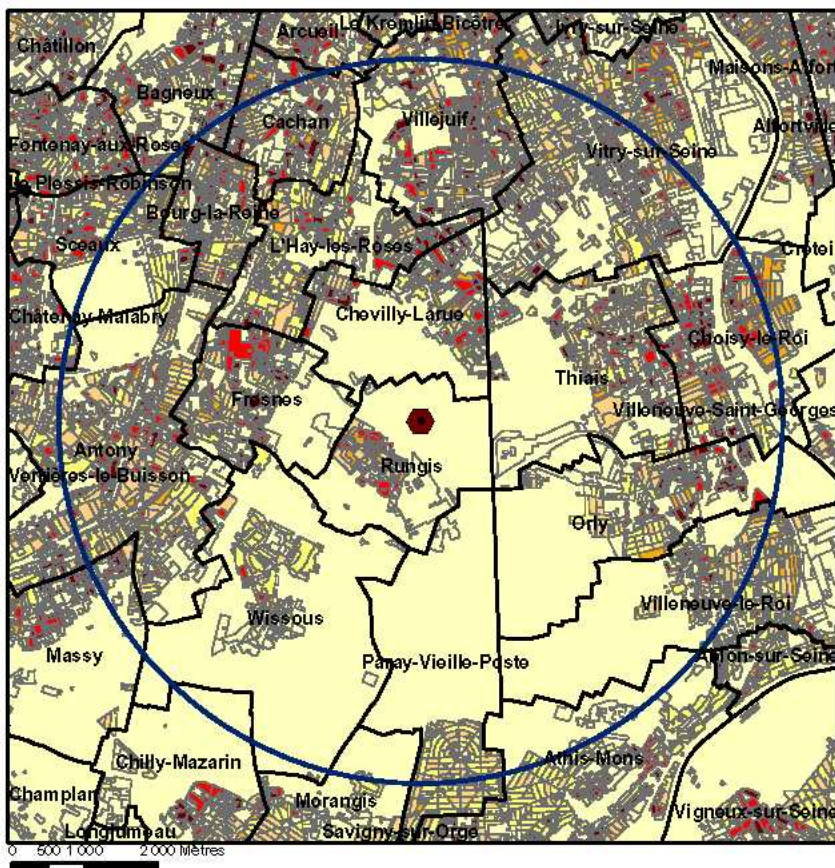


Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Paris-Orly

Source: Météo France



densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Rungis



Légende

- Limite communes
- Limite 5 km
- L** Lycées
- C** Collèges
- Incinérateurs
- Mos en 11 postes**
- BOIS
- CULTURES
- EAU
- AUTRE RURAL
- URBAIN OUVERT
- HABITAT INDIVIDUEL
- HABITAT COLLECTIF
- ACTIVITES
- EQUIPEMENTS
- TRANSPORTS
- CHANTIERS ET DIVERS
- Densité en hab/ha**
- de 25
- 25 - 50
- 50 - 75
- 75 - 100
- 100 - 300
- > à 300



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	371 767	
	Effectif	Nombre
Collèges		42
Lycées	14 517	21
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	605	8
Surfaces en herbes à caractères agricoles	19	+
Vergers, pépinières	43	1
Maraîchage	12	+
Eau	51	1
Parcs de loisirs	0	0
Parcs ou jardins	568	7
Jardins familiaux	56	1
Jardins de l'habitat	70	1
Terrains de sport en plein air	136	2
Habitat		
Collectif	697	7
Individuel	1 865	19
Equipement d'enseignement	187	2
Equipement de santé	61	1

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1985

Constructeur des fours : CNIM

Exploitant : SOTRIS

Maître d'ouvrage : SIEVD de Rungis

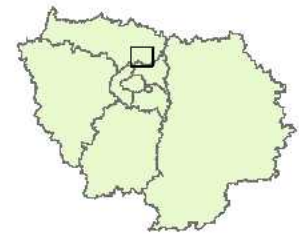
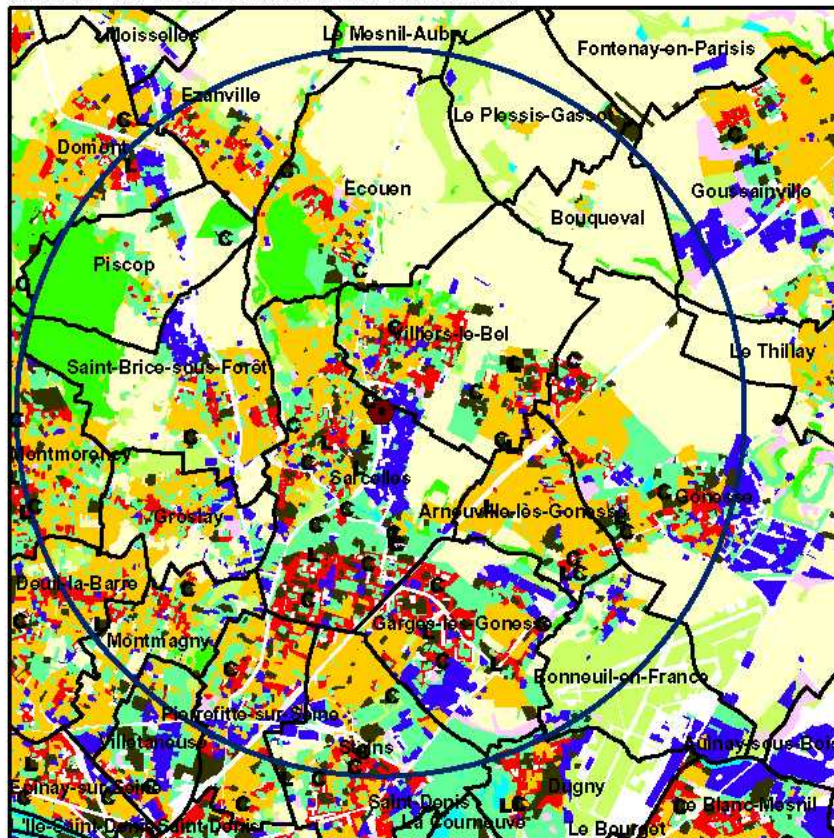
Comprend deux four de 8,5 t/h pour une capacité nominale annuelle de 127 500 tonnes. Procédé : Grille mobile. Traitement des fumées par voie sèche (électrofiltre, , injection de bicarbonate ou de chaux ; injection de coke de lignite, filtre à manche). En 2006, devrait s'achever la mise en œuvre d'un process pour le traitement des NOx.

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,08	0,02	0,07	0,1
Four 2	0,006	0,002	0,007	0,1

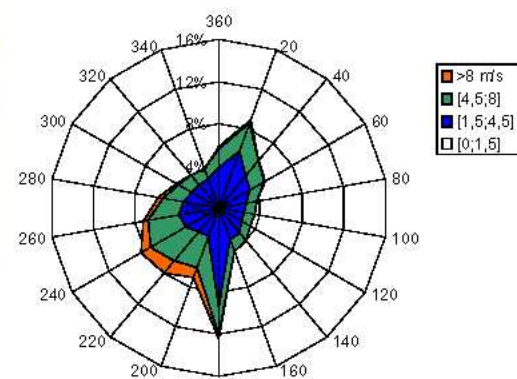
L'usine d'incinération de Sarcelles (95)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Sarcelles

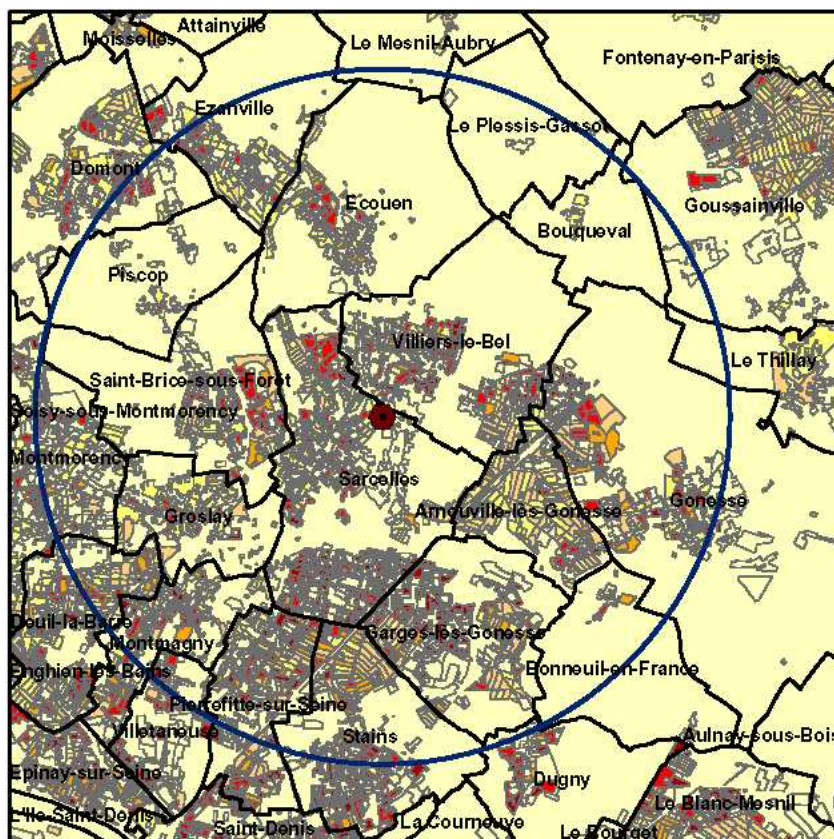


Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Roissy

Source: Météo France



Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Sarcelles



Légende

- Limite communes
- Limite 5 km
- Lycées
- Collèges
- Incinérateurs
- Mos en 11 postes**
 - BOIS
 - CULTURES
 - EAU
 - AUTRE RURAL
 - URBAIN OUVERT
 - HABITAT INDIVIDUEL
 - HABITAT COLLECTIF
 - ACTIVITES
 - EQUIPEMENTS
 - TRANSPORTS
 - CHANTIERS ET DIVERS

Densité en hab/ha

- de 25
- 25 - 50
- 50 - 75
- 75 - 100
- 100 - 300
- > à 300



0 500 1 000 2 000 Mètres

Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	262 763	
	Effectif	Nombre
Collèges		32
Lycées	9 930	14
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	1 956	25
Surfaces en herbes à caractères agricoles	141	2
Vergers, pépinières	458	6
Maraîchage	15	+
Eau	8	+
Parcs de loisirs	0	0
Parcs ou jardins	466	6
Jardins familiaux	83	1
Jardins de l'habitat	185	2
Terrains de sport en plein air	135	2
Habitat		
Collectif	496	5
Individuel	1 542	16
Équipement d'enseignement	164	2
Équipement de santé	28	+

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1978

Constructeur des fours : STEIN+rénovation ITISA

Exploitant : SAREN

Maître d'ouvrage : SIGIDUR de Sarcelles

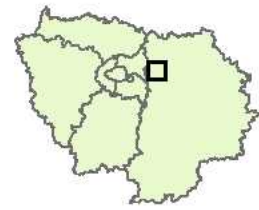
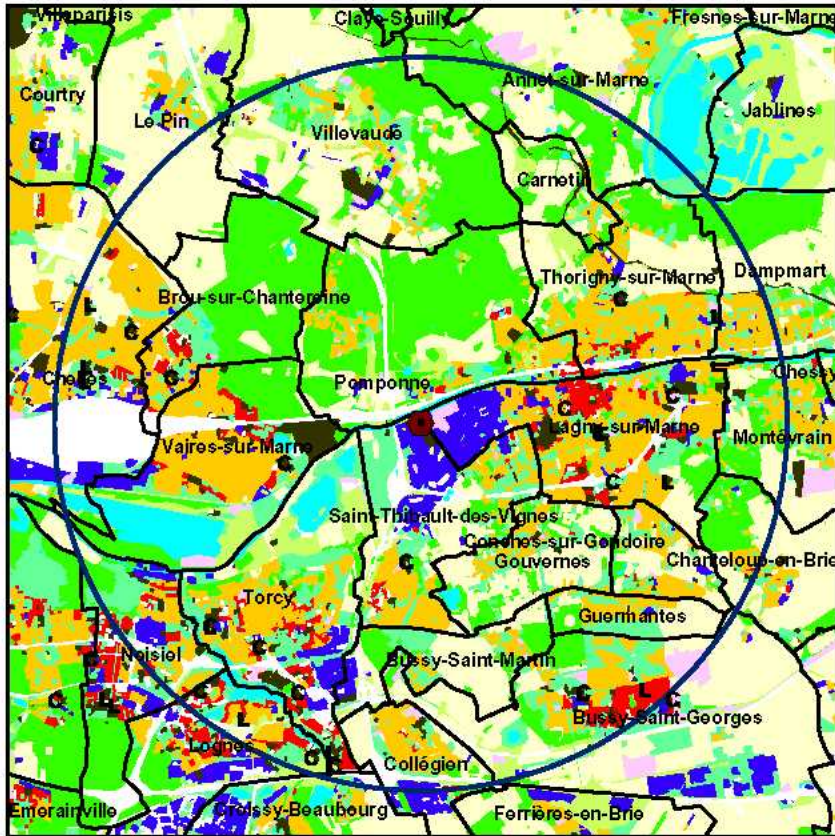
Comprend deux four de 10 t/h pour une capacité nominale annuelle de 150 000 tonnes. Procédé : Grille mobile. Traitement des fumées par voie semi-humide (tour à atomisation et électrofiltre)

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,041	0,042	0,657	0,5
Four 2	0,022	0,04	0,356	0,2

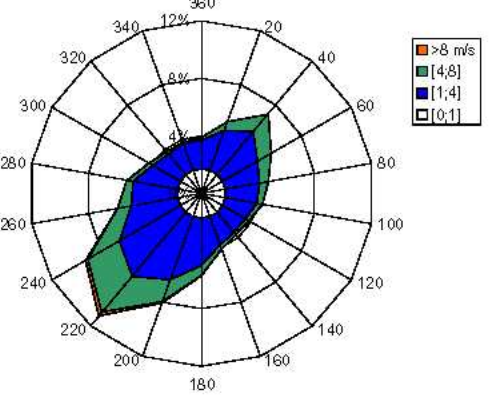
L'usine d'incinération de Saint-Thibault-des-Vignes (77)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de St Thibault des vignes

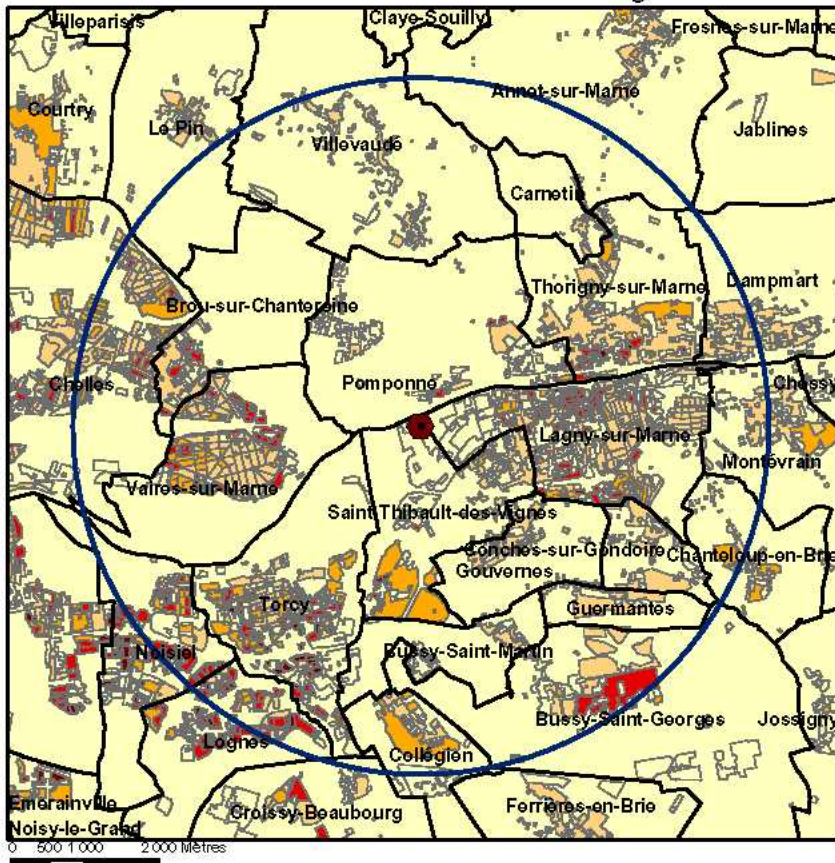


Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Torcy

Source: Météo France



Densité de population (en hab/ha) dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de St Thibault des vignes



Légende

- Limite communes
- Limite 5 km
- Lycées
- Collèges
- Incinérateurs
- Mos en 11 postes**
- BOIS
- CULTURES
- EAU
- AUTRE RURAL
- URBAIN OUVERT
- HABITAT INDIVIDUEL
- HABITAT COLLECTIF
- ACTIVITES
- EQUIPEMENTS
- TRANSPORTS
- CHANTIERS ET DIVERS

Densité en hab/ha

- de 25
- 25 - 50
- 50 - 75
- 75 - 100
- 100 - 300
- > à 300

Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	124 674	
	Effectif	Nombre
Collèges		16
Lycées	9 336	11
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	1 430	18
Surfaces en herbes à caractères agricoles	215	3
Vergers, pépinières	21	+
Maraîchage	2	+
Eau	296	+
Parcs de loisirs	1	+
Parcs ou jardins	489	6
Jardins familiaux	7	+
Jardins de l'habitat	202	3
Terrains de sport en plein air	92	1
Habitat		
Collectif	233	2
Individuel	1 468	16
Equipement d'enseignement	95	1
Equipement de santé	12	+

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1985

Constructeur des fours : TUNZINI

Exploitant : Cofreth (ELYO)

Maître d'ouvrage : SIETREM de Lagny-sur-Marne

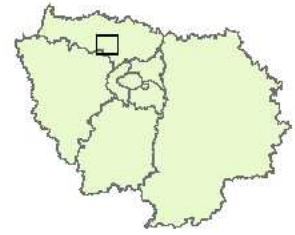
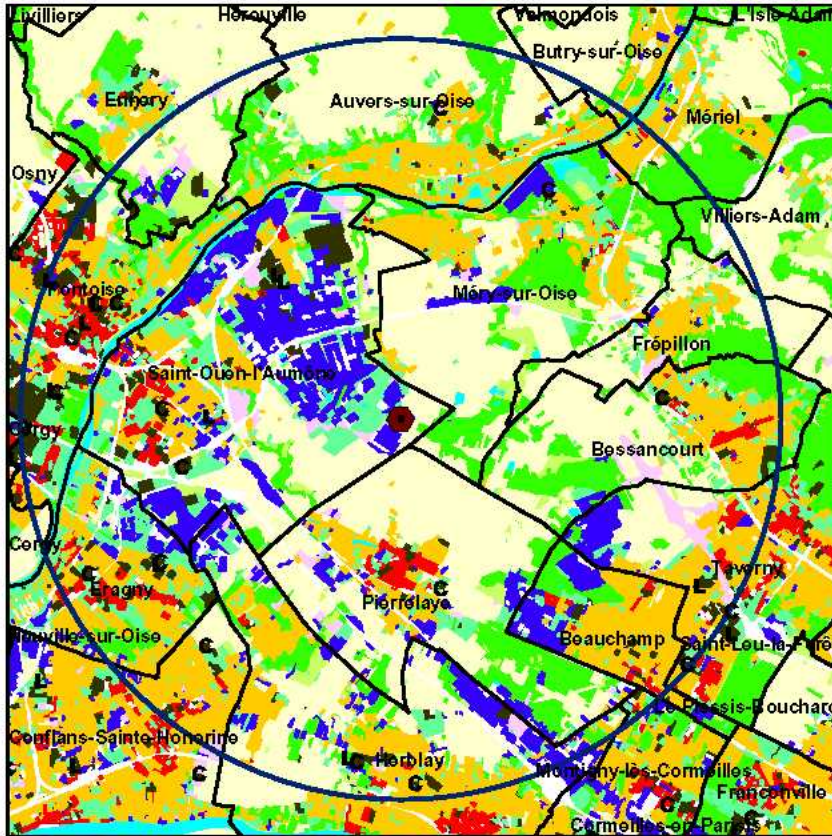
L'usine a été agrandie en 1996 par l'adjonction d'un four de 10 t/h au four existant de 8 t/h. Capacité nominale annuelle : 150 000 tonnes. Procédé : rouleaux pour les deux fours. Traitement des fumées par voie semi-sèche (injection de chaux ou de bicarbonate de sodium, de charbon actif ; filtre à manche ; ventilateur de tirage ; traitement des NOx).

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,021	0,001	0,056	0,1
Four 2	0,011	0,002	0,126	0,1

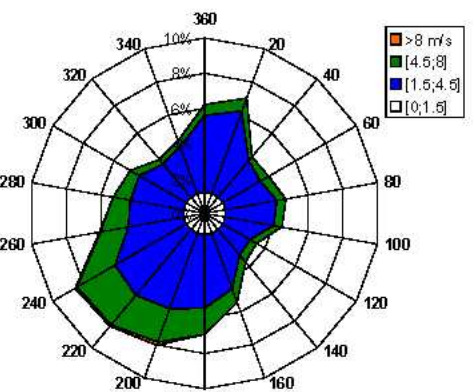
L'usine d'incinération de Saint-Ouen-l'Aumône (95)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de St Ouen l'Aumône

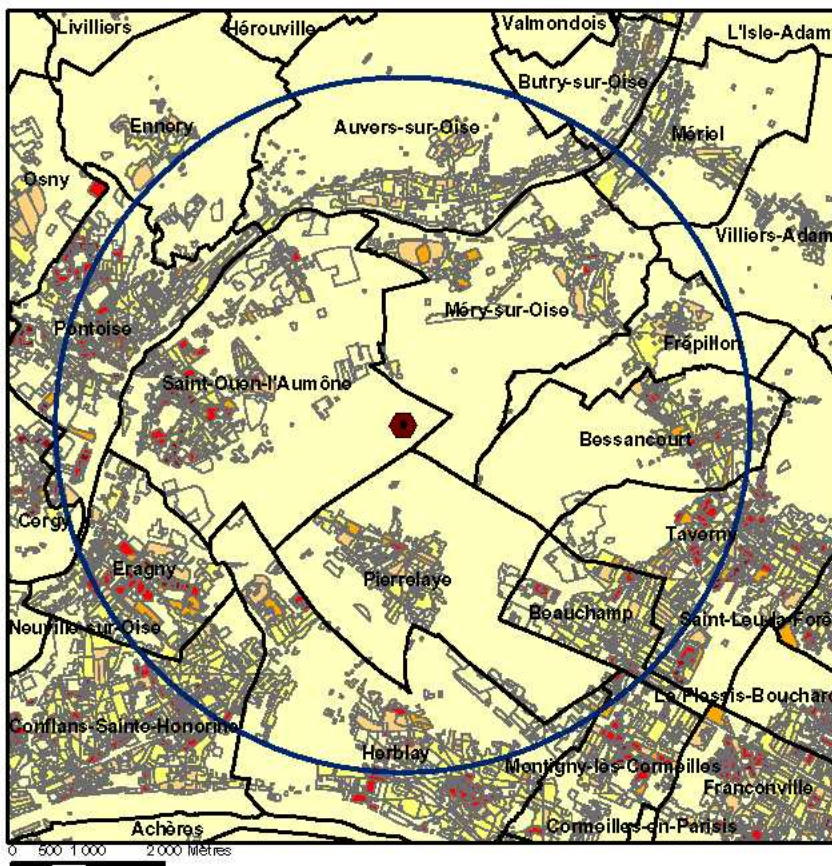


Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Herblay (95)

Source: Météo France



Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de St Ouen l'Aumône



Légende

▭ Limite communes

▭ Limite 5 km

L Lycées

C Collèges

◆ Incinérateurs

Mos en 11 postes

■ BOIS

■ CULTURES

■ EAU

■ AUTRE RURAL

■ URBAIN OUVERT

■ HABITAT INDIVIDUEL

■ HABITAT COLLECTIF

■ ACTIVITES

■ EQUIPEMENTS

■ TRANSPORTS

■ CHANTIERS ET DIVERS

densité en hab/ha

■ - de 25

■ 25 - 50

■ 50 - 75

■ 75 - 100

■ 100 - 300

■ > à 300



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	124 773	
	Effectif	Nombre
Collèges		16
Lycées	8 447	10
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	2 242	29
Surfaces en herbes à caractères agricoles	59	1
Vergers, pépinières	16	+
Maraîchage	62	1
Eau	122	2
Parcs de loisirs	0	0
Parcs ou jardins	262	3
Jardins familiaux	24	+
Jardins de l'habitat	195	2
Terrains de sport en plein air	82	1
Habitat		
Collectif	203	2
Individuel	1 570	17
Equipement d'enseignement	118	1
Equipement de santé	13	+

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1994

Constructeur des fours : CNIM

Exploitant : CGECP

Maître d'ouvrage : SAN de Cergy-Pontoise

Deux lignes de four de 10,5 t/h chacune ; capacité nominale annuelle : 157 500 tonnes. Grille mobile.

Traitement par voie humide : filtre à manche puis passage des fumées dans laveur acide et basique.

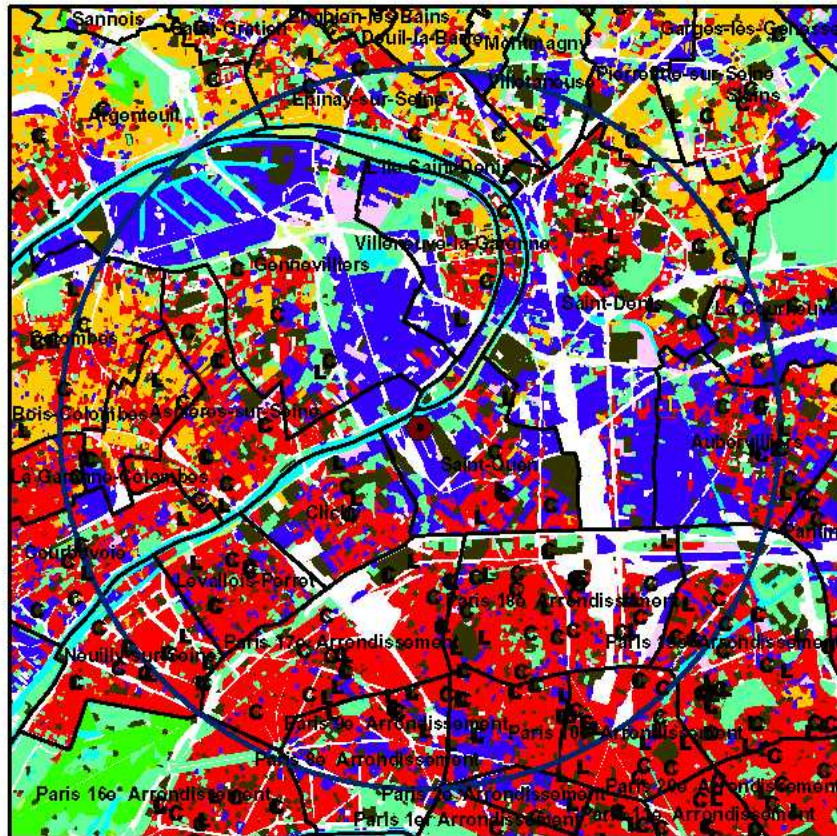
Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,011	0,01	0,029	0,1
Four 2	0,007	0,012	0,038	0,2

L'incinération est associée à un centre de tri des emballages ménagers et au compostage des déchets organiques

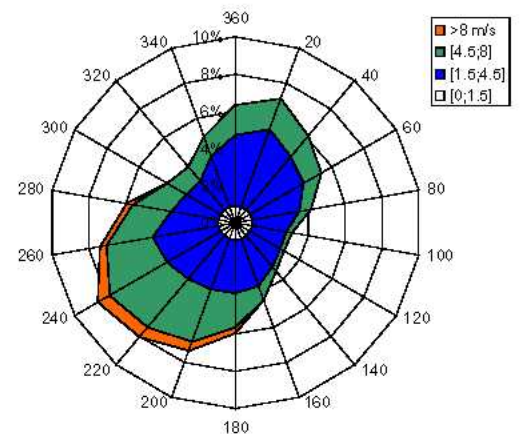
L'usine d'incinération de Saint-Ouen (93)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de St Ouen

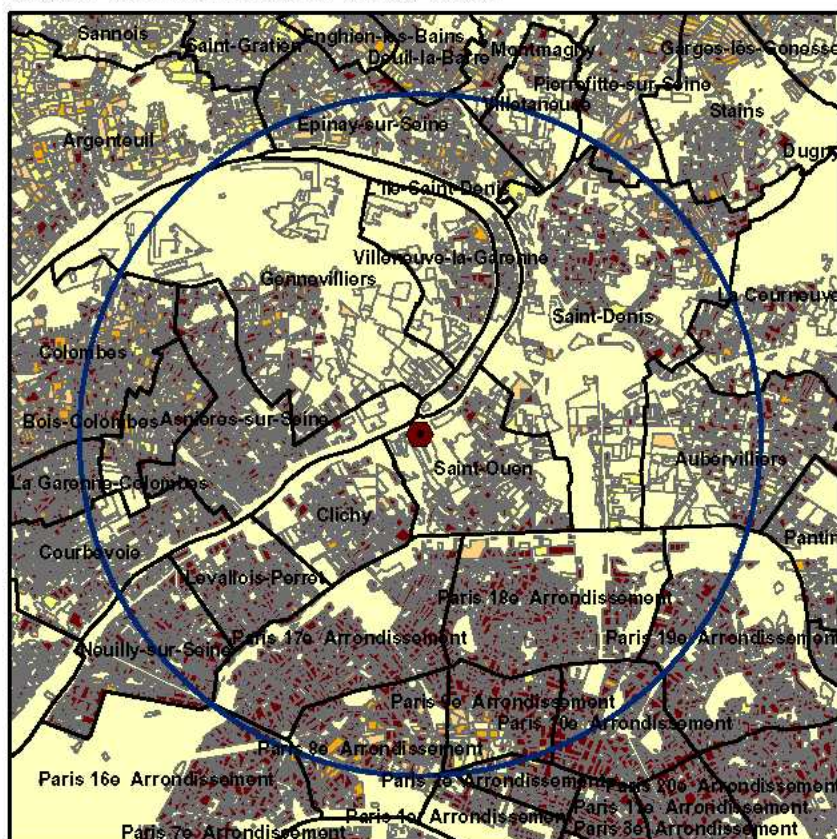


Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Le Bourget

Source: Météo France



Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de St Ouen



Légende

— Limite communes
— Limite 5 km

L Lycées
C Collèges
● Incinérateurs

Mos en 11 postes

BOIS
CULTURES
EAU
AUTRE RURAL
URBAIN OUVERT
HABITAT INDIVIDUEL
HABITAT COLLECTIF
ACTIVITES
EQUIPEMENTS
TRANSPORTS
CHANTIERS ET DIVERS

Densité en hab/ha

- de 25
25 - 50
50 - 75
75 - 100
100 - 300
> à 300



0 500 1 000 2 000 Mètres

Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	1 113 371	
	Effectif	Nombre
Collèges		99
Lycées	44 513	68
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	4	+
Surfaces en herbes à caractères agricoles	0,2	+
Vergers, pépinières	0	0
Maraîchage	0	0
Eau	306	4
Parcs de loisirs	0	0
Parcs ou jardins	443	7
Jardins familiaux	11	+
Jardins de l'habitat	10	+
Terrains de sport en plein air	146	2
Habitat		
Collectif	2 334	22
Individuel	432	5
Equipement d'enseignement	296	3
Equipement de santé	62	1

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1990

Constructeur des fours : STEIN/TIRU

Exploitant : TIRU

Maître d'ouvrage : SYCTOM

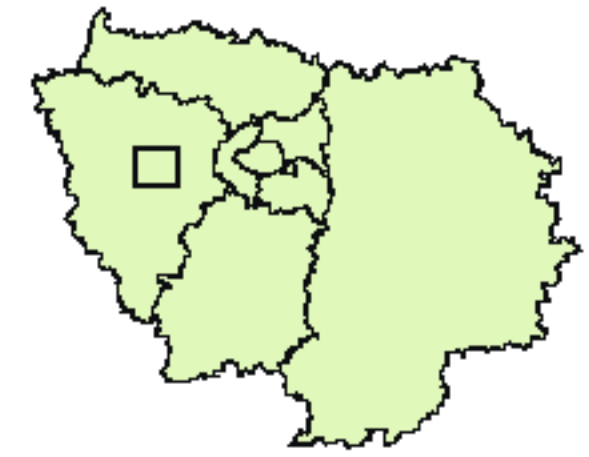
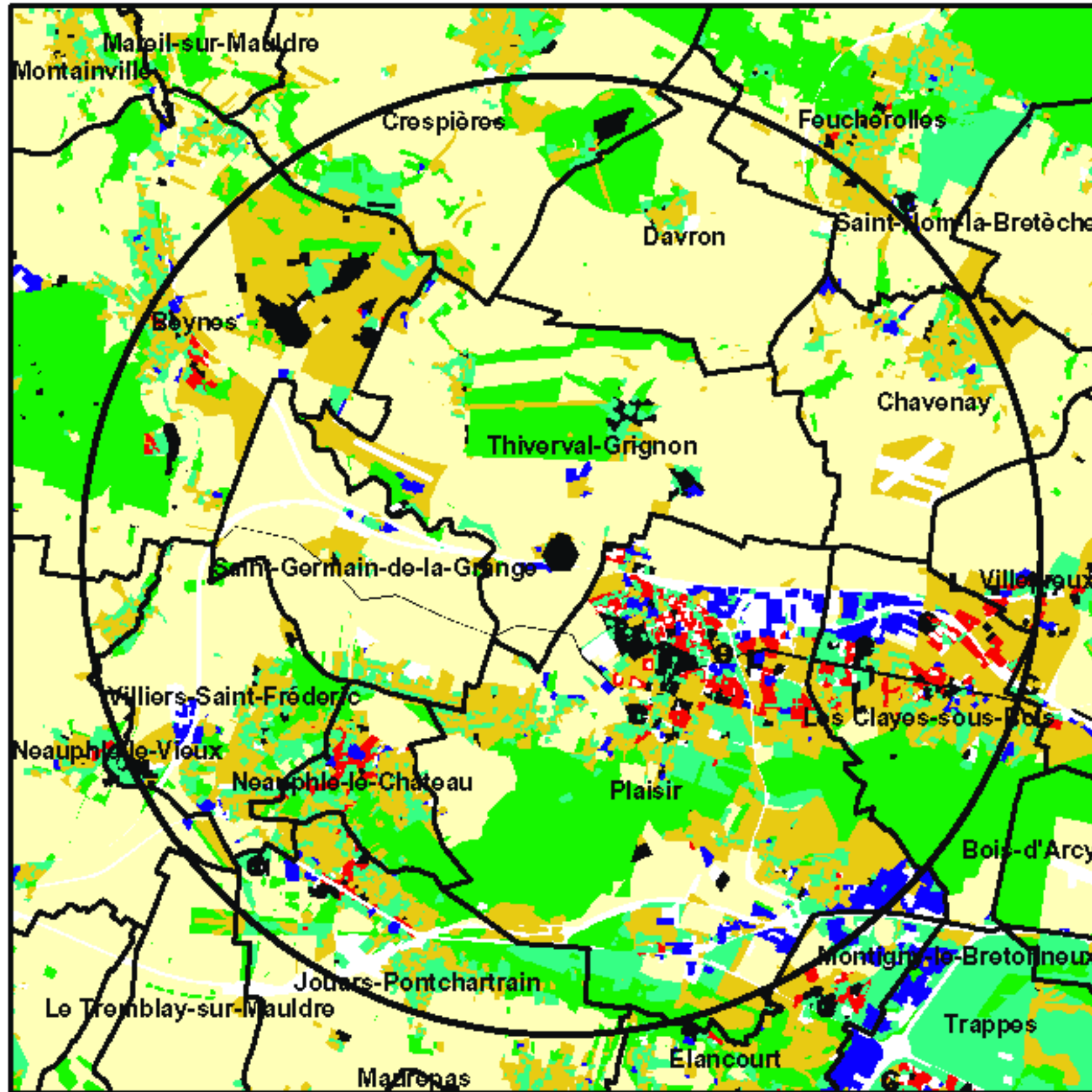
Remplace une unité qui fonctionnait sur le même site depuis 1954. Trois lignes de four de 28 t/h chacune ; capacité nominale annuelle : 630 000 tonnes. Grille mobile SITY 2000. Traitement par voie humide : dépoussiéreur électrostatique, tour de lavage à injection de lait de chaux, ventilateur de tirage. Travaux en cours destinés à améliorer l'épuration des fumées : laveur basique pour le traitement des SO_x, réacteur catalytique pour oxyde d'azote et PCDD/F. Fin des travaux prévue en 2005.

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

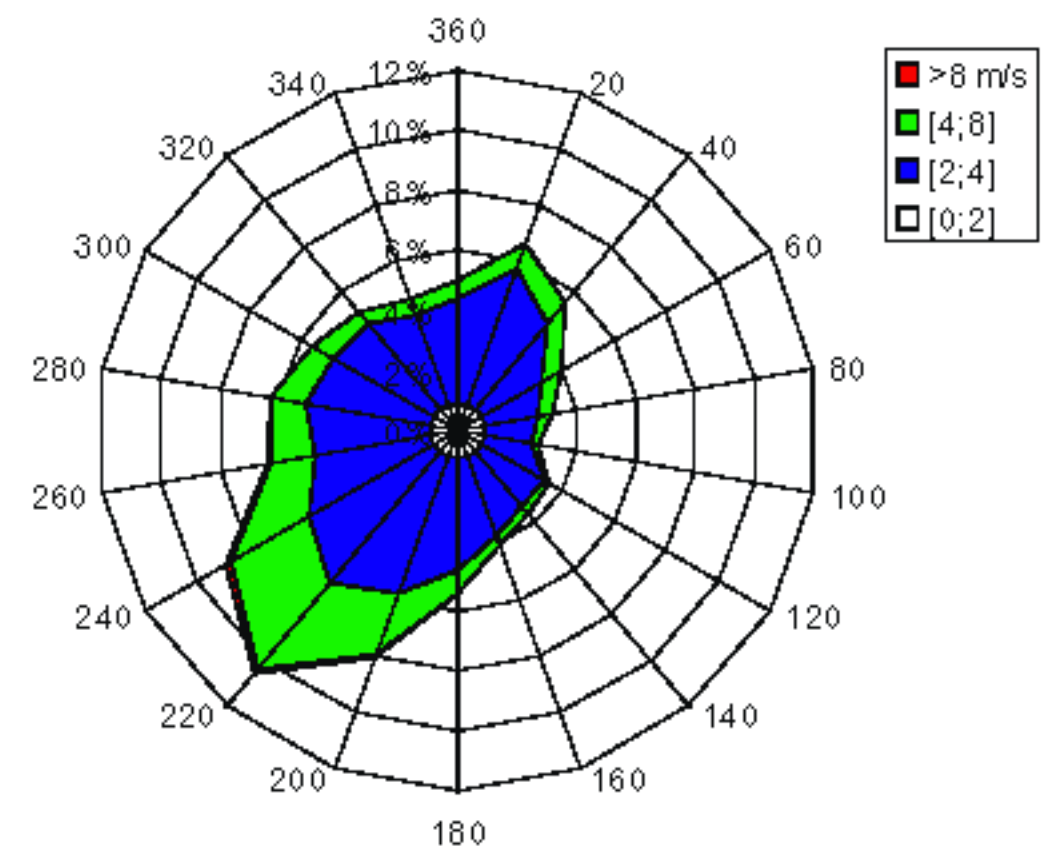
	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,04	0,061	0,248	1,0
Four 2	0,04	0,061	0,248	2,1
Four 3	0,04	0,061	0,248	1,1

L'usine d'incinération de Thiverval-Grignon (78)

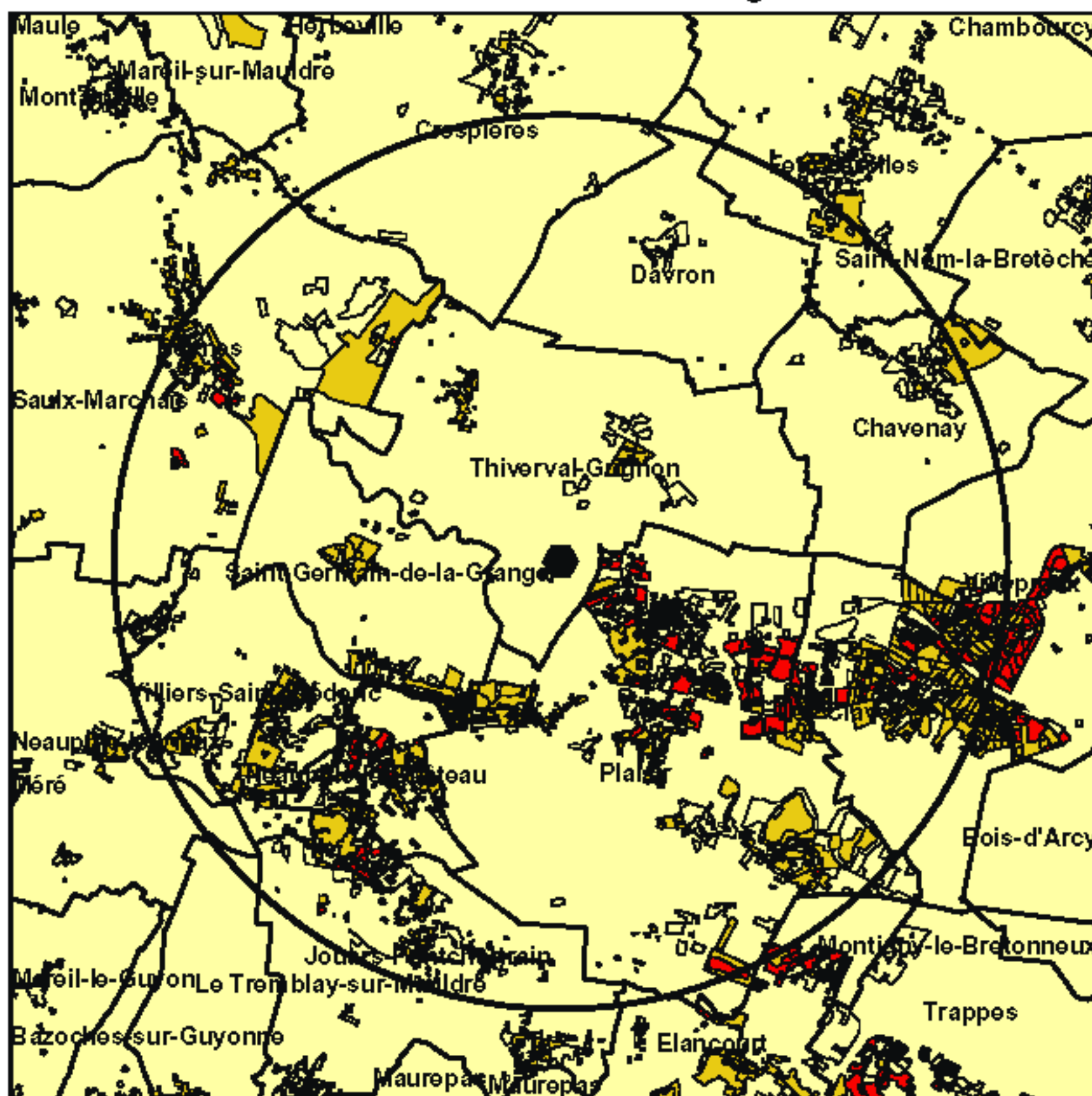
Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Thiverval-Grignon



Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Trappes
Source: Météo France



Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Thiverval-Grignon



Légende

- Limite communes
- limite 5 km
- Lycées
- Collèges
- Incinérateurs
- Mos en 11 postes**
- BOIS
- CULTURES
- EAU
- AUTRE RURAL
- URBAIN OUVERT
- HABITAT INDIVIDUEL
- HABITAT COLLECTIF
- ACTIVITES
- EQUIPEMENTS
- TRANSPORTS
- CHANTIERS ET DIVERS
- Densité en hab/ha**
- de 25
- 25 - 50
- 50 - 75
- 75 - 100
- 100 - 300
- > à 300

0 500 1 000 2 000 Mètres



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	71 884	
	Effectif	Nombre
Collèges		6
Lycées	2 368	3
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	3 544	45
Surfaces en herbes à caractères agricoles	205	3
Vergers, pépinières	63	1
Maraîchage	4	+
Eau	26	+
Parcs de loisirs	0	0
Parcs ou jardins	228	3
Jardins familiaux	6	+
Jardins de l'habitat	197	3
Terrains de sport en plein air	52	1
Habitat		
Collectif	129	1
Individuel	880	10
Equipement d'enseignement	59	1
Equipement de santé	23	+

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1975

Constructeur des fours : CNIM/MARTIN

Exploitant : CNIM

Maître d'ouvrage : SIDOMPE de Plaisir

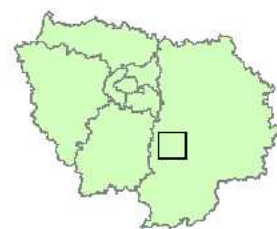
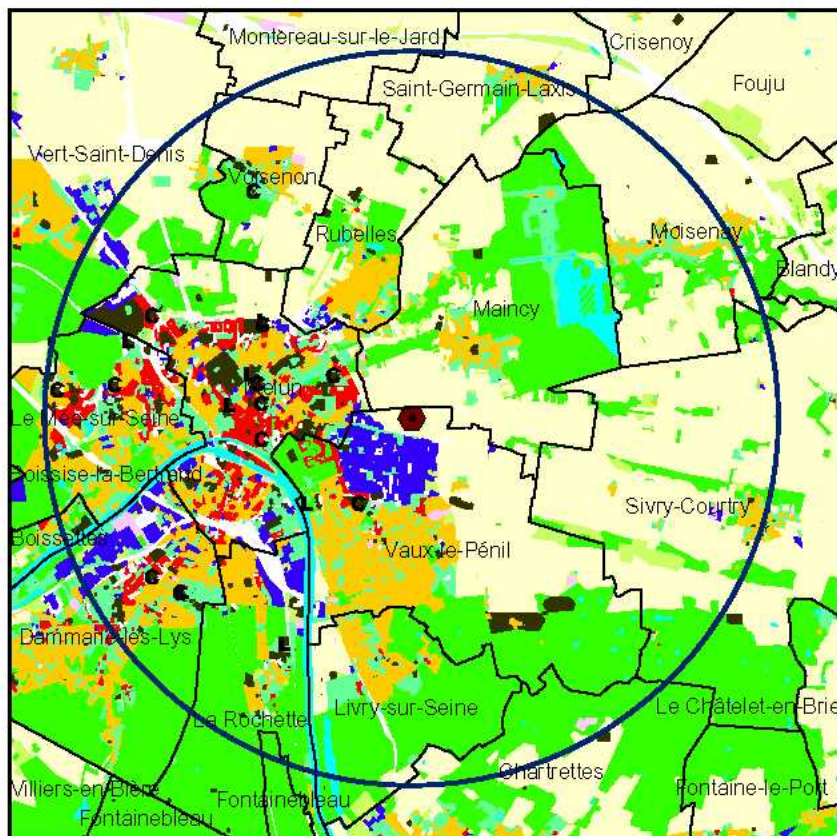
Trois lignes de four de 10,1, 10,2, 14,7 t/h construites respectivement en 1975, 1985, 1994 ; capacité nominale annuelle : 262 500 tonnes. Grille mobile. Traitement par voie humide sans rejets liquides : tour à évaporation, électrofiltre sur les ligne 1 et 2 et filtre à manche sur ligne 3, laveurs acides et basiques ; un poste à injection de charbon actif. Projets pour amélioration des émissions et captation des NOx.

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,067	0,02	0,154	0,8
Four 2	0,054	0,046	0,154	0,5
Four 3	0,029	0,011	0,036	0,3

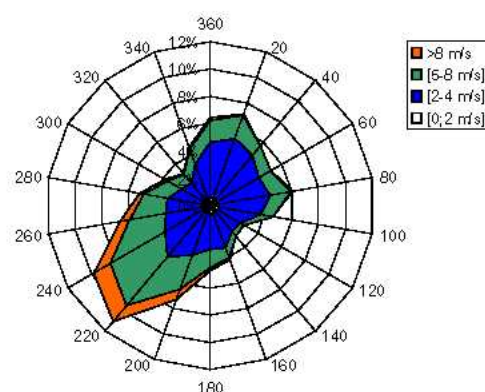
L'usine d'incinération de Vaux-le-Pénil (77)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Vaux le Pénil

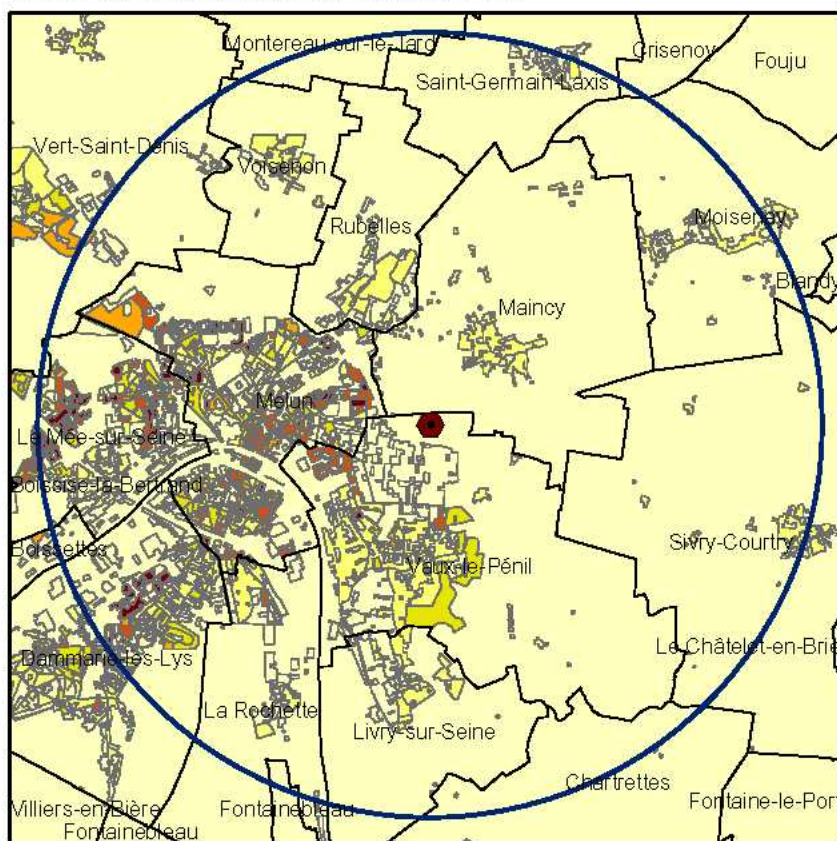


Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Melun

Source: météo France



Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Vaux le Pénil



Légende

- Limites communes
- Limite 5 km
- Lycées
- Collèges
- Incinérateurs
- MOS 11 postes**
- BOIS
- CULTURES
- EAU
- AUTRE RURAL
- URBAIN OUVERT
- HABITAT INDIVIDUEL
- HABITAT COLLECTIF
- ACTIVITES
- EQUIPEMENTS
- TRANSPORTS
- CHANTIERS ET DIVERS
- Densité en hab/ha**
- de 25
- 25 - 50
- 50 - 75
- 75 - 100
- 100 - 300
- > 300

0 500 1 000 2 000 Mètres



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	92 897	
	Effectif	Nombre
Collèges		12
Lycées	7 451	7
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	2 803	36
Surfaces en herbes à caractères agricoles	128	2
Vergers, pépinières	0	0
Maraîchage	2	+
Eau	204	3
Parcs de loisirs	0	0
Parcs ou jardins	307	4
Jardins familiaux	17	+
Jardins de l'habitat	150	2
Terrains de sport en plein air	47	+
Habitat		
Collectif	223	3
Individuel	86	10
Equipement d'enseignement	69	1
Equipement de santé	15	+

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 2002

Constructeur des fours : ABB

Exploitant : Véolia Propreté

Maître d'ouvrage : SMITOM Centre Ouest seine et marnais

Deux lignes de four de 8t/h ; capacité nominale annuelle : 120 000 tonnes. Grille mobile. Traitement par voie semi-humide à la chaux vive.

Par ligne de four : injection d'eau ammoniacale dans le four ; tour de réaction ou absorbeur au lait de chaux ; poste d'injection de charbon actif, filtre à manche ; ventilation de tirage.

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2004)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,004	0,012	0,03	0,1
Four 2	0,008	0,029	0,073	0,1

Mesures de dioxines et de furannes réalisées dans la commune de Maincy


n° de site	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10* Médiane	
Distance de l'UIOM (en m)	1 500	1 250	1 250	1 500	1 000	1 000	2 250	1 300	1 250	1 500	
Valeur sol (en pg/g de MS)	13,4	11,1	12,8	19,9	59,00	11,6	12,2	37,2		3,3	13,1
Valeur œuf (en pg/g de graisse)	71,4	121,6	24,3	95,4	86,2	6,3	5,1	25,7	14,5	10,7	25,7

* site au nord de l'UIOM, en dehors de la direction du panache. Tous les autres sites sont dans le vent de l'incinérateur (en direction NE)

Source : Pirard et al, 2005

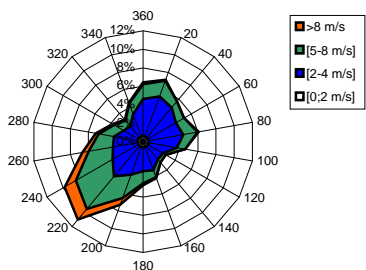
Mesures de dioxines autour de l'incinérateur de Vaux le Pénil



 Zone de 2 km autour de l'UIOM de Vaux-le-Pénil
 Ancienne UIOM de Vaux-le-Pénil

- Neuf prélèvements d'échantillons de sol et d'œufs de poule réalisés en direction du NE (vers Maincy), entre 1000 et 1500 m (un prélèvement à 2 250m) à partir de l'UIOM.

- Echantillons témoins : 2 échantillons à 1 500m au Nord et au Sud de l'UIOM : 4 échantillons au Nord et au NE à des distances situées entre 4 700 et 8 500 m.



Rose des vents (en m/s) pour la station météo de Melun

Source : Météo France

L'ancienne usine de compostage et d'incinération de Vaux-le-Pénil

Le nouvel incinérateur de Vaux-le-Pénil remplace, sur le même site, une unité de compostage et d'incinération, aujourd'hui déconstruite, qui a fonctionné de 1968 à 2002.

Cette unité disposait d'un four de 4,4 t/h, ne récupérait pas l'énergie, était équipée d'un électrofiltre pour le traitement des fumées. Son remplacement était programmé par le SMITOM Centre Ouest seine et marnais qui souhaitait se doter d'une installation moderne, capable de prendre en charge les déchets de ses 280 000 habitants.

En 2002, une concentration de 225 ng/m³ de PCDD/F était mesurée en sortie de cheminée qui allait précipiter la fermeture de l'usine.

Des mesures des concentrations de dioxine (essentiellement sur la viande, des légumes et produits laitiers) ont été décidées par les autorités dans des communes situées aux alentours de l'usine. Il a été fait mention de cette campagne page 132 du présent rapport.

Sur la page précédente sont présentés les résultats d'une autre série de mesures de dioxines et de furannes réalisées toutes dans la commune de Maincy sur des échantillons de sols et d'œufs de poule, prélevés sous le vent **et à l'intérieur d'un rayon de 2 km de l'incinérateur**. L'imprégnation sanguine en dioxines a été également mesurée chez dix volontaires résidant depuis au moins 25 ans à moins de 2 km de l'incinérateur (Pirard *et al*, 2005).

Des concentrations témoins en provenance de sites plus éloignés (entre 5 et 8 km) ou situés hors du panache, ont fourni des valeurs plus basses (médiane de 6 valeurs de 3 et de 7,7 pg respectivement pour les sols et les œufs), caractéristiques de sols ruraux (forêts, pâturages).

Les résultats des mesures montrent clairement l'impact de l'orientation du panache dans les concentrations mesurées (plus fortes concentrations dans la direction du vent, soit au NE de l'incinérateur, vers Maincy). Pour les sols, selon les auteurs, les concentrations se situent toutes, à l'exception d'une, sous la limite des 40 pg/MS qui autoriserait une utilisation agricole des terres sauf de l'élevage, notamment l'aviculture, qui est déconseillée aux résidents de Maincy.

Aucune corrélation avec le type de chauffage domestique pratiqué dans le secteur (chauffage au bois, au gaz naturel ou à l'électricité) n'a été mise en évidence avec les concentrations de dioxines mesurées.

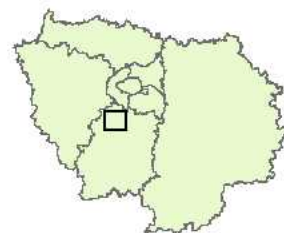
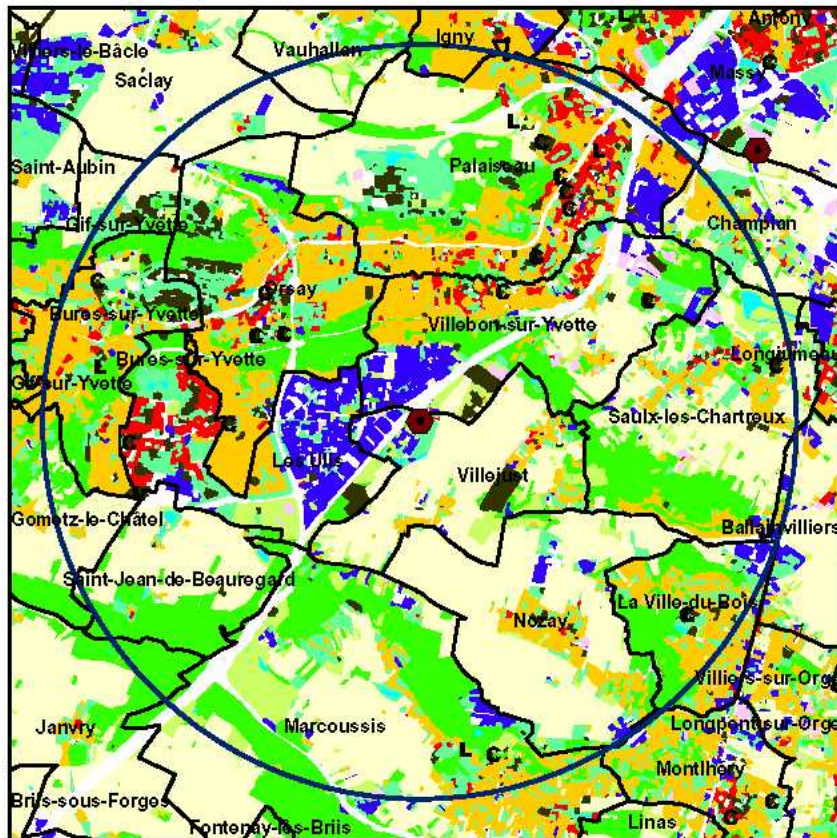
S'agissant des œufs, ceux récoltés à moins de 2 km de l'incinérateur présentent des teneurs significativement plus élevées en dioxines que les œufs des sites témoins avec, comme le notent les auteurs, une assez bonne corrélation avec les valeurs de dioxines des sols.

Quant à l'imprégnation sanguine de l'échantillon de population, celle de Maincy se compare à celle d'autres résidents vivant proches d'anciens incinérateurs ailleurs dans le monde.

S'agissant des concentrations de PCB, les résultats indiquent le faible impact de l'incinération par rapport aux sources d'émissions traditionnelles de ces composés.

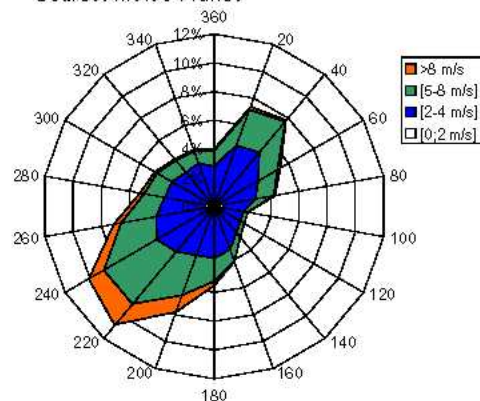
L'usine d'incinération de Villejust (91)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Villejust

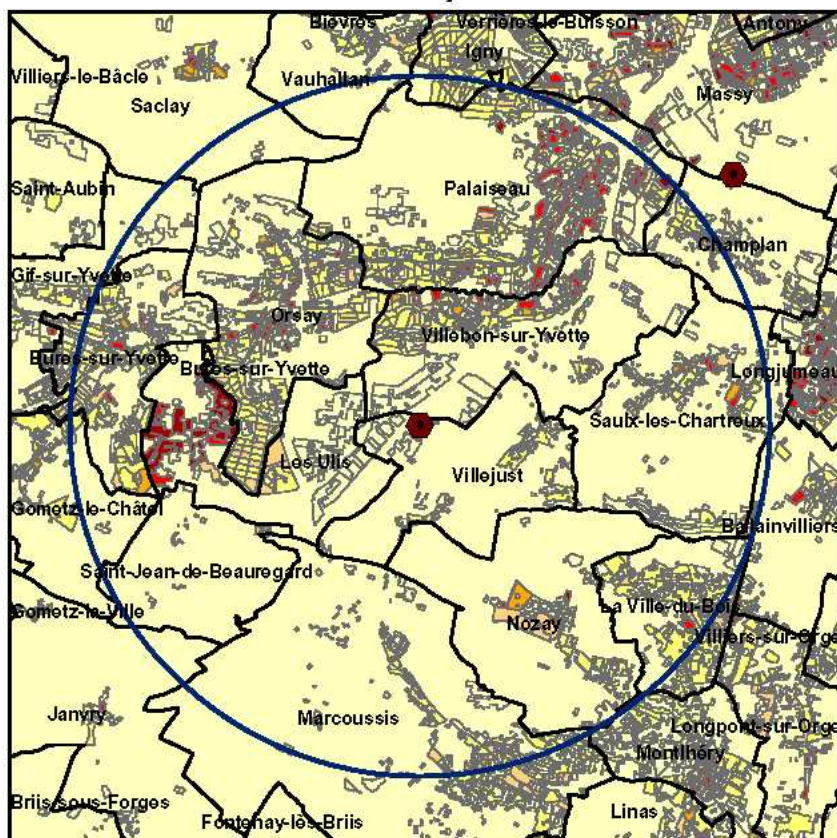


Rose des vents en m/s pour la station météo de Brétigny sur Orge

Source: Météo France



Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Villejust



Légende

- Limite communes
- Limite 5 km

- Lycées
- Collèges
- Incinérateurs

Mos en 11 postes

- BOIS
- CULTURES
- EAU
- AUTRE RURAL
- URBAIN OUVERT
- HABITAT INDIVIDUEL
- HABITAT COLLECTIF
- ACTIVITES
- EQUIPEMENTS
- TRANSPORTS
- CHANTIERS ET DIVERS

Densité en hab/ha

- de 25
- 25 - 50
- 50 - 75
- 75 - 100
- 100 - 300
- > à 300



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	112 295	
	Effectif	Nombre
Collèges		16
Lycées	5 310	11
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	2 264	29
Surfaces en herbes à caractères agricoles	56	1
Vergers, pépinières	31	+
Maraîchage	8	+
Eau	38	+
Parcs de loisirs	1	+
Parcs ou jardins	471	6
Jardins familiaux	12	+
Jardins de l'habitat	213	3
Terrains de sport en plein air	87	+
Habitat		
Collectif	224	2
Individuel	1 305	14
Équipement d'enseignement	165	2
Équipement de santé	8	+

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1972

Constructeur des fours : CNIM

Exploitant : CNIM

Maître d'ouvrage : SIOM de la Vallée de Chevreuse

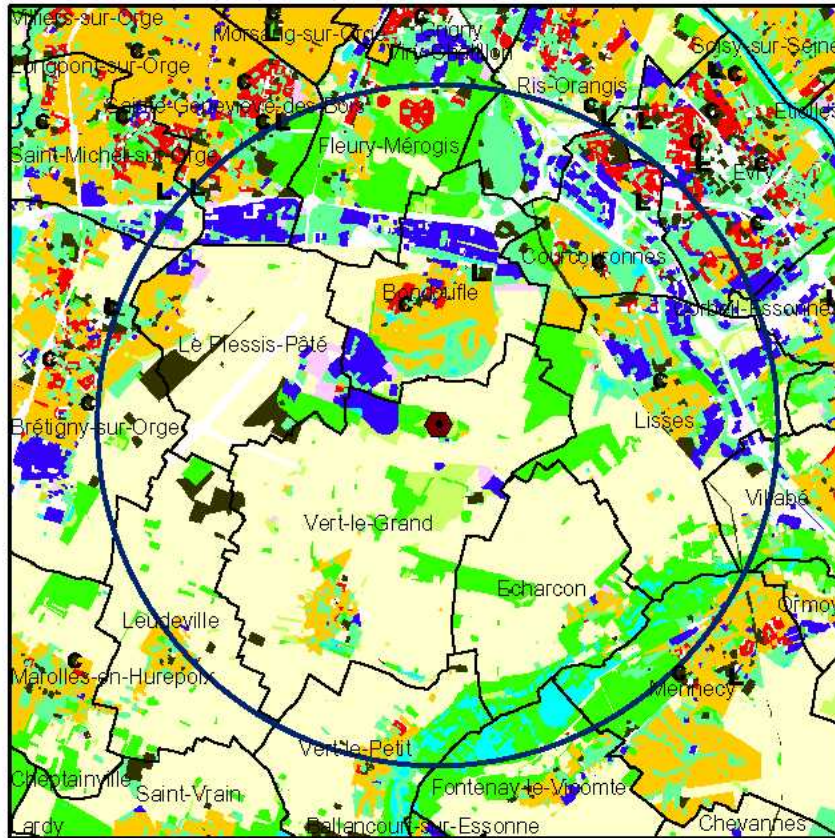
Deux lignes de four de 6,5 t/h chacune construite respectivement en 1972 et 1986 ; capacité nominale annuelle : 97 500 tonnes. Grille mobile. Traitement par voie semi-humide : tour à atomisation, poste d'injection de charbon actif, filtre à manche sur ligne 1 et électrofiltre sur ligne 2. Il est prévu la mise en place d'un contrôle continu des PCDD/F.

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,034	0,058	0,181	0,1
Four 2	0,015	0,026	0,171	0,1

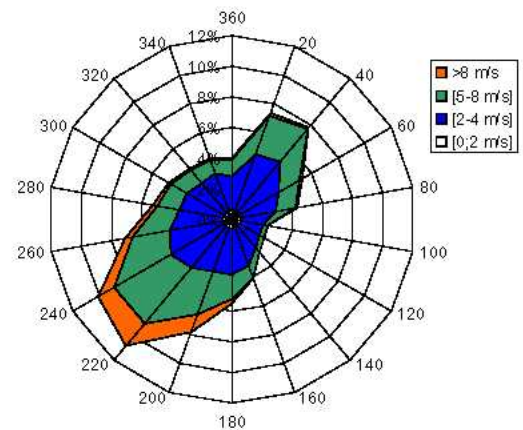
L'usine d'incinération de Vert-le-Grand (91)

Mode d'occupation du sol dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Vert-le-Grand



rose des vents en m/s pour la station météo de Brétigny sur Orge

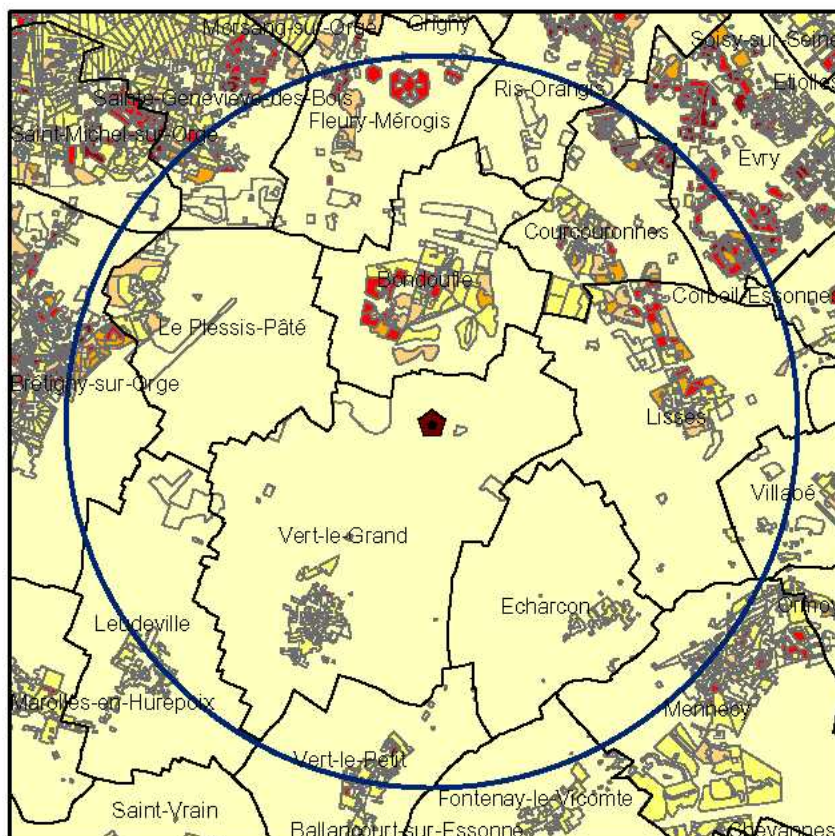
Source: Météo France



Légende

- Limites communes
- Limite 5 km
- Lycées
- Collèges
- Incinérateur
- MOS 11 postes**
- BOIS
- CULTURES
- EAU
- AUTRE RURAL
- URBAIN OUVERT
- HABITAT INDIVIDUEL
- HABITAT COLLECTIF
- ACTIVITES
- EQUIPEMENTS
- TRANSPORTS
- CHANTIERS ET DIVERS
- Densité en hab/ha**
- de 25
- 25 - 50
- 50 - 75
- 75 - 100
- 100 - 300
- > 300

Densité de population dans un rayon de 5 km autour de l'incinérateur de Vert-le-Grand



0 500 1 000 2 000 Mètres



Données sur la population et l'occupation du sol (MOS) dans un rayon de 5 km autour de l'installation

Population	65 134	
	Effectif	Nombre
Collèges		0
Lycées	3 612	4
Répartition du MOS	En Ha	En %
Terres labourées	3 417	44
Surfaces en herbes à caractères agricoles	94	1
Vergers, pépinières	15	+
Maraîchage	10	+
Eau	170	2
Parcs de loisirs	0	0
Parcs ou jardins	356	5
Jardins familiaux	2	+
Jardins de l'habitat	47	+
Terrains de sport en plein air	87	1
Habitat		
Collectif	81	1
Individuel	593	7
Équipement d'enseignement	42	1
Équipement de santé	16	+

Informations sur l'incinérateur

Année de construction : 1999

Constructeur des fours : IVRF

Exploitant : SEMMARDEL

Maître d'ouvrage : SIREDOM

Deux lignes de four de 14 t/h ; capacité nominale annuelle : 210 000 tonnes. Grille mobile. Traitement par voie semi-humide : électrofiltre à deux champs, tour à atomisation, filtres à manche, injection de charbon actif (PCDD/F).

Performances épuratoires (données les plus récentes : 2003)

	Hg+Cd (mg/m ³)	As+Ni (mg/ m ³)	Pb+Cr+Cu+Mn (mg/ m ³)	PCDD/F (ng/ m ³)
Four 1	0,033	0,029	0,251	0,1
Four 2	0,028	0,031	0,097	0,1

Incinération associée à un centre de tri des emballages ménagers, à un centre d'enfouissement technique, un CTM, une plate-forme de compostage

Conclusion

Bilan de l'incinération en Île-de-France

Propositions, recommandations

- I. Au terme de cette étude, un constat peut être dressé qui résume la situation de l'incinération en Île-de-France, le contexte urbain dans lequel elle se situe, son impact environnemental passé et actuel. De ce constat, il sera dégagé quelques idées-forces sous forme de recommandations vers lesquelles devrait s'orienter ce mode de traitement des déchets.

La place de l'incinération en Île-de-France, l'état de son parc, l'impact de ses rejets sur l'environnement permet les constats suivants :

La prééminence de l'incinération comme mode de traitement des déchets, qui représente 20% des capacités disponibles en France et 15% de son parc. Alors que dans la décennie quatre vingt l'élimination des déchets était partagée à parts quasi égales entre l'incinération et la mise en décharge, la première ne cesse d'augmenter au détriment de la seconde, à la suite de l'instauration de la loi du 13 juillet 1992 - qui limitait l'enfouissement des déchets bruts - et de la stagnation du compostage. Selon l'ORDIF (2004), en 2002, les deux tiers des ordures ménagères étaient incinérées avec récupération d'énergie, contre un peu moins du cinquième destinées à l'enfouissement.

- II. Compte tenu du contexte francilien, la pérennité de l'incinération semble assurée à long terme, du moins aussi longtemps que la mise en œuvre de politiques de réduction des déchets se fera attendre et que le tri (notamment celui des déchets organiques) ne se développe réellement et ne gagne en efficacité. Le parc des incinérateurs franciliens, vieillissant, a entamé sa modernisation dans le courant des années 90 en parachevant sa mise en conformité avec l'arrêté du 25 janvier 1991, en remplaçant les unités obsolètes

(ancienne usine de Saint-Ouen dont la construction remontait à 1954), en en bâtissant de nouvelles. Le début de la présente décennie a vu la suppression des usines d'incinération et de compostage de moins de 6 t/h de capacité et le remplacement de l'une d'entre elles, le début de la mise en conformité avec l'arrêté du 20 septembre 2002 (détermination de seuils d'émissions pour les PCDD/F, les NO_x et le CO). En 2004, un tiers des capacités respectaient les normes applicables au 28/12/2005 pour ces trois éléments, sachant que la totalité du parc devra l'être, selon l'arrêté, avant la fin de 2005.

- III. Cet effort a conduit à une nette réduction de la pollution générée par les incinérateurs comme l'atteste, s'agissant des émissions particulières, les données communiquées annuellement par le MEDD. Bien que la part des émissions de mercure et de cadmium de l'incinération soit loin d'être négligeable (elle représenterait 40% de toutes les émissions), elle est insignifiante pour les métaux pris dans leur totalité, de même que pour les émissions gazeuses : SO₂, NO_x, les composés organiques volatils non méthanisables, CH₄, CO, CO₂. Les huit tonnes de Pb+Cr+Cu+Mn+Ni+As+Hg+Cd émises en 2002 par les incinérateurs franciliens représenteraient un peu moins du dixième de toutes les émissions métalliques, selon les chiffres produits par le CITEPA (2004), la même année.

Si l'incinération contribue de manière significative aux émissions de dioxines, elle n'en représente pas la source principale. Si l'on confronte les émissions totales de ces composés en Île-de-France (CITEPA, *op. cit.*) à celles des seuls incinérateurs, selon les analyses annuelles communiquées par le MEDD, celles-ci n'y contribueraient qu'à hauteur de 25% en 2003. À côté des incinérateurs, d'autres sources fixes et diffuses rejettent des PCDD/F en Île-de-France : usines sidérurgiques, raffineries, centrales thermiques, diverses combustions (combustion de bois, brûlage de câbles ...). S'agissant des HAP et des PCB, l'importance des émissions serait insignifiante pour les premiers et légèrement plus marquée pour les seconds eu égard à l'incinération des DIS (cependant assez marginale en Île-de-France).

- IV. À court terme, les rejets atmosphériques particuliers des incinérateurs seront encore réduits (par l'entrée en application, fin 2005, à tous les incinérateurs de l'arrêté de septembre 2002). Cette diminution des émissions conduit à leur concentration dans les REFIOM, stockés dans les centres d'enfouissement techniques de classe I de

Guitrancourt et de Villeparisis. Quant aux mâchefers (environ 900 000 tonnes annuelles), ils sont pour l'essentiel recyclés en technique routière. Chez ces derniers, les expérimentations ont montré un risque faible de diffusion des métaux et des PCDD/F dans les sols.

- V. Le volume des REFIOM augmente avec l'imposition de normes d'émission de plus en plus sévères. Ce volume semble appelé à se stabiliser dans la mesure où les taux d'épuration des fumées atteignent aujourd'hui, selon les éléments particuliers considérés, de 95% à près de 100%. L'impossibilité de réduire les quantités de REFIOM (si les quantités de déchets incinérés demeuraient inchangées) nécessite le maintien, en Île-de-France, des capacités actuelles pour leur stockage. Leur réduction ne pourrait être envisagée que dans deux cas de figure : (i) une réduction de l'incinération compensée par l'appel à d'autres filières de traitement ; (ii) la réduction à la source des déchets ménagers et assimilés et une amélioration qualitative de leurs constituants. Dans ce dernier cas, la réduction ne se fera sentir que sur le très long terme ; son succès est tributaire de celui de la politique engagée par les pouvoirs publics dans le domaine des éco-produits et de la limitation de la production des déchets.

L'exposition des Franciliens

L'ampleur de l'exposition des Franciliens aux polluants émis par les incinérateurs dépend de nombreux facteurs :

- **le type de polluant** : les polluants particuliers et gazeux entraînent une exposition par inhalation. Dans ce cas, la localisation des personnes par rapport à la direction des vents dominants est importante. De même, les caractéristiques d'urbanisation (type d'habitat, parcs ou terrains de sport en plein air, lieux sensibles tels que les écoles) jouent un rôle dans les quantités inhalées.

Pour les métaux lourds, mais surtout les dioxines, la voie d'exposition principale est l'ingestion, qu'elle soit directe ou indirecte par la consommation d'aliments contaminés. Dans ce cas, si la direction des vents dominants doit être prise en compte, l'existence à proximité de l'incinérateur d'une activité agricole (élevage, maraîchage...) et de jardins liés à l'habitat (pouvant suggérer une autoconsommation) est un facteur d'exposition important (fierens *et al*, 2005).

- **L'ancienneté de l'incinérateur** : en Île-de-France, il existe un nombre important d'installations (19) dont l'exploitation est ancienne pour nombre d'entre elles. L'historique des émissions des différentes usines est donc un élément essentiel pour estimer l'importance de la contamination du milieu et l'exposition sur le long terme des populations environnantes,
- **La localisation de l'incinérateur** : En Île-de-France, on peut distinguer deux principales localisations des incinérateurs. Ceux présents en milieu urbain et ceux en milieu rural.

Dans le premier cas, l'exposition aux émissions atmosphériques le sera essentiellement par inhalation. Les indicateurs de pollution concernés seront notamment les particules, le dioxyde d'azote et le dioxyde de soufre. Or on a vu que la part de l'incinération est faible dans ce domaine. Mais les densités de population sont très élevées et le nombre d'individus potentiellement exposé est important. L'absence d'activité agricole et de jardin suggère une exposition par voie alimentaire nulle (en dehors de la consommation d'aliments contaminés venant de l'extérieur).

Dans le deuxième cas, la situation est inverse. Certes le nombre de personnes potentiellement exposé est faible, mais la présence d'activités agricoles et de jardin indique une consommation de produits locaux, donc potentiellement contaminés par des polluants de type dioxines et métaux (Fierens, op cit).

Dans ce document, nous avons tenté, à l'aide d'un système d'information géographique, d'établir une description de la zone d'influence des incinérateurs (rose des vents la plus proche du site, type d'habitat, mode d'occupation du sol, densité de population). Cette zone d'un rayon de 5 km a été choisie après une revue de la littérature indiquant des dépôts de polluants négligeables au delà de cette distance.

Cet exercice présente de nombreuses limites :

- nous n'avons pas utilisé de modélisation afin de déterminer précisément la zone de retombée des polluants émis. Cependant, quelques publications font état d'une discordance entre des teneurs en polluants estimée par modélisation et les niveaux réellement mesurés sur le terrain. Par ailleurs, on peut douter de la précision d'une modélisation de retombée de cheminée en milieu urbain dense, influencée par de nombreux facteurs.

- nous n'avons pas d'information concernant la mobilité des personnes. L'indication de la densité de population n'est qu'informatrice car il est évident que les individus résidant dans la zone des 5 km ne s'y trouvent pas en permanence.
- nous n'avons aucune information concernant la contamination des milieux par les retombées des incinérateurs et notamment par les dioxines.

Recommandations

Elles se résument ainsi :

- Limiter l'augmentation des capacités d'incinération en Île-de-France ; envisager, à moyen terme, leur réduction (à l'image de la nouvelle unité d'Issy-les-Moulineaux) ; rechercher des filières alternatives de traitement, plus « écologiques ». Cette modération de l'incinération est motivée pour deux raisons principales : (i) sa cherté, imputable pour un tiers des coûts aux équipements de dépollution, responsables en partie de l'augmentation des coûts de gestion des déchets ménagers ces dernières années en Île-de-France ; (ii) l'incertitude qui pèse sur son impact sanitaire, notamment celui des PCDD/F dont certains composés sont reconnus cancérogènes, mais dont il n'a pas été mis en évidence, jusqu'à présent, une relation causale avec cette pathologie, chez les populations vivant à proximité des incinérateurs.
- Achever la modernisation des incinérateurs franciliens,
- Garantir les actuelles capacités d'enfouissement des REFIOM ; veiller à leur gestion séparée d'avec les mâchefers ; pour ces derniers, tenir à jour une cartographie annuelle de leurs utilisations en technique routière et la porter à connaissance.

D'un point de vue sanitaire, il ne s'agit pas ici d'émettre des recommandations déjà diffusées par de nombreuses institutions (CPP, INSERM notamment).

Cependant compte tenu des constats réalisés dans cette étude : ancienneté de quelques incinérateurs dont certains ne sont pas encore aux normes, localisation d'installations en milieu rural (auto-consommation de produits alimentaires)... , il apparaît aujourd'hui nécessaire d'avoir une meilleure connaissance des risques sanitaires encourus par les Franciliens.

Les risques se rattachent à une exploitation passée. Des effets sanitaires sont donc susceptibles d'apparaître aujourd'hui. C'est pourquoi, la mise en œuvre d'une campagne de caractérisation des sols, des produits agricoles (cultures et produits de l'élevage) autour des incinérateurs pour les métaux lourds et les POPs devrait être lancée.

Mais les risques sont également induits par le fonctionnement actuel et futur des incinérateurs. Des effets sanitaires pourraient alors apparaître sur le long terme. Pour cette raison, les mesures réalisées dans les sols et les produits agricoles autour des UIOM devraient être régulières et pérennes. Enfin, une surveillance sanitaire de la population vivant autour des incinérateurs pourrait être envisagée notamment grâce à la mise en place d'un registre des cancers en Île-de-France, projet actuellement en cours.

Bibliographie

Abbot JA, Baker SJ, Coleman PJ, Dyke PH, Fernandes AR. A study of dioxins and trace metals in soils around four municipal waste incinerators in Hampshire. Part 1:PCDDs and PCDD/Fs. *Watterson JD. Environment Agency Report HO 7/97 160 C AZLM, UK, 1997.*

ADEME. Des mots et des chiffres ; chiffres-clés de 2002 ; WWW.ademe.fr, 2005

ADEME. MODECOM ; méthode de caractérisation des ordures ménagères ; collection, connaître pour agir, 1997

ADEME. Le traitement des déchets ménagers et assimilés en centres collectifs en 1995. 1997 ; Paris

ADEME. Le traitement des déchets ménagers et assimilés en France en 2000. Enquête ITOM, 2002

ADEME. Plate-formes de traitement et de maturation des mâchefers. Bilan de 32 opérations françaises aidées par l'ADEME. Direction des déchets municipaux, mars 2002.

AFSSA/INERIS. Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des incinérateurs. Etat des connaissances et protocole d'une étude d'exposition. Rapport d'étude : 198 p.

AIRPARIF, Airparif Actualité, n°22 – Mars 2004.

Apostoli P, Bellini A, Porru S, Bisanti L. International Conference on lead exposure, reproductive toxicity and carcinogenicity. The effect of lead on male fertility; a time to pregnancy (TTP) study. *American Journal of Industrial Medicine 2000; 38(3): 310-315.*

Arrault O. Les déchets ménagers spéciaux (DMS). Typologie et quantification du gisement. Bilan des actions de collecte et de traitement en Île-de-France. IAURIF, 1995, Paris

ARET Association pour la recherche en toxicologie. La toxicologie des dioxines. La lettre de l'ARET 2004, 43 :8p.

ASTEE (Association scientifique et technique de l'eau et de l'environnement). Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une UIOM. *Novembre 2003, 60p.*

Atkinson RW, Anderson HR, Sunyer J, Ayres J, Baccini M, Vonk JM, Boumghar A, Forastiere F, Forsberg B, Touloumi G, Schwartz J, Katsouyanni K. Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions: results from APHEA2 project. *Am. J. Respir. Crit. Care Med., 2001, 12: 521-531.*

Azimi S., Rocher V., Beuvin L. Varrault G., Thévenot D.R.. Evaluation des flux de retombées atmosphériques d'éléments inorganiques et de mercure sur le bassin de la Seine et détermination de leurs origines. Rapport PIREN-Seine, 2003.

Baddredine R., Bartet B., François D., Pepin G. Impact sur les sols des dioxines de MIOM utilisés en technique routière. Revue francophone d'écologie industrielle, N° 29, 1er trimestre 2003.

Bartet B. Caractérisation des mâchefers d'incinération d'ordures ménagères. Possibilité de transfert des dioxines dans l'environnement ; rapport intermédiaire. MATE-DPPR-SDPD, juillet 2001.

Becher H., Steindorf K, Flesch-Janys D. Quantitative Cancer Risk Assessment for Dioxins Using an Occupational Cohort *Environmental Health Perspectives Supplements 1998, 106, S2, 663-670.*

Bernard A., Broeckeaert F, De Poorter G, de Cock A, Hermans C, Saegerman C, Houins G. The Belgian PCB/dioxin incident: analysis of the food chain contamination and health risk evaluation. *Environmental Research 2002, 88(1), 1-18.*

Bertazzi PA., Consonni D, Rubagotti M, Baccarelli A, Zocchetti C, Petori AC. Health effects of dioxin exposure : a 20-year mortality study. *Am J Epidemiol 2001, 153, 11, 1031-44.*

Bertrand M. Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1991. *Rapport INSEE, 1993 : 300 pages.*

Biocchi S. Les polluants et les techniques d'épuration des fumées. Cas des unités de destruction thermiques des déchets. Association RECORD 1998 ; 185p, Ed. Lavoisier Paris.

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. *Environmental health perspectives, 1996;104(7):750-754.*

Bonde JP., Joffe M, Apostoli P, Dale A, Kiss P, Spano M, Caruso F, Giwercman A, Bisanti L, Porru S, Vanhoorne M Comhaire F, Zschiesche W. Sperm count and chromatin structure in men exposed to inorganic lead : lowest adverse effect levels. *Occupational and environment medicine 2002; 59(4): 234-242.*

Bonnard R. Etude d'intercomparaison de modèles multimedia d'exposition. *INERIS, Rapport intermédiaire ; décembre 2003 : 43 pages.*

Caserrini S., Cernuschi S, Giugliano M, Grosso M, Lonati G, Mattaini P. Air and soil dioxine levels at three site in proximity to MSW incineration plants. *Chemosphere 2004;54(9):1279-1287.*

Chang MB., Weng YM, Lee TY, Chen YW, Chang SH, Chi KH. Sampling and analysis of ambient dioxins in northern Taiwan. *Chemosphere 2003;51(10):1103-1110.*

Cheng PS, Hsu MS, Ma U, Ling YC. Levels of PCDD/Fs in ambient air and soil in the vicinity of a municipal solid waste incinerator in Hsinchu. *Chemosphere* 2003;52(9):1389-96.

CITEPA. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques ne France. Séries sectorielles et analyses étendues. SECTEN ; rapport d'inventaire national, février 2004

Clancy L, Goodman P, Sinclair H, Dockery DW. Effect of air pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study. *The Lancet*, 2002, 360: 1210-1214.

Cole P, Trichopoulos D, Pastides H, Starr T, Mandel JS. Dioxin and cancer : a critical review. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 2003, 38(3), 378-388.

Collet RS, Oduyemi K, Lill DE. An investigation of environmental levels of cadmium and lead in airborne matter and surface soils within the locality of a municipal waste incinerator. *The Science of the Total Environment* 1998;209(2-3):157-167.

Comba P, Ascoli V, Belli S, Benedetti M, Gatti L, Ricci P, Tieghi, A. Risk of soft tissue sarcomas and residence in the neighbourhood of an incinerator of industrial wastes. *Occup Environ Med* 2003;60:680-683.

Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF). Plomb, cadmium et mercure dans l'alimentation, évaluation et gestion du risque. Ed Tec&Doc 1996 :237p.

CPP (Comité de la prévention et de la précaution). Les incinérateurs d'ordures ménagères : Quels risques ? Quelles politiques. MEDD, 2004.

Cordier S, Chevrier C, Robert-Gnansia E, Lorente C, Brula P, Hours M. Risk of congenital anomalies in the vicinity of municipal solid waste incinerators. *Occup Environ Med* 2004; 61 : 8-15.

Daniels MJ, Dominici F, Samet JM, Zeger SL. Estimating particulate matter-mortality dose-response curves and threshold levels: an analysis of daily time-series for the 20 largest US cities. *American Journal of Epidemiology*, 2000, 152: 397-406.

Decloitre F. La part des différents aliments dans l'exposition au plomb, au cadmium et au mercure, en France. *Cah. Nut. Diét.* 1998;33(3):167-175.

Deister U, Pommer R. Distribution of PCDD/F in the vicinity of the hazardous waste incinerator at Schwabach. *Chemosphere* 1991;23(11-12):1643-1651.

Deml E, Mangelsdorf I, Greim H. Chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans (PCDD/F) in blood and human milk of non occupationally exposed persons living in the vicinity of a municipal waste incinerator. *Chemosphere* 1996;33(10):1941-1950.

Deschamps F-J, Guillaumot M, Raux S. Neurological effects in workers exposed to manganese. *Journal of Occupational and Environmental Medicine* 2001;43(2):127-132.

Desqueyroux H, Momas I. Pollution atmosphérique et santé: une synthèse des études longitudinales de panel publiées de 1987 à 1998. *Revue d'Epidémiologie et de Santé Publique*, 1999, 47:361-375.

Dimich-Ward H, Hertzman C, Teschk K, Hershler R, Marion SA, Ostry A, Kelly S. Reproductive effects of paternal exposure to chlorophenolate wood preservatives in the sawmill industry. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* 1996, 22(4), 267-273.

Dockery DW, Pope CA, Xu X. *et al.* An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *New Engl. J. Med.*, 1993, 329, 1753-1759.

Dockery DW. Epidemiologic evidence of cardiovascular effects of particulate air pollution. *Environ. Health Perspect.* 2001, 109:483-486.

Domingo JL, Schuhmacher M, Granero S, Llobet JM, De Kok HA. PCDD/F levels in the vicinity of an old municipal solid waste incinerator: temporal variation in soils. *Arch. Environ. Cotam. Toxicol.* 1999(a);36(4):377-383.

Domingo JL, Schuhmacher M, Meneses M, Granero S, Llobet JM, De Kok HA. Monitoring dioxins and furans near an old municipal solid waste incinerator: Temporal variation in vegetation. *J. Environ. Sci. Health* 1999(b);A34:165-181.

Domingo JL, Schuhmacher M, Muller M, Rivera J, Granero S, Llobet JM. Evaluating the environmental impact of an old municipal waste incinerator : PCDD/F levels in soil and vegetation samples. *J Hazard Mater* 2000;76(1):1-12.

Domingo JL, Schuhmacher M, Granero S, De Kok HA. Temporal variation of PCDD/PCDF levels in environmental samples collected near an old municipal waste incinerator. *Environmental monitoring and assessment* 2001;69:175-193.

Domingo JL. Human health risks of dioxins for populations living near modern municipal solid waste incinerators. *Rev Environ Health* 2002, 17(2), 135-47.

DRIRE Ile-de-France. L'environnement industriel en Île-de-France. Edition 2002, 2003, 2004.

Dummer TJB, Dickinson HO, Parker L. Adverse pregnancy outcomes around incinerators and crematoriums in Cumbria, north west England, 1956-93. *J Epidemiol Community Health* 2003;57:456-461.

Durif M. Méthode de surveillance des dioxins et furans autour d'une UIOM. *INERIS* 2001 ; 26p.

Elliott P, Hills M, Beresford J, Kleinschmidt I, Jolley D, Pattenden S, Rodrigues L, Westlake A, Rose G. Incidence of cancers of the larynx and lung near incinerators of waste solvents and oils in Great Britain. *Lancet* 1992;339(8797):854-858.

Elliott P, Shaddick G, Kleinschmidt I, Jolley D, walls P, Beresford J, Grundy C. Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. *Br. J. Cancer* 1996;73:702-710.

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.

ENSP. Elimination des déchets d'activités de soins en Île-de-France. Etat des lieux. Rapport de stage par Bonilla, P, 2003

European Commission DG Environnement. Compilation of EU dioxin exposure and health data. October 1999.

Evans RG, Shadel BN, Roberts DW, Clardy S, Jordan-Izaguirre D, Patterson DG, Needham LL. Dioxin incinerator emissions exposure study Times Beach, Missouri. *Chemosphere* 2000;40(9-11):1063-1074.

Fabries JF, Leprince A. Collecte et recyclage des déchets. Exposition aux agents biologiques et problème de santé. INRS, *Documents pour le médecin du travail n° 71*, 1997.

Fernandes AR, Timmis R, dawes C. An investigation of terrestrial dioxin distributions with respect to secondary non-ferrous refiners. *Chemosphere* 1994;29(9-11):2147-2156.

Fierens S; Mairesse H; Focant J-F; Eppe G; De Pauw E; Bernard A. PCDD/F and non-ortho PCB body burden of the general population in Wallonia, Belgium: Impact of different sources of environmental pollution. *Communication au congrès "dioxins 2002" Barcelone*.

Fierens S; Focant J-F; Eppe G; De Pauw E; Bernard A. Evaluation de la charge corporelle en dioxines des riverains d'incinérateurs et de la sidérurgie: résultats d'une étude réalisée en Belgique. *Environnement Risque et Santé* 2005 ;4(1).

Floret N, Mauny F, Challier B, Arveux P. Dioxin emissions from a solid waste incinerator and risk of non-Hodgkin lymphoma. *Epidemiology* 2003;14(4):39-398.

Floret N, Mauny F, Challier B, Cahn JY, Tourneux F, Viel JF. Emission de dioxins et sarcomas des tissus mous : étude cas-témoins en population. *Rev Epidémiol Santé Publique* 2004 ;52 :213-220.

Focant JF, Pirard C, Thielen C, de Pauw E. Levels and profiles of PCDDs, PCDFs and cPCBs in Belgian breast milk. Estimation of infant intake. *Chemosphere* 2002;48(8):763-770.

Fréry N. Exposition des populations aux dioxines. Dioxines et polluants organiques persistants, Journées techniques nationales, Paris, 10 et 11 mars 2004 ; Recueil des interventions.

Glorennec P ; Zmirou D ; Peigner P. Impact sanitaire passé et actuel de l'usine d'incinération d'Angers. Cellule inter régionale d'épidémiologie Ouest. Rapport 52 pages + annexes. Rennes, 2001.

Gonzales MJ, Jimenez B, Hernandez LM, Gonnord MF. Levels of PCDDs and PCDFs in human milk from populations in Madrid and Paris. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 1996;56:197-204.

Gonzales CA, Kogevinas M, Gadea E, Huici A, Bosch A, Bleda MJ, Pöpke O. Biomonitoring study of people living near or working at a municipal solid waste incinerator before and after two years of operation. *Arch Environ Health* 2000;55(4):259-267.

Gray EJ, Peat JK, Mellis CM, Harrington J, Woolcock AJ. Asthma severity and morbidity in a population sample of Sydney school children: Part I – Prevalence and effect of air pollutants in coastal regions. *Aust N Z J Med*; 1994;24(2):168-175.

Grimsrud TK, BERGE SR, Haldorsen T, Andersen A. Exposure to different forms of nickel and risk of lung cancer. *American Journal of Epidemiology* 2002;156(12):1123-1132.

Guzzo J-C. Etude des effets à court terme sur la santé d'une source locale de pollution atmosphérique. Réseau National de Santé Publique, Paris, Octobre 1996, 49 p.

Hakan R. No obvious spatial clustering of twin births in Sweden between 1973 and 1990. *Environmental research*, 1998;76(1):27-31.

Hamm JT, Chen CY, Birnbaum LS. A mixture of dioxins, furans, and non-ortho PCBs based upon consensus toxic equivalency factors produces dioxin-like reproductive effects. *Toxicol Sci*. 2003, 74(1), 182-91.

Hazucha MJ, Rhodes V, Boehlecke BA, Southwick K, Degnan D, Shy CM. Characterization of spirometric Function in residents of three comparison communities and of three communities located near waste incinerators in north Carolina. *Archives of environmental health* 2002;57(2):103-112.

Heacock H Hogg R, Marion SA, Hershler R, Teschke K, Dimich-Ward H, Demers P, Kelly S, Ostry A, Hertzman C. Fertility among a cohort of male sawmill workers exposed to chlorophenolate fungicides. *Epidemiology*. 1998 Jan;9(1):56-60.

HEI, Health Effect Institute. Understanding the effects of components of the particulate matter mix : progress and next steps. *HEI Perspectives, Boston, 2002, 20 pages.*

Hellstrom L, Elinder C.G, Dahlberg B, Lunberg M, Jarup L, Persson B, Axelson O. Cadmium exposure and end-stage renal disease. *American Journal of Kidney Disease* 2001;38(5):1001-1008.

Hippelein M, Kaupp H, Dörr G, McLachlan M, Hutzinger O. Baseline contamination assessment for a new resource recovery facility in Germany part II: atmospheric concentration of PCDD/F. *Chemosphere* 1996;32(8):1605-1616.

Hotz P, Buchet JP, Bernard A, Lison D, Lauwerys R. Renal effects of low-level environmental cadmium exposure: 5-year follow-up of a subcohort from the Cadmibel study. *The Lancet* 1999;354(9189):1508-1513.

IAURIF/ORS. Les apports de matières fertilisantes et pesticides dans les sols franciliens. Impact sanitaire et environnemental. Rapport d'étude, juillet 2004

IAURIF/ORS. Le compostage en Île-de-France : existe-t-il un risque sanitaire pour les Franciliens. *Note rapide sur l'Environnement et la Santé n°399*, octobre 2005.

IAURIF/ORS. Les décharges de déchets en Île-de-France : problématique environnementale et sanitaire. *Note rapide sur l'Environnement et la Santé*, à paraître.

IFEN. L'Environnement en France. Ed 1999.

INSERM (Institut national de la santé et de la recherche médicale). Dioxines dans l'environnement : Quels risques pour la santé. Ed INSERM, 2000 : 406p.

Institut d'Hygiène et de Santé publique. Evaluation du risque pour la santé lié aux émissions atmosphériques des incinérateurs soumis aux nouvelles valeurs limites de l'UE. Rapport final, septembre 2001 : 23 p.

InVS (Institut de veille sanitaire). Incinération et santé, guide pour la conduite à tenir lors d'une demande locale d'investigations sanitaires autour d'un incinérateur d'ordures ménagères. *InVS 2003 : 104 pages*.

Jarup L, Hellstrom L, Alfven T, Carlsson M-D, Grubb A, Persson B, Pettersson C, Spang G, Schutz A, Elinder C-G. Low level exposure to cadmium and early kidney damage: the OSCAR study. *Occupational and environmental medicine* 2000;57(10):668-672.

Jarup L. Hazards of heavy metal contamination. *Br Med Bull*. 2003;68:167-82.

Jimenez B, Eljarrat E, Hernandez LM, Rivera J, Gonzales MJ. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in soils near a clinical waste incinerator in Madrid, Spain. *Chemosphere* 1996;32(7):1327-1348.

Joffe M, Bisanti L, Apostoli P, Kiss P, Dale A, Roeleveld N, Lindbohm ML, Sallmen M, Vanhoorne M, Bonde JP; Asclepios. Time To Pregnancy and occupational lead exposure. *Occup Environ Med.* 2003 ;60(10):752-8.

Journal officiel des Communautés européennes. Règlement (CE) n°466/2001 de la Commission du 8 mars 2001 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. 16 mars 2001.

Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, Gryparis A, Le Tertre A, Monopolis Y, Rosi G, Zmirou D, Ballester F, Boumghar A, Anderson HR, Wojtyniak B, Braunstein R, Pekkanen J, Schindler C, Schwartz J. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project *Epidemiology*, 2001, 12(5): 521-531.

Keck G. Evaluer les impacts autour d'une source d'émission: méthodologie et résultats. Journées techniques nationales, Paris, 10 et 11 mars 2004 ; Recueil des interventions.

Kondakis XG, Makris N, Leotsinidis M, Prinou M, Papapetropoulos T. Possible health effects of high manganese concentration in drinking water. *Arch Environ Health.* 1989;44(3):175-8.

Kontsas H, Rosenberg C, Tornaeus J, Mutanen P, Jappinen P. Exposure of workers to 2,3,7,8 substituted polychlorinated dibenzo-p-dioxin (PCDD) and dibenzofuran (PCDF) compounds in sawmills previously using chlorophenol-containing antistain agents. *Arch Environ Health* 1998;53:99-108

Koopman-Esseboom C, Weisglas-Kuperus N, de Ridder MA, Van der Paauw CG, Tuinstra LG, Sauer PJ. Effects of polychlorinated biphenyl/dioxin exposure and feeding type on infants' mental and psychomotor development. *Pediatrics.* 1996 May;97(5):700-6.

Kramárová E, Kogevinas M, Anh CT, Cau HD, Dai LC, Stellman SD, Parkin DM. Exposure to Agent Orange and Occurrence of Soft-Tissue Sarcomas or Non-Hodgkin Lymphomas: An Ongoing Study in Vietnam. *Environmental Health Perspectives Supplements* 1998, 106, S2, 671-678.

Kurtio P; pekkanen J; Alfthan G; Paunio M; Jaakkola JJ; Heinonen OP. Increased mercury exposure in inhabitants living in the vicinity of a hazardous waste incinerator: a 10-year follow-up. *Arch Environ Health* 1998;53(2):129-137.

Kurz R; Boeske J; Lahl U. polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans in soil, deposition and airborne particulate matter in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Organo-halogen compounds* 1993; 39:151-154.

Lafon D. Hygiène et santé dans la filière déchets. INRS, *Documents pour le médecin du travail* n° 84, 2000.

- Le Tertre A**, Medina S, Samoli E, Forsberg B, Michelozzi P, Boumghar A, Vonk JM, Bellini A, Atkinson R, Ayres JG, Sunyer J, Schwartz J, Katsouyanni K. Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 2002, 56:773-779.
- Liem AKD**, Theelen RMC. Dioxins: chemical analysis, exposure and risk assessment, Doctoral dissertation, University of Utrecht, 1997.
- Llobet JM**, Domingo JL, Schuhmacher M, Graneros S, Montserrat M, De Kok H. Soil monitoring in the vicinity of an old municipal solid waste incinerator : PCDD/F concentrations. *Organo halogen compounds* 1998;36:297-300.
- Llobet JM**, Schuhmacher M, Domingo JL. Spatial distribution and temporal variation of metals in the vicinity of a municipal solid waste incinerator after a modernization of the flue gas cleaning systems of the facility. *Science of the Total Environment* 2002;284(1-3):205-214.
- Lloyd OL**, Lloyd MM, Williams FL, Lawson A. Twinning in human populations and cattle exposed to air pollution from incinerators. *Br J Ind Med* 1988;45(8):556-560.
- Lohmann R; Jones KC**. Dioxins and furans and deposition: a review of levels, behaviour and processes. *The Science of the total Environment* 1998; 219:53-81.
- Lorber M**, Pinsky P, Gehring P, Braverman C, Winters D, Sovocool W. Relationships between dioxins in soil, air, ash, and emissions from a municipal waste incinerator emitting large amounts of dioxins. *Chemosphere* 1988;37(9-12):2173-2197.
- Lynge E**. cancer incidence in Danish phenoxy herbicide workers, 1947-1993. *Environmental Health Perspectives Supplements* 1998, 106, S2, 683-687.
- Ma HW**, Lai YL, Chan CC. Transfer of dioxin risk between nine major municipal waste incinerators in Taiwan. *Environ Int.* 2002, 28(1-2), 103-10.
- MATE/TIRU**. Etude des caractéristiques intrinsèques de certains déchets des usines d'incinération d'ordures ménagères et de déchets industriels spéciaux. DPPR ; rapport d'étude,
- McGowan JA**, Hider RN, Chacko E, Town GI. Particulate air pollution and hospital admissions in Christchurch, New Zealand. *Australian and New Zealand Journal of Public Health*, 2002, 26:23-29.
- Mench M**, Baize D. Contamination des sols et de nos aliments d'origine végétale par les éléments en traces. Mesure pour réduire l'exposition. *Courrier de l'environnement* 2004 ;52 :31-56.

Meneses M, Schuhmacher M, Domingo JL. Health risk assessment of emissions of dioxins and furans from a municipal waste incinerator: comparison with other emission sources. *Environ Int* 2004, 30(4), 481-9.

Michelozzi P, Fusco D, Forastière 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;55:611-615.

Min YI, Correa-Villasenor A, Stewart PA. Parental occupational lead exposure and low birth weight. *American Journal of Industrial Medicine* 1996; 30(5): 569-578.

Ministère de l'agriculture et de la pêche. *Notre Alimentation n°37 ;juin-juillet 2001.*

Ministère de l'agriculture et de la pêche. *Notre Alimentation n°42 ;février 2002.*

Miquel G. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. rapport du Sénat n° 261 (2001) - office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques.

Miquel G., Poignant, S. Recyclage et valorisation des déchets ménagers rapport 415 (98-99) - office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques.

Miquel, G., Poignant, S. Les nouvelles techniques de recyclage et de valorisation des déchets ménagers et des déchets industriels banals. Rapport du sénat, 1999, France

Myers GJ, Davidson PW, Shamlaye CF, Axtell CD, Cernichiari E, Choisy O, Choi A, Cox C, Clarkson TW. Effects of prenatal methylmercury exposure from a high fish diet on developmental milestones in the Seychelles child development study. *Neurotoxicology* 1997; 18(3): 819-830.

Myers J-E, Tewaternaude J, Fourie M, Zogue H, Naik I, Theodorou P, Tassel H, Daya A, Thompson M-L. Nervous system effects of occupational manganese exposure on South African manganese mineworkers. *Neurotoxicology* 2003;24(4-5):649-656.

Nadal M, Schuhmacher M, Domingo JL. Metal pollution of soils and vegetation in an area with petrochemical industry. *Science of the Total Environment* 2004;321(1-3):59-69.

Ng JC, Wang J, Shraim A. A global health problem caused by arsenic from natural sources. *Chemosphere*. 2003;52(9):1353-9.

Nominé M. Méthodologie pour l'évaluation de la contamination par les dioxins au voisinage d'une source fixe. *INERIS, 1999 : 44pages plus annexes.*

NRC (National Research Council). Environmental Epidemiology ; vol 1, Public Health and Hazardous Wastes. Washington DC : *National Academic Press, 1991*

OMS (organisation mondiale de la santé) Levels of PCB, PCDD and PCDF in breast milk : results of WHO-coordinated exposure studies. Environmental health series 1996, n°3.

ORDIF. Tableau de bord regional bisannuel. Etat de la gestion des déchets ménagers en Île-de-France. *Chiffre clés de 2002. Mai 2004*.

ORDIF. Détermination du gisement incinérable en Île-de-France et ajustement des capacités. Rapport d'étude, 2003, Paris.

ORDIF. Les capacités de traitement des déchets ménagers et assimilés en Île-de-France. Série « Enquêtes », 2005.

ORDIF. Les mâchefers d'incinération d'ordures ménagères en Île-de-France. Série : « Etudes », 1996

Päpke O, Ball M, Lis ZA, Scheunert K. PCDD/PCDF in whole blood samples of unexposed persons. *Chemosphere* 1989;19:941-948.

Päpke O, Ball M, Lis ZA. Various PCDD/PCDF patterns in human blood resulting from different occupational exposures. *Chemosphere* 1992;25:1101-1108.

Päpke O, Ball M, Lis ZA. PCDD/PCDF in humans – an update of background data *Organohalogen Compounds* 1993;13:81-84.

Päpke O, Ball M, Lis ZA. PCDD/PCDF in humans – an update of background data *Chemosphere* 1994;29:2355-2360.

Päpke O, Ball M, Lis ZA, Wuthe J. PCDD/PCDF in humans, follow-up of background data for Germany, 1996. *Organohalogen Compounds* 1997;33:530-534.

Päpke O. PCDD/PCDF: Human background data for Germany, a 10-year experience. *Environ Health Perspect* 1998;106:723-731.

Pirard, C., Eppe, G., Massart, A.C., Fierens, S., De Paw, E., Focand, JF., - Environmental and Human Impact of an Old-Timer Incinerator in Terms of Dioxin and PCB Level : A Case Study. *Environ.Sci. Technol.*, 2005, 39, 4721 - 4728

POLDEN. Du produit au déchet : comprendre l'origine des métaux lourds dans les ordures ménagères. 1995, Villeurbanne

Pope CA, Thun MJ, Naboodiri MM *et al.* Particulate pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 1995, 51, 669-674.

Revich B, Aksel E, Ushakova T, Ivanova I, Zhuchenko N, Klyuev N, Brodsky B, Sotskov Y, Birnbaum L.S. Halogenated organic pollutants and pops – Dioxin'99. Dioxin exposure and public health in Chapaevsk, Russia. *Chemosphere* 2001, 43-4-7), 951-966.

Rosenberg C, Kintsas H, Tornseus J, Mutanen P, Jappinen P, Vainio H, Patterson DG, Needham LL. PCDD/PCDF levels in the blood of workers at a pulp and paper mill. *Chemosphere* 1995;31(8):3933-3944.

Rylander L, Stromberg U, Hagmar L, Birnbaum L.S. Halogenated environmental organic pollutants – Dioxin'98. Lowered birth weight among infants born to women with a high intake of fish contaminated with persistent organochlorine compounds. *Chemosphere* 2000, 40(9-11), 1255-1262.

Sallmen M, Anttila A, Lindbohm ML, Kyyronen P, Taskinen H, Hemminki K. Time to pregnancy among women occupationally exposed to lead. *J Occup Environ Med.* 1995 ;37(8):931-4.

Sallmen M, Lindbohm ML, Anttila A, Taskinen H, Hemminki K. Time to pregnancy among the wives of men occupationally exposed to lead. *Epidemiology* 2000 ;11(2):141-7.

Sandalls FJ et al. A survey of dioxins and furans in surface soil in the vicinity of the Coalite works near Bolsover, Derbyshire. *UK Environment Agency* 1992

Sanin LH, Gonzalez-Cossio T, Romieu I, Peterson KE, Ruiz S, Palazuelos E, Hernandez-Avila M, Hu H. Effect of maternal lead burden on infant weight and weight gain at one month of age among breastfed infants. *Pediatrics.* 2001;107(5):1016-23.

Schecter A, Fürst P, Fürst C et al. Chlorinated dioxins and dibenzofurans in human tissue from general population: a selective review. *Environ Health Perspect* 1994(a);102:159-171.

Schecter A, Ryan J, Pöpke O. Elevated dioxin blood levels in Russian chemical workers and their children following maternal exposure. *Chemosphere* 1994(b);29:2361-2370.

Schuhmacher M, Granero S, Xifro A, Domingo JL, Rivera J, Eljarrat E. Levels of PCDD/Fs in soil samples in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Chemosphere* 1998(a);37(9-12):2127-2137.

Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Sunderhauf W, Muleir L. Temporal variation of PCDD/F concentrations in vegetation samples collected in the vicinity of a municipal waste incinerator (1996-1997). *Sci total Environ.* 1998(b) ;218(2-3) :175-183.

Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Kirivanta H, Vartiainen T. Dioxin and dibenzofuran concentrations in blood of a general population from Tarragona, Spain. *Chemosphere* 1999;38(5):1123-1133.

Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Lindstrom G, Wingfors H. Dioxin and dibenzofuran concentrations in adipose tissue of a general population from Tarragona, Spain. *Chemosphere* 1999;38(11):2475-2487.

Schuhmacher M, Granero S, Rivera J, Muller M, Llobet JM, Domingo JL. Atmospheric deposition of PCDD/Fs near an old municipal solid waste incinerator: levels in soil and vegetation. *Chemosphere* 2000;40(6):593-600.

Schuhmacher M, Domingo JL, Hagberg J, Lindstrom G. PCDD/F and non-ortho PCB concentrations in adipose tissue of individuals living in the vicinity of a hazardous waste incinerator. *Chemosphere* 2004;57(5):357-364.

Seta ., Arfi C, Momas I. Exposition de la population générale aux dioxines, contaminants ubiquitaires. *Rev Epidém. et Santé Publ.* 2000, 48, 281-293.

Shao Lin, Hwang SA, Marshall EG, Marion D. Does paternal occupational lead exposure increase the risks of low birth and prematurity? *American Journal of Epidemiology* 1998; 148(2): 173-181.

Shy CM, Degman D, Fox DL, Mukerjee S, Hazucha MJ, Boehlecke BA, Rothenbacher D, Briggs PM, Devlin RB, Wallace DD, Stevens RK, Bromberg PA. Do waste incinerators induce adverse respiratory effects? An air quality and epidemiological study of six communities. *Environmental health perspectives* 1995;103:714-724.

Société française de Santé publique (SFSP). L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque. Collection Santé et Société, 1999, Paris

Sorahan T, Esmen NA. Lung cancer mortality in UK nickel-cadmium battery workers, 1947-2000. *Occup Environ Med.* 2004;61(2):108-16.

Sorahan T. Lung cancer mortality in a cohort of workers employed at a cadmium recovery plant in the United States: an analysis with detailed job histories. *Occupational and environmental medicine* 1997;54(3):194-201.

Staessen JA, Nawrot T, Den Hond N, Thijs L, Fagard R

Staessen JA. et al. Renal function, cytogenetic measurements, and sexual development in adolescents in relation to environmental pollutants: a feasibility study of biomarkers. *The Lancet* 2001 357;1660-1669.

Steenland K, Deddens J, Piacitelli L. Risk assessment for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) based on an epidemiologic study. *Am J Epidemiol* 2001, 154, 5, 451-458

Tango T, Fujita T, Tanihata M, Doi Y, Kato N, Kunikane S, Uchiyama I, Tanaka M, Uehata T. Risk of adverse reproductive outcomes associated with proximity to municipal solid waste incinerators with high dioxin emission levels in Japan. *J Epidemiol.* 2004;14(3):83-93.

Tchounwou PB, Ayensu WK, Ninashvili N, Sutton D. Environmental exposure to mercury and its toxicopathologic implications for public health. *Environmental toxicology* 2003; 18(3): 149-175.

Ten Tusscher GW, Stam GA, Koppe JG. Open chemical combustions resulting in a local increased incidence of orofacial clefts. *Chemosphere* 2000;40(9-11):1263-1270.

Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld A, Brunström B, Cook P, Feeley M, Giesy JP, Hanberg A, Hasegawa R, Kennedy SW, Kubiak T, Larsen JC, van Leeuwen R, Liem D, Nolt C, Peterson RE, Poellinger L, Safe S, Schrenk D, Tillitt D, Tysklind M, Younes M, Wærn F, Zacharewski T. Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and Wildlife *Environmental Health Perspectives*, 1998, 106, 12, 775-792.

Verougstraete V, Lison D, Hotz P. Cadmium, lung and prostate cancer: a systematic review of recent epidemiological data. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 2003;6(3):227-255.

Viel J-F, Arveux P, Baverel J, Cahn J-H. Soft-tissue sarcoma and non-Hodgkin's clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels. *American Journal of Epidemiology* 2000, 152, 1, 13-19.

Vieregge P, Heinzow B, Korf G, Teichert HM, Schleifenbaum P, Mosinger HU. Long term exposure to manganese in rural well water has no neurological effects. *Can J Neurol Sci*. 1995;22(4):286-9.

Vreugdenhil HJ, Lanting CI, Mulder PG, Boersma ER, Weisglas-Kuperus N. Effects of prenatal PCB and dioxin background exposure on cognitive and motor abilities in Dutch children at school age. *J Pediatr*. 2002 Jan;140(1):48-56.

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.

Wu MM, Kuo TL, Hwang YH, Chen CJ. Dose-response relation between arsenic concentration in well water and mortality from cancers and vascular diseases. *Am J Epidemiol*. 1989;130(6):1123-32.

Yoon BI, Inoue T, Kaneko T. Teratological effect of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD): induction of cleft palate in the ddY and C57BL/6 mouse. *J Vet Sci*. 2000, 1(2), 113-9.

Yu HS, Lee CH, Chen GS. Peripheral vascular diseases resulting from chronic arsenical poisoning. *J Dermatol*. 2002;29(3):123-30.

Zmirou D, Parent B, Potelon J-L. Etude épidémiologique des effets sur la santé des rejets atmosphériques d'une usine d'incinération de déchets industriels et ménagers. *Rev Epidem et Santé Publ* 1984, 32, 391-397.

Annexe

Annexe 1 : Liste des incinérateurs franciliens	p. 227
Annexe 2 : Les valeurs toxicologiques de référence	p. 229
Annexe 3 : Classifications internationales des substances vis à vis du risque cancérigène	p. 237
Annexe 4 : Dangers associés aux principaux polluants émis par l'incinération	p. 239
Annexe 5 : La modélisation	p. 255
Annexe 6 : Unités de masse	p. 257
Annexe 7 : Sarcome des tissus mous	p. 259
Annexe 8 : Lymphome non hodgkinien	p. 261

INSEE	Commune d'implantation	Maître d'ouvrage	Capacité (t/h)	Tonnes/an	Mise en service	Type de traitement	Procédé
	St-Thibault	SIETREM	8 12	60 000 90 000	1985 1995	Humide ; électrofiltre	Four à grille
	Monthyon	SMITOM Nord Seine et Marne	7 7	50 000 50 000	1998 1998	Sec ; filtres à manche	Four à grille
	Montereau	SIRMOTOM	4.2	30 000	1993	Sec ; bicarbonate et charbon actif	Four à grille
	Carrières/Seine	SITRU	9,5 9,5	70 000 70 000	1977 1988	Semi-humide ; électrofiltres	Four à grille
	Carrières/Poissy	SIDRU	7,5 7,5	55 000 55 000	1998 1998	Humide, sans rejets liquides ; traitement catalytique des NOx et dioxines/furanes	Four à grille
	Thiverval	SIDOMPE	10,1 10,1 14,7	75 000 75 000 110 000	1975 1975 1994	Humide, sans rejets liquides ; électrofiltres ; filtres à manches	Four à grille
	Guerville	CAMY	4 4	30 000 30 000	1998 1998	Humide ; filtres à manches	Four à grille
	Massy	SIMACUR	5,5 5,5	40 000 40 000	1986 1987	Humide	Four à grille
	Villejust	SIOM vallée de Chevreuse	6 8	45 000 60 000	1972 1984	Semi-humide ; filtre à manches ; charbon actif ; électrofiltres sur le four de 8 t/h	Four à grille
	Vt-le-Grand	SIREDOM	14 14	105 000 105 000	1998 1998	Semi humide ; électrofiltre ; filtres à manche ; traitement pour captage dioxines et furanes	Four à grille
	Issy	SYCTOM	19 19 19 19	140 000 140 000 140 000 140 000	1965 1965 1965 1965	Humide	Four à grille
	St-Ouen	SYCTOM	28 28 28	210 000 210 000 210 000	1990 1990 1990	Humide ; électrofiltre	Four à grille
	Créteil	SIDTUVM	15 15 (DAS) 2	110 000 110 000 15 000	2000 2000 2000	Humide ; électrofiltre	Four à grille
	Rungis	SIEVD	8,5 8,5	65 000 65 000	1984 1984	Sec	Four à grille
	Ivry	SYCTOM	50 50	375 000 375000	1969 1969	Humide ; électrofiltre	Four à grille
	Argenteuil	AZUR	7,5 7,5	55 000 55 000	1974 1974	Humide ; électrofiltre	Four à grille
	Sarcelles	SIGIDURS	9 10 10	65 000 75 000 75 000	1997 1978 1978	Humide	Four à grille
	Saint Ouen l'Aumône	SAN de Cergy	10,5 10,5	80 000 80 000	1995 1995	Humide ; filtres à manche	Four à grille
	Vaux le Pénil	SMITOM ouest Seine et Marne	16	120 000	2003	Semi-humide ; filtres à manche ; injection de charbon actif	Four à grille
			562,1	4 185 000			

Les Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Principes

Dans le processus d'évaluation des risques, il est déterminé la relation dose-effet qui indique la gravité des effets liés aux produits toxiques incriminés.

Il existe deux catégories bien distinctes de relation dose-effet selon que l'effet est « déterministe », comportant un seuil ou de type « probabiliste », sans effet de seuil. Dans ce cas, en effet, il existe une probabilité minimale mais non nulle, qu'un effet se produise si une seule molécule pénètre dans le corps humain.

Dans le cas des effets déterministes, il s'agit d'effets aigus ou chroniques, non cancérigènes, non génotoxiques, non mutagènes, qui vont apparaître lorsqu'une certaine dose de contaminant est atteinte. Afin de déterminer le seuil en deçà duquel il n'y a pas d'effets nocifs chez l'homme, on utilise des données expérimentales obtenues chez l'animal. Ces expérimentations permettent de déterminer une dose sans effet nocif observé, la DSENO²⁵. Elle représente le plus fort niveau d'exposition n'ayant pas entraîné d'effets pathogènes observables.

Par précaution, la valeur de la DSENO est pondérée par un coefficient de sécurité (habituellement égal à cent) afin de prendre en compte les facteurs d'incertitudes induits par l'extrapolation de l'animal à l'homme, les différences de susceptibilités au sein de l'espèce humaine, l'inadéquation de la durée de l'étude et de la voie d'exposition.

Le calcul effectué permet de déterminer des valeurs toxicologiques de références (VTR) établies par des instances qui peuvent être internationales ou nationales. Les principales sont, par exemple, pour l'Europe : l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) et l'Institut national de Santé publique et d'Environnement des Pays Bas (RIVM) ; pour l'Amérique du Nord, l'US EPA (Agence américaine pour la protection de l'Environnement), l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), ou encore Health Canada. A ces instances sont associées des agences spécialisées telles que le Centre International de Recherche sur les Cancers (CIRC) et l'International Programme on Chemical Safety (IPCS).

En France, comme en Europe en général, lorsque l'exposition est par voie orale (exposition par ingestion), la valeur toxicologique de référence est dénommée « dose journalière admissible »

²⁵ Traduction de NOAEL (Non Observed Adverse Effect Level)

ou DJA (en Anglais : *Acceptable daily intake* ou ADI) ou « dose journalière tolérable » (DJT). En Amérique du Nord, on parlera de « *Reference dose* » (RfD) et de « *Minimal Risk Level* » (MRL).

Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) sont exprimées en masse de substance par kilogramme et de poids corporel. Elles représentent l'estimation de la quantité de substance qu'un individu peut ingérer sans effet néfaste.

Lorsque l'exposition est par voie respiratoire (par inhalation), l'OMS parle de « Concentration admissible dans l'air » ou CMA. L'US EPA établit des « *Reference Concentrations* » ou RFC et l'Agence *for Toxic Substances and Diseases Registry* des MRL.

L'ATSDR propose des VTR pour des durées d'exposition différentes : aiguë (1 à 14 jours), subchronique (15 à 364 jours) et chronique (365 jours et plus).

Dénomination des valeurs toxicologiques de référence

Instance	ingestion	Inhalation
France et Europe.	DJA ou DJT	CMA
US EPA	RfD	RfC
ATSDR	MRL	MRL

Pour les substances sans effet de seuil (substances cancérigènes par exemple), on détermine un excès de risque unitaire (ERU). Il peut être pour la voie orale (ERU_O), cutanée (ERU_C) ou par inhalation (ERU_I). Il correspond à l'excès de décès par cancer attendu dans une population donnée à la suite d'une exposition d'une unité de d'agent toxique pendant une vie entière (estimée à 70 ans). Pour une exposition orale ou cutanée, l'ERU s'exprime en mg/kg/j, c'est à dire la probabilité pour un individu de contracter un cancer s'il est exposé chaque jour, pendant 70 ans, à 1mg/kg de poids corporel de produit toxique. Pour une exposition respiratoire, l'ERU s'exprime pour une concentration de 1 µg d'agent toxique dans 1 m³ d'air respiré. Par exemple, un ERU de $2 \times 10^{-6} / (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ signifie qu'une exposition d'un million de personnes pendant 70 ans à une concentration de 1µg/m³ d'un polluant *x* est susceptible d'entraîner deux cas de décès par cancer pendant cette période.

Les excès de risque unitaire sont calculés à partir d'études expérimentales sur animaux exposés à des doses élevées d'agents toxiques. Différents modèles sont utilisés pour extrapoler les résultats obtenus à fortes, faibles ou très faibles doses. Les modèles sont choisis pour intégrer un facteur de sécurité maximale pour la santé humaine.

Les agents toxiques reconnus comme cancérigène devraient être, en toute logique, bannis, ce qui paraît impossible. Le risque nul n'existant pas, les calculs vont déterminer un risque acceptable correspondant à une valeur limite de l'agent toxique dans l'environnement.

Substances	Teneurs maximales autorisées dans les aliments et l'eau (Union européenne)	VTR pour des effets avec seuil		VTR pour des effets sans seuil		Classification risque cancérigène
		Ingestion	Inhalation	Ingestion	Inhalation	
Arsenic inorganique	Eau potable : 50 µg/l	<ul style="list-style-type: none"> MRL aiguë = $5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j (ATSDR, 2000) MRL = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j (ATSDR, 2000) RfD = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j (US EPA, 1993) DHTP = 15 µg/kg (OMS, 1994) 	-	ERU _o = $1,5$ (mg/kg/j) ⁻¹ (US EPA, 1998)	<ul style="list-style-type: none"> ERU_i = $4,3 \cdot 10^{-3}$ (µg/m³)⁻¹ (US EPA, 1998) ERU_i = $1,5 \cdot 10^{-3}$ (µg/m³)⁻¹ (OMS, 1999) 	Classe A (EPA, 1998) Groupe 1 (CIRC, 1987)
Cadmium	Eau potable : 5 µg/l <ul style="list-style-type: none"> Chair de poisson : entre 0,05 et 0,1 mg/kg de poids à l'état frais, selon l'espèce * Crustacés : 0,5 mg/kg de poids à l'état frais * 	<ul style="list-style-type: none"> MRL = $2 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j (ATSDR, 1999) RfD (eau) = $5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j (EPA, 1994) RfD (alimentation) = $1 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j (EPA, 1994) DHTP = $7 \cdot 10^{-3}$ mg/kg (OMS, 1996) 	-	-	ERU _i = $1,8 \cdot 10^{-3}$ (µg/m ³) ⁻¹ (EPA, 1999)	Classe B1 (EPA, 1992) Groupe 1 (CIRC, 1993)
Chrome	Eau potable : 50 µg/l	<ul style="list-style-type: none"> RfD = $3 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j pour le chrome VI (EPA, 1998) RfD = 1,5 mg/kg/j pour le chrome III (EPA, 1998) 	<ul style="list-style-type: none"> MRL = $1 \cdot 10^{-3}$ mg/m³ pour le Cr VI en aérosol (ATSDR, 2000) MRL = $5 \cdot 10^{-6}$ mg/m³ pour le Cr VI particulaire (ATSDR, 2000) RfC = $8 \cdot 10^{-6}$ mg/m³ pour le Cr VI en aérosol (EPA, 1998) RfC = $1 \cdot 10^{-4}$ mg/m³ pour le Cr VI particulaire (EPA, 1998) 		Cr VI : ERU _i = $1,2 \cdot 10^{-2}$ (µg/m ³) ⁻¹ (EPA, 1998) Cr VI : ERU _i = $4 \cdot 10^{-2}$ (µg/m ³) ⁻¹ (OMS, 2000)	Composés du chrome VI : groupe 1 (CIRC, 1990). Composés du chrome III : groupe 3 (CIRC, 1990). Composés du chrome VI (inhalation) : groupe A (EPA, 1998) Composés du chrome VI (orale) : groupe D (EPA, 1998) Composés du chrome III : groupe D (EPA, 1998)

Substances	Teneurs maximales autorisées dans les aliments et l'eau de boisson (Union européenne)	VTR pour des effets avec seuil		VTR pour des effets sans seuil		Classification risque cancérigène
		Ingestion	Inhalation	Ingestion	Inhalation	
Dioxine	<ul style="list-style-type: none"> Lait de vache et produits laitiers : 3 pg PCDD/F-TEQ/g de graisse Viandes et produits à base de viandes, huiles et graisses de ruminants (bovins et ovins) : 3 pg PCDD/F-TEQ/g de graisse Viandes et produits à base de viandes, huiles et graisses de volailles et de gibier d'élevage : 2 pg PCDD/F-TEQ/g de graisse Viandes et produits à base de viandes, huiles et graisses de porcs : 1 pg PCDD/F-TEQ/g de graisse Foie et produits dérivés : 6 pg PCDD/F-TEQ/g de graisse Chair de poisson et produits de la pêche et produits dérivés : 4 pg PCDD/F-TEQ/g de graisse Œufs de poules et ovoproduits : 3 pg PCDD/F-TEQ/g de graisse Huile végétale : 0,75 pg PCDD/F-TEQ/g de graisse Huile de poisson destinée à l'alimentation humaine : 2pg PCDD/F-TEQ/g de graisse ** 	<ul style="list-style-type: none"> DJT = 1 à 4 pg TEQ/kg/j (OMS) MRL aiguë = 200 pg TEQ/kg/j (ATSDR, 1999) MRL subchronique = 20 pg TEQ/kg/j (ATSDR, 1999) MRL chronique = 1 pg TEQ/kg/j (ATSDR, 1999) Absorption quotidienne admissible = 0,006 pg/kg/j 	-	<u>2,3,7,8-TCDD</u> $RU_o = 5.10^{-3}$ (pg TEQ/kg/j) ⁻¹ (EPA, 2000)	-	<u>2,3,7,8-TCDD</u> : Classe B2 (EPA) Classe 1 (CIRC)
Acide chlorhydrique		-	RfC = 2.10^{-2} mg/m ³ (EPA, 1995)	-	-	-

Substances	Teneurs maximales autorisées dans les aliments et l'eau (Union européenne)	VTR pour des effets avec seuil		VTR pour des effets sans seuil		Classification risque cancérigène
		Ingestion	Inhalation	Ingestion	Inhalation	
Manganèse	Eau potable : 50 µg/l	RfD = $1,4 \cdot 10^{-1}$ mg/kg.j (EPA, 1996)	<ul style="list-style-type: none"> MRL = $4 \cdot 10^{-5}$ mg/m³ (ATSDR, 1997) RfC = $5 \cdot 10^{-5}$ mg/m³ (EPA, 1993) VG: 0,15 µg/m³ (OMS, 1999) 	-	-	Classe D (EPA)
Mercur	<ul style="list-style-type: none"> Eau potable : 1 µg/l Poisson* : 0,1 mg/kg de poids à l'état frais * 	<u>Hg et composés inorganiques :</u> DJT = $6 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.j (OMS, 1989) <u>Chlorure mercurique :</u> <ul style="list-style-type: none"> MRL = $2 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.j (ATSDR, 1999) RfD = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.j (EPA, 1995) <u>Méthylmercure :</u> <ul style="list-style-type: none"> RfD = 10^{-4} mg/kg.j (EPA, 1995) MRL = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.j (ATSDR, 1999) DJT = $4 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.j (OMS, 1989) <u>Acétate de phénylmercure :</u> <ul style="list-style-type: none"> RfD = $8 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.j (EPA, 1996) 	<u>Hg et composés inorganiques</u> <ul style="list-style-type: none"> VG = 1 µg/m³ (OMS, 1999) MRL = 0,2 µg/m³ (ATSDR, 1999) RfC = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/m³ (EPA, 1995) 	-	-	<ul style="list-style-type: none"> Mercur et composés inorganiques : groupe 3 Méthylmercure : groupe 2B (IARC, 1993) Méthylmercure : classe C (US EPA 1995).
Nickel	Eau potable : 50 µg/l	<ul style="list-style-type: none"> RfD = $2 \cdot 10^{-2}$ mg/kg.j Composés solubles (EPA, 1991) 	<ul style="list-style-type: none"> MRL = $2 \cdot 10^{-4}$ mg/m³ (ATSDR, 1997) 		<ul style="list-style-type: none"> <u>Métal (OMS, 1999) :</u> RU_i = $3,8 \cdot 10^{-4}$ (µg/m³)⁻¹ <u>Sulfure de Ni (EPA, 1991) :</u> RU_i = $4,8 \cdot 10^{-1}$ (mg/m³)⁻¹ <u>Poussière de raffinerie (EPA, 1991) :</u> RU_i = $2,4 \cdot 10^{-1}$ (mg/m³)⁻¹ 	<ul style="list-style-type: none"> Sulfure de Ni : Classe A (EPA) Poussière de raffinerie Classe A (EPA) Ni carbonyl : Classe B2 (EPA)

Substances	Teneurs maximales autorisées dans les aliments et l'eau (Union européenne)	VTR pour des effets avec seuil		VTR pour des effets sans seuil		Classification risque cancérigène
		Ingestion	Inhalation	Ingestion	Inhalation	
Plomb	<ul style="list-style-type: none"> Eau potable : 25 µg/l (10 µg/l à partir du 25 décembre 2013) Chair de poisson : entre 0,2 et 0,4 mg/kg de poids à l'état frais, selon l'espèce * Mollusques bivalves : 1,5 mg/kg 	<ul style="list-style-type: none"> DHT = 25 µg/kg par semaine (OMS, 1993) RfD : 10⁻⁷ mg/kg/j (EPA, 1991) 	<ul style="list-style-type: none"> VG = 0,5 µg/m³ (OMS, 1999) 	-	-	<ul style="list-style-type: none"> plomb et ses dérivés inorganiques Groupe 2B (EPA) Groupe B2 (OMS)
Dioxyde de soufre			<ul style="list-style-type: none"> VG = 50 µg/m³ (OMS, 1999) 			
Particules			<ul style="list-style-type: none"> VL : 40 µg/m³ PM₁₀ 			

* Règlement CE N° 221/2002 de la Commission du 6 février 2002 modifiant le règlement CE n°466/2001 portant fixation des teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires.

** Règlement CE N° 2375/2001 de la Commission du 29 novembre 2001 modifiant le règlement CE n°466/2001 portant fixation des teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires.

Classifications internationales des substances vis à vis du risque cancérigène

Classification de l'Union Européenne :

Première catégorie : substances que l'on sait être cancérigènes pour l'homme. On dispose de suffisamment d'éléments pour établir l'existence d'une relation de cause à effet entre l'exposition de l'homme à de telles substances et l'apparition d'un cancer.

Deuxième catégorie : substances devant être assimilées à des substances cancérigènes pour l'homme. On dispose de suffisamment d'éléments pour justifier une forte présomption que l'exposition de l'homme à de telles substances peut provoquer un cancer. Cette présomption est généralement fondée, 1) sur des études appropriées à long terme sur l'animal, 2) sur d'autres informations appropriées.

Troisième catégorie : substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets cancérigènes possibles mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent pas une évaluation satisfaisante. Il existe des informations issues d'études adéquates sur les animaux, mais elles sont insuffisantes pour classer la substance dans la deuxième catégorie.

Classification du Centre International de Recherche sur le Cancer

Groupe 1 : l'agent (ou le mélange) est cancérigène pour l'homme.

Groupe 2A : l'agent (ou le mélange) est probablement cancérigène pour l'homme. Il existe des indices limités de cancérogénicité chez l'homme et des indices suffisants de cancérogénicité pour l'animal de laboratoire.

Groupe 2B : l'agent (ou le mélange) pourrait être cancérigène pour l'homme.

Groupe 3 : l'agent (ou le mélange) ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme.

Groupe 4 : l'agent (ou le mélange) n'est probablement pas cancérigène pour l'homme.

Classification de l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (US-EPA) :

Classe A : substance cancérigène pour l'homme.

Classe B1 : substance probablement cancérigène pour l'homme. Des données limitées chez l'homme sont disponibles.

Classe B2 : substance probablement cancérigène pour l'homme. Il existe des preuves suffisantes chez l'animal et des preuves non adéquates ou pas de preuve chez l'homme.

Classe C : cancérigène possible pour l'homme.

Classe D : substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme.

Classe E : substance pour laquelle il existe des preuves de non cancérogénicité pour l'homme.

Dangers associés aux principaux polluants émis par l'incinération

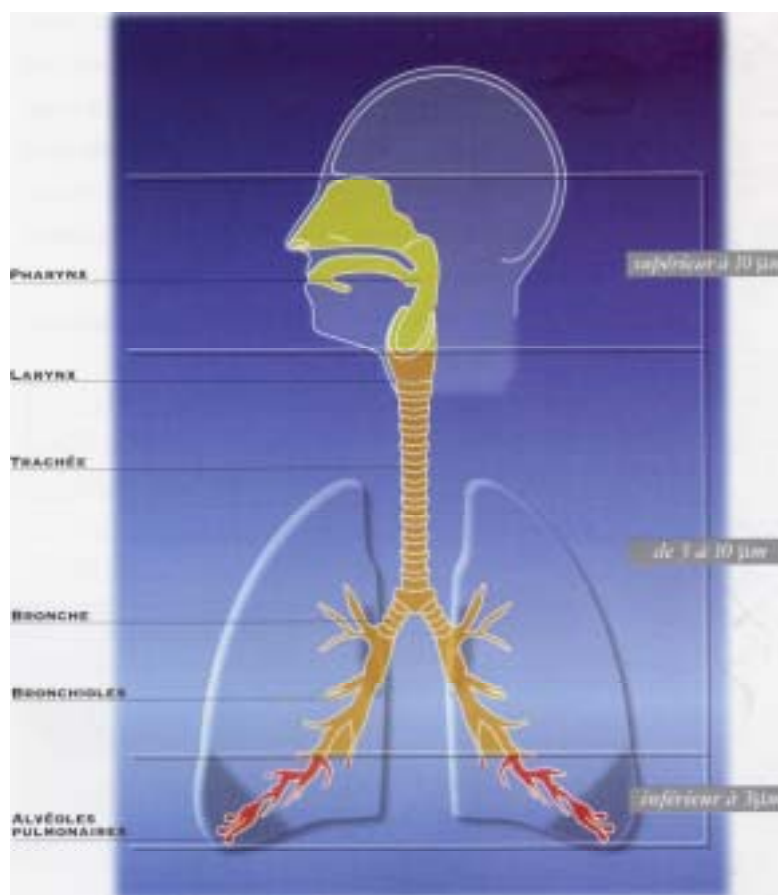
Les particules

Les particules en suspension constituent un ensemble très hétérogène dont la qualité – composition chimique et granulométrique – est très variable d'une source à l'autre. Les méthodes employées pour caractériser la composante particulaire de l'atmosphère est différente d'un pays à l'autre (indice de fumée noire, sulfates particulaires, méthodes gravimétriques ou radiométriques). Les prélèvements effectués pour la caractérisation des particules peuvent aussi être divers. Ils peuvent concerner les particules totales (TSP) ou des fractions granulométriques plus fines telles que les particules dont le diamètre médian est inférieur à 13 μm (PM_{13}) mesurées en Île-de-France durant dix ans (1987-1997), à 10 μm (PM_{10}) mesurées en Île-de-France depuis 1997 ou à 2,5 μm ($\text{PM}_{2,5}$) mesurées en Île-de-France depuis 1999. Au niveau international, un consensus s'établit pour proposer une coupure à la fraction « thoracique » des particules inhalables. Ce choix se justifie du fait que la nocivité des particules dépend de leur granulométrie puisque les plus fines sont capables d'atteindre les voies respiratoires les plus profondes et même d'entrer dans la circulation sanguine. Or, les systèmes de dépoussiérage performants qui équipent les usines d'incinération ne laissent passer que les poussières très fines (< à 10 μm) [SFSP, 1999].

Impact sanitaire des particules

D'un point de vue biologique et sanitaire, les particules ultra-fines sont sans doute les plus préoccupantes du fait que leur petite taille leur confère une aptitude particulière à pénétrer profondément dans l'arbre respiratoire (figure...). Des effets à court terme sur les appareils respiratoire et circulatoire ont été mis en évidence lors d'études expérimentales récentes : modifications du rythme cardiaque (exposition contrôlée de chiens, Godleski et al. 2000), de la

Appareil respiratoire et pénétration des particules



Source : La pollution de l'air, APPA, 1998

thrombose (exposition contrôlée de hamsters, Nemmar et al. 2002), vasoconstriction (exposition humaine contrôlée aux particules associées à l'ozone, Brook et al. 2002), inflammation de l'appareil respiratoire (exposition contrôlée de rats aux particules associées à l'ozone, Cassee et al. 2002).

De nombreuses études épidémiologiques révèlent une relation entre l'exposition aux particules et la morbidité respiratoire mais aussi avec la mortalité quotidienne totale, pour cause respiratoire et cardiovasculaire (Dockery 2001). De tels liens sont par exemple retrouvés dans des études menées en Europe (Katsouyanni et al. 2001, Atkinson et al. 2001, Le Tertre et al. 2002), en Nouvelle-Zélande (McGowan et al. 2002) et en Amérique du Nord (Daniels et al. 2000).

A plus long terme (plusieurs années d'exposition) les études sont plus rares. Certaines suggèrent cependant une association entre une exposition à des teneurs relativement modérées de particules et une augmentation de la morbidité cardiorespiratoire et par cancer du poumon. (Dockery, 1993 et Pope 1995).

les dérivés halogénés polycycliques (dioxines furannes et PCB)

On regroupe sous cette appellation, des milliers de composés organiques dont la structure est voisine. Les principales sont donc les polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD), les polychlorodibenzofuranes (PCDF) et les PCB. Il existe 75 PCDD et 135 PCDF. Sur ces 210 molécules, 17 présentent une toxicité avérée (7 PCDD et 10 PCDF) et sur ces 17, la plus toxique est la Tétrachloro-2,3,7,8 dibenzo-*para*-dioxine.

Dans les milieux, les différentes molécules toxiques sont en mélange et chacune d'entre elles ne représente pas la même toxicité. Afin de déterminer la charge toxique d'un mélange, un indicateur a été développé au niveau international, c'est « l'équivalent toxique » ou TEQ. Sa construction est la suivante. En premier lieu, il est estimé pour chacun des congénères un coefficient de toxicité, le TEF (Toxicity Equivalence Factor). Celui-ci a été développé à partir de 1977 et représente une fraction de la toxicité de la molécule de référence, la Tétrachloro-2,3,7,8 dibenzo-*para*-dioxine, appelée également dioxine de SEVESO à laquelle est attribuée la valeur 1.

TEF (Toxicity Equivalence Factor) définis par l'OMS pour les Hommes et les mammifères

Congénère	TEF
Dioxines	
2,3,7,8-TCDD (Seveso)	1
1,2,3,7,8-PentaCDD	1
1,2,3,4,7,8-HexaCDD	0,1
1,2,3,6,7,8- HexaCDD	0,1
1,2,3,7,8,9- HexaCDD	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	0,01
OctoCDD	0,0001
Furannes	
2,3,7,8-TetraCDF	0,1
1,2,3,7,8-PentaCDF	0,05
2,3,4,7,8-PentaCDF	0,5
1,2,3,4,7,8-HexaCDF	0,1
1,2,3,6,7,8-HexaCDF	0,1
1,2,3,7,8,9-HexaCDF	0,1
2,3,4,6,7,8-HexaCDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	0,01
111,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF	0,01
OctaCDF	0,0001
PCB	
3,4,4',5-TetraCB (81)	0,0001
3,3',4,4'-TetraCB (77)	0,0001
3,3',4,4',5-PentaCB (126)	0,1
3,3',4,4',5,5'-HexaCB (169)	0,01
2,3,3',4,4'-PentaCB (105)	0,0001
2,3,4,4',5-PentaCB (114)	0,0005
2,3',4,4',5-PentaCB (118)	0,0001
2,3,4,4',5-PentaCB (123)	0,0001
2,3,3',4,4',5-HexaCB (156)	0,0005
2,3,3',4,4',5-HexaCB (157)	0,0005
2,3',4,4',5,5'-HexaCB (167)	0,00001
2,3,3',4,4',5,5'-HeptaCB (189)	0,0001

Source: Martin Van den Berg, 1998

Ainsi, le TEF se définit de la façon suivante [INSERM, 2000] :

$$\text{TEF} = \frac{\text{potentialité toxique d'un composé individuel}}{\text{Potentialité toxique de la 2,3,7,8 PCDD}}$$

Les TEF varient de 0,001 à 1. Le coefficient 1 correspond à la plus forte toxicité (dioxine de Seveso).

En 1978, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a réévalué les TEF en ajoutant 12 PCB nommés PCB « dioxin-like ».

En second lieu, on définit, grâce aux coefficients, des quantités d'équivalent toxiques (TEQ : Toxic Equivalent Quantity). Elles sont calculées en faisant la somme des quantités des 17 composés contenus dans le mélange multipliées par leurs coefficients de toxicité respectifs.

Impact sanitaire

Les dioxines et les furannes sont solubles dans les matières grasses. Ils peuvent donc s'accumuler dans les tissus des organismes vivants, y compris les humains (notamment dans les graisses et le lait).

La chloracné ou acné chlorique qui est une affection dermatologique est l'effet le plus souvent observé en milieu professionnel mais aussi à Seveso chez les personnes situées dans la zone la plus fortement atteinte. Les autres effets comprennent des modifications sensorielles, des nausées, des céphalées, une perte de l'ouïe, des troubles du sommeil, une fatigue...

Effet cancérigène

Les nombreuses études épidémiologiques menées dans ce domaine ont essentiellement concerné des populations exposées à des niveaux de dioxines très élevés que ce soit accidentellement (Bernard, 2002 ; Bertazzi, 2001) ou professionnellement (fabrication de pesticides) (Becher, 1998 ; Steenland, 2001 ; Lynge, 1998).

Les vétérans de la guerre du Viêt Nam ayant été exposé à « l'agent orange », un mélange utilisé comme défoliant et contaminé par les dioxines ont également fait l'objet de nombreuses études (Akhtar, 2004 ; Kramárová, 1998).

Enfin des études épidémiologiques ont aussi porté sur les population vivant à proximité d'incinérateurs de déchets ménagers (Menese, 2004 ; Ma, 2002 ; Domingo, 2002 ; Viel, 2000 ; Zmirou, 1984).

Dans la majorité des études, des excès de risque sont observés pour tous cancers confondus (INSERM, 2000). Un accroissement de certains type de cancers (foie, brocho-pulmonaire, le sarcome des tissus mous et les lymphomes non hodgkinien) est cependant plus souvent retrouvé.

La Tétrachloro-2,3,7,8 dibenzo-*para*-dioxine est classée "cancérogène certain" par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) depuis 1997 (voir annexe 1).

Cependant, il convient de préciser que les résultats des études ne sont pas tous concordants et que leur interprétation est rendue difficile par l'intervention de nombreux autres facteurs. Par exemple, pour les professionnels, ces derniers ne sont pas exposés uniquement aux dioxines mais à d'autres produits chimiques pouvant être également responsables de la survenue de cancer. De plus les augmentations de risque trouvées sont en général faibles, de l'ordre de 1,4, c'est-à-dire qu'une personne subissant une forte exposition (dans ces études, les niveaux d'exposition sont de 100 à 1 000 fois plus élevés que pour la population générale) voit sa probabilité d'avoir un cancer augmentée de 40%.

Concernant les autres formes de dioxines, elles sont toutes classées dans le groupe 3 du CIRC (substances inclassables pour ce qui concerne leur cancérogénicité).

Au niveau international, deux approches existent pour estimer le risque des dioxines en fonction de leur dose.

Pour l'OMS, les substances ne sont pas des cancérogènes complets c'est-à-dire génotoxiques mais des promoteurs. Cela signifie qu'elles favorisent le développement de cancers. Les dioxines et furannes n'ont donc pas une action directe mais, en favorisant la multiplication cellulaire, elles contribuent à accélérer l'action d'autres substances cancérigènes.

Partant de ce principe, l'OMS considère donc qu'il existe un seuil en dessous duquel la population générale et notamment les individus sensibles sont protégés. Ce seuil est déterminé à partir de résultats obtenus lors d'études expérimentales auxquels sont appliqués des facteurs de sécurité pour être appliquée à l'Homme. Ces facteurs de sécurité entraînent en générale la division par 1 000 de la dose obtenue en expérimentation animale.

L'Agence américaine de protection de l'Environnement (EPA) adopte une démarche contraire qui a des conséquences non négligeables en terme d'estimation du risque puisqu'elle considère que les Hydrocarbures aromatiques polycycliques chlorés (HAPC) sont des cancérogènes

complets c'est-à-dire qu'ils agissent en tant qu'initiateur et donc provoquent l'apparition de cancers. Par conséquent l'action des substances est sans seuil. L'EPA détermine donc un excès de risque unitaire (ERU) pour les dioxines.

Effets sur la reproduction et le développement

Expérimentalement, les HAPC ont un effet important sur le cycle de reproduction des animaux et le développement (Hamm, 2003 ; INSERM, 2000 ; Yoon, 2000). Cela se manifeste par exemple par des malformations telles que des fentes palatines. Elles sont aussi foetotoxiques et entraînent des fausses couches plus nombreuses.

Cette exposition entraîne aussi une modification de la proportion entre fille et garçon à la naissance (davantage de naissance de filles).

Les études épidémiologiques montrent des résultats parfois non concordants et sont donc sujets à discussion. Comme dans le cas des cancers, de nombreux problèmes d'ordre méthodologique apparaissent (expositions de la population à des polluants multiples, doses d'exposition faible, manifestations pathologiques non spécifiques aux dioxines et donc causalité difficile à démontrer).

Les résultats indiquent des relations positives pour des populations exposées à des niveaux de HAPC élevés liés à l'activité professionnelle (Dimich-Ward, 1996) ou à une contamination importante de l'environnement et de la chaîne alimentaire suite à une activité industrielle (Revich, 2001 ; Rylander, 2000). Dans ces études, les auteurs observent des taux plus élevés d'avortements spontanés et d'accouchements prématurés pour les populations fortement exposées (Revich, 2001). Une association avec un poids à la naissance plus faible est rarement retrouvée (Revich, 2001 ; Dimich-Ward, 1996) au contraire de Rylander (2000) qui montre dans une étude suédoise ce type d'effet même si c'est l'exposition aux POPs en général qui était considérée.

L'étude de Dimich-Ward (1996) montre des risques plus élevés de développer des anomalies congénitales pour les descendants des travailleurs d'une scierie où le bois était traité au chlorophényl. Cordier et al. (2004) ne mettent pas en évidence d'effets sur les anomalies congénitales « en général » chez des populations vivant alentours de centres d'incinération d'ordures ménagères. En revanche, une relation significative est retrouvée pour les becs de lièvre et les dysplasies rénales.

Concernant la diminution de la fertilité, les risques mis en évidence sont très faibles et d'autres facteurs non pris en compte pourraient intervenir dans la relation (Heacock, 1998).

Enfin, concernant les effets sur le développement, plusieurs études ont été menées chez des nourrissons et en milieu scolaire (Vreugdenhil, 2004 et 2003 ; Koopman-Esseboom, 1996). Les résultats indiquent un effet des PCB et dioxines sur le développement des nourrissons. Mais l'âge joue un rôle important et, à partir de 18 mois, il semble que les PCB et les dioxines n'aient aucune influence. L'allaitement, et donc la possibilité du transfert de dioxines vers le nourrisson, est aussi un facteur associé à un moindre développement intellectuel.

Plomb, mercure et cadmium

Le plomb, le cadmium et le mercure ont une toxicité pour l'homme reconnue. Ils sont mal éliminés par notre organisme et ont un effet cumulatif. Des effets nocifs sur la santé peuvent donc survenir plusieurs années après le début de l'exposition.

Après avoir été absorbés, ils sont distribués dans le corps par la voie sanguine. Certains organes comme le foie et le rein sont, de par leur forte irrigation sanguine et leur bonne perméabilité, des sites d'accumulation et de concentration. Les os et les dents sont également des sites de stockage. Certains composés métalliques comme le méthylmercure ont la capacité de traverser la barrière hémato-encéphalique, filtre chargé de protéger le cerveau des toxines que transporte le sang. Le système nerveux devient alors un organe cible de concentration de ces composés toxiques. Cette barrière hémato-encéphalique n'est pas complètement développée à la naissance. C'est pourquoi les nouveau-nés et les enfants sont des populations plus à risque.

Le plomb

Les sources d'exposition au plomb sont multiples : air, eau, sol et alimentation. Pour les adultes, l'eau et les aliments fournissent l'essentiel des apports alors que pour les enfants, l'ingestion de poussières et sols contenant du plomb sont aussi une source importante. Le plomb ingéré est transporté dans l'organisme par le sang. Il se diffuse alors dans de nombreux organes : cerveau, foie, poumon, rate, reins et moelle osseuse et dans les os.

Les cancers

La dangerosité du plomb vis-à-vis des cancers n'est pas clairement démontrée. Le CIRC le classe dans le groupe 2B c'est-à-dire « potentiellement cancérigène pour l'homme ».

Impact sur le système nerveux central

L'effet du plomb (pour des plombémies supérieures à 300µg/l) sur le système nerveux central est largement documenté. Les enfants sont particulièrement sensibles et on observe chez eux un effet du plomb sur le développement cérébral et les fonctions cognitives (INSERM, 1999). Cela se traduit notamment par une moindre dextérité motrice, une diminution des performances intellectuelles et une difficulté accrue pour l'apprentissage.

Effets sur la reproduction et le développement

Une analyse de la littérature réalisée par l'ATSDR indique une relation entre une exposition à des niveaux élevés de plomb et des effets néfastes sur les fonctions reproductives de l'homme et de la femme. Pour l'homme, l'exposition prolongée à des concentrations élevées de plomb (400µg/l et plus) entraîne une réduction de la production de spermatozoïdes (ATSDR, 2000 ; Apostoli, 2000). De tels effets ont surtout été étudiés soit en milieu professionnel (Bonde, 2000 ; Apostoli, 2000), soit chez des personnes vivant dans des zones fortement polluées. La baisse de fertilité des hommes est aussi évaluée par le temps nécessaire à une femme pour être enceinte. Les résultats de ces études ne plaident pas en faveur du rôle du plomb dans la réduction de la fertilité masculine (Sallmen, 1995 et 2000 ; Joffe, 2003)

Concernant la population générale exposée à des niveaux faibles de plomb, les connaissances sont peu nombreuses.

L'exposition au plomb est également associée, dans certaines études, à une augmentation des naissances prématurées, à une altération du poids à la naissance et de la croissance des nouveau-nés (Sanin, 2001) Ces associations sont observées pour des expositions importantes et pendant plusieurs années (supérieures à 5 ans) (Shao Lin, 1998 ; Min, 1996).

Saturnisme

La quantité de plomb non éliminée par l'organisme peut provoquer une intoxication (aiguë ou chronique) appelée saturnisme. Le saturnisme aigu est rare mais peut se produire dans le cas d'une intoxication accidentelle. Les symptômes sont une violente douleur intestinale avec constipation et des troubles neuropsychiques. Les symptômes liés au saturnisme chronique sont

nombreux et il n'existe pas réellement de signes spécifiques. Pour évaluer le degré d'intoxication, il faut donc recourir à des marqueurs biologiques : la plombémie, indice de la quantité de plomb dans le sang et la plomburie, indice de la quantité de plomb rejetée dans les urines.

Dans la population française, le taux moyen de plomb dans le sang est d'environ 65 µg/l.

En Île-de-France, en 1997, la plombémie moyenne de la population était de 46 µg/l et de 40 µg/l. pour les enfants [SENAT].

Les premiers effets du plomb apparaissent à partir d'une plombémie de 100 µg/l chez l'enfant et 150 µg/l chez l'adulte.

A partir de 100 µg de plomb par litre de sang, on observe chez les enfants, jusqu'à un âge scolaire, des troubles du développement psychomoteur ou intellectuel et du comportement (hyperactivité, inattention, impulsivité). Pour des plombémies supérieures à 200 µg/l, des effets cardio-vasculaires (augmentation de la tension artérielle) apparaissent. Au-delà de 300 µg/l il s'agit d'atteintes du système nerveux central et d'une diminution de la vitesse de conduction nerveuse. Des effets hématologiques caractérisés par une anémie surviennent à partir d'une plombémie supérieure à 400 µg/l. A partir de 500 µg/L l'appareil digestif subi des atteintes avec des douleurs abdominales, constipation, anorexies et parfois des vomissements. Pour des plombémies supérieures à 700 µg/l (et jamais en dessous), on peut observer chez l'enfant une encéphalopathie convulsivante pouvant aller jusqu'au coma et au décès. Enfin pour des niveaux très importants, supérieurs à 1200 µg/l, des effets sur le système nerveux périphérique avec paralysies (très rares) peuvent apparaître.

En France, le dépistage du saturnisme infantile est recommandé chez les enfants entre 6 mois et 6 ans vivant dans des habitats anciens, ayant des proches exposés professionnellement ou pour leurs loisirs, vivant à proximité d'entreprises sources ou vivant dans des zones alimentées par des eaux acides.

Au-delà de 0,1 mg/l et selon la valeur de la plombémie, des procédures d'enquête environnementale, de diagnostic et de traitement sont recommandés.

Le mercure

Impact sanitaire

Le mercure est un élément dont la toxicité est variable suivant sa forme chimique :

- mercure élémentaire Hg⁰,
- mercure minéral ou inorganique
- mercure organique dont le méthylmercure

Le méthylmercure est très toxique et agit essentiellement sur le système nerveux (troubles sensoriels, troubles nerveux). Chez la femme enceinte, il passe la barrière placentaire et entre dans le système circulatoire du fœtus. Pour la population générale, la concentration moyenne de mercure dans le sang est de 3 µg/l (Miquel). Les risques commenceraient à partir de 10 ou 20 µg/L. L'exposition au mercure repose en grande partie sur l'alimentation et sur les produits de la mer en particulier (Jarup, 2003). Des accidents se sont produits dans différents pays : au Japon où 20 000 personnes vivant autour de la baie de Minamata ont été contaminées entre 1956 et 1967 par du mercure organique concentré dans les poissons et coquillages pêchés sur place, en Iraq (1971-1972) par la consommation de semences contaminées sous forme de pain, au Ghana, dans les îles Seychelles (Myers, 1997) et dans les îles Faroe (Rice, 2000) (Tchounwou, 2003).

Les cancers

Le méthylmercure est classé dans le groupe 2B (cancérogène possible pour l'homme) par le CIRC.

Le mercure métallique et les composés inorganiques ont été classés dans le groupe 3 (non classable quant à sa cancérogénicité pour l'homme).

Impact sur le système nerveux

Le système nerveux est très sensible aux formes de mercure métalliques et organiques (méthylmercure). Les effets d'une inhalation chronique se manifestent par des tremblements de la tête, une défaillance de la coordination musculaire, une irritabilité, des troubles du comportement...

De tels effets ont été observés en milieu professionnel, suite notamment à l'inhalation de mercure métallique (très volatil) et chez des populations exposées à des teneurs importantes de mercure organique suite à la consommation d'aliments contaminés.

L'exposition prénatale (in utero) au méthylmercure a également des effets sur le développement neuro-moteur de l'enfant, et entraîne un retard psychomoteur (Myers, 1997 et 2003).

Effets rénaux

Avec les troubles neurologiques, les troubles rénaux sont le principal effet d'une exposition au mercure. Dans ce cas, c'est le mercure inorganique qui est en cause.

La plupart des données disponibles se rapportent à des études menées soit en milieu professionnel, soit lors d'accidents soit sur des populations localisées en des lieux où la contamination environnementale est importante ou qui ont des comportements (consommation importante de poisson) les conduisant à une ingestion importante de mercure. Les données se rapportant à une exposition de la population générale et à des doses faibles sont lacunaires.

Le cadmium

Impact sanitaire

L'absorption d'une faible quantité de cadmium est suivie de troubles gastro-intestinaux (nausées, vomissements, diarrhées). Ces troubles peuvent, dans les cas sévères, se compliquer d'une déshydratation grave. Le cadmium s'accumule principalement dans les reins. Il ne peut pas franchir la barrière placentaire. Comme pour le mercure, c'est l'alimentation et surtout les fruits de mer qui est la principale source de contamination.

Les reins sont l'organe cible du cadmium et les maladies rénales sont donc un des principaux effets d'une exposition au cadmium. A long terme, elle entraîne l'apparition d'une néphropathie irréversible pouvant évoluer vers une insuffisance rénale. Ces résultats sont observés en milieu professionnel mais aussi pour des expositions environnementales pour des populations vivantes à proximité de sites émetteurs telle que la fabrication de batterie (Hellstrom 2001 ; Jarup 2000). Pour des niveaux d'exposition faibles, les effets rénaux semblent faibles et réversibles (Hotz 1999).

L'atteinte rénale causée par le cadmium permet (par des mécanismes non clairement identifiés) une fuite de calcium et de phosphore par les urines. Les conséquences sont l'apparition

d'atteintes osseuses (ostéoporose, ostéomalacie). Celles-ci furent observées pour la première fois au Japon chez des individus ayant consommés du riz contaminé par le cadmium apporté par des eaux d'irrigation polluées (rivière Jinzu). Les femmes enceintes, qui allaitent ou ménopausées sont beaucoup plus sensibles à ce phénomène.

Les cancers

Le CIRC a classé en 1993 le cadmium comme cancérigène chez l'homme (groupe 1). Des études épidémiologiques menées en milieu professionnel ont notamment montré une augmentation des cancers pulmonaires en relation avec l'inhalation de cadmium (Sorahan, 1997). Une augmentation des cancers de la prostate a également été mise en évidence chez des professionnels bien que pour ce type de cancer, les résultats semblent plus contradictoires (Sorahan, 2004 ; Verougstraete, 2003).

Effets sur la reproduction

Les études épidémiologiques menées sur ce thème n'indiquent pas de relation avec une exposition au cadmium.

Le nickel

Impact sanitaire

Le nickel peut provoquer par contact cutané une réaction allergique (eczéma). Celle-ci a été constatée pour des contacts quotidiens d'objets usuels tels que des bijoux, pièces de monnaies et ustensiles divers. Un contact au sel de nickel peut provoquer une dermatite : la gale du nickel. Lors de l'inhalation de fortes doses et sur de longues périodes, on observe des l'apparition de pathologies respiratoires.

Les cancers

Un risque plus élevé de cancers respiratoires a été constaté chez des ouvriers travaillant dans des usines de production de nickel. Il semble que seuls certains composés soient cancérigènes. Le CIRC a d'ailleurs classé le nickel comme cancérigène possible (groupe 2B) sans pouvoir pour autant dire quelle forme pose un risque. Dans une étude menée chez des ouvriers norvégiens,

quatre formes de nickel ont été étudiées. Les résultats indiquent une relation entre cancer et le nickel sous sa forme hydrosoluble (Grimsrud 2002).

Le rôle causal du nickel dans la survenue de cancers est d'autant plus difficile à identifier que le nickel n'est jamais pur et qu'il contient d'autres composés tels que l'arsenic qui est lui-même cancérigène.

L'arsenic

Impact sanitaire

L'organe cible de l'arsenic est la peau et les principaux effets observés sont une hyper-kératose et hyper-pigmentation. Des atteintes cardiovasculaires ont également été observées fréquemment en milieu professionnel et chez des populations ayant ingérées de l'arsenic présent dans l'eau de boisson (Ng 2003 ; Yu 2002 ; Wu 1989).

cancers

Le rôle de l'arsenic inorganique dans la survenue des cancers pulmonaires et cutanés est bien établi. Le CIRC le classe dans le groupe 1 (cancérigène pour l'homme).

Le chrome

Impact sanitaire

Il existe deux formes du chrome ; Le chrome trivalent et le chrome hexavalent ou chrome VI. En milieu professionnel, on observe un impact d'une exposition aux dérivés de ces deux éléments sur le tractus respiratoire se manifestant notamment par une irritation et des démangeaisons nasales, une diminution de la fonction pulmonaire. Le chrome et ses dérivés (surtout le chrome VI) peuvent avoir un effet sensibilisant et entraîner de l'asthme ou des dermatites. Un contact cutané peut aussi impliquer de l'eczéma sur les points de contact (mains et avant bras).

Le chrome, lorsqu'il est inhalé, entraîne des troubles gastro-intestinaux (crampes, ulcères, gastrites...).

cancers

L'inhalation de chrome est liée à un accroissement des cancers pulmonaires chez des ouvriers. Dans ces études, même si le risque accru semble évident, le ou les composés en cause ne peuvent être identifiés. En revanche, l'accroissement concernant davantage les ouvriers occupant certaines tâches, il est fort probable que ce soit le chrome hexavalent qui soit en cause. Ce dernier est classé comme cancérigène certain par le CIRC (groupe 1).

Manganèse**Généralités**

Le manganèse est un élément essentiel à l'homme. Cependant, à des doses élevées, il induit des effets toxiques.

En milieu professionnel, des troubles psychologiques et neurologiques ont été observés. Pour des populations vivant à proximité d'usines émettrices ou consommant une eau fortement contaminée, des relations entre la concentration de manganèse dans l'air et des troubles respiratoires et neurologique ont été trouvées (Kondakis 1989). Pour des niveaux d'exposition faibles mesurés en milieu professionnel et a fortiori pour la population générale, de tels effets, notamment neurologiques, ne sont pas retrouvés (Myers 2003, Deschamps 2001 ; Vieregge 1995).

Acide chlorhydrique

L'acide chlorhydrique, pour des expositions chroniques, est responsable par inhalation de l'irritation des voies respiratoires.

Le dioxyde de soufre

Le dioxyde de soufre est très soluble dans l'eau, ce qui limite sa pénétration dans les voies respiratoires profondes. Il est en effet absorbé à 85-99% par les muqueuses du nez et du tractus respiratoire supérieur. Une faible fraction peut néanmoins se fixer sur les particules et atteindre les voies respiratoires inférieures.

Pour une exposition à des teneurs très élevées (de l'ordre du mg/m³), la réponse chez l'homme se manifeste en quelques minutes par une diminution de la fonction respiratoire, un accroissement de la résistance des voies aériennes et l'apparition de symptômes tels que la toux et les sifflements.

Pour des niveaux de concentrations plus faibles (teneurs ambiantes), le SO₂ est associé à une augmentation de la morbidité et de la mortalité respiratoire et cardio-vasculaire.

Ces effets sont observés chez des personnes prédisposées telles que les asthmatiques ou souffrant de maladies pulmonaires sous-jacentes.

La modélisation

Il existe de nombreux modèles de dispersion atmosphériques. Ils sont soit stochastiques soit déterministes. Les modèles stochastiques permettent de prédire les concentrations d'un polluant dans une situation particulière. Pour cela, ils utilisent des données sur la qualité de l'air relevées dans une situation particulière et prédisent les concentrations dans un milieu quelconque ayant les mêmes caractéristiques que celui dans lequel les données ont été relevées. Les modèles déterministes établissent pour chaque situation, des chaînes de cause à effet entre des données d'émissions et de la situation météorologique et les concentrations. Il est ainsi possible de modéliser plusieurs scénarios en faisant varier les critères tels que, par exemple, la vitesse du vent.

Dans la pratique, ce sont ces derniers modèles qui sont utilisés. Ils peuvent être regroupés en plusieurs classes.

Ce sont les modèles gaussiens, les modèles eulériens et les modèles lagrangiens.

Les modèles gaussiens sont les plus utilisés. Ils ont été développés pour calculer la dispersion d'un panache à partir d'une source ponctuelle [Hanna, 1982]. Ils sont dérivés de deux modèles, celui de Pasquill et celui de Doury. Ce type de modèle permet de prédire des concentrations au sol de rejets gazeux non réactifs ou de particules solides, pour des distances de 200 mètres à 10 kilomètres de la source. Ce modèle a pour avantage de ne nécessiter que de peu de données d'entrée. En revanche, il a pour inconvénient de ne pas prendre en compte le relief si ce n'est sous la forme d'un coefficient de rugosité au sol qui fera la différence par exemple entre une zone urbanisée ou une zone de plaine. Par ailleurs le modèle Pasquill est plus adapté aux vents forts alors que le modèle de Doury est mieux adapté aux vents faibles.

Dans beaucoup d'études traitant des émissions d'UIOM, c'est le logiciel POLAIR qui est utilisé. Ce logiciel est dérivé du modèle de Doury.

Les différentes méthodes décrites ci-dessus ont pour objectif de déterminer une zone où il est possible d'avoir la connaissance la plus précise possible des niveaux de polluant dans les différents milieux afin d'estimer au mieux l'exposition des personnes résidant dans cette zone.

Unités de masse

Microgramme (μg) = 10^{-6} gramme soit un millionième de gramme

Nanogramme (ng) = 10^{-9} gramme soit un milliardième de gramme

Picogramme (pg) = 10^{-12} gramme soit un millionième de millionième de gramme

Femtogramme (fg) = 10^{-15} gramme soit un milliardième de milliardième de gramme

Sarcome des tissus mous

Axel Le Cesne (Institut Gustave Roussy - Villejuif) 21/07/01

<http://www.france-cancer.org/netscope.php?titre=Sarcome+des+tissus+mous>

Introduction

Les sarcomes des tissus mous (STM) représentent moins de 1% de l'ensemble des tumeurs malignes de l'adulte avec 1000 nouveaux cas environ par an en France. Tous les âges sont concernés avec un sexe ratio équilibré. Il n'existe pas de prédominance géographique ou ethnique.

Les sarcomes des tissus mous sont définis comme les tumeurs malignes développées aux dépens du tissu conjonctif commun extrasquelettique et de ses variétés spécialisées : tissu adipeux, tissu musculaire strié, vaisseaux et système nerveux périphérique. En sont exclus les sarcomes des viscères et des os qui posent des problèmes diagnostiques, thérapeutiques et évolutifs différents, de même que les tumeurs du tissu lymphoïde et du système nerveux central.

Epidémiologie

Facteurs liés à l'hôte

Prédispositions héréditaires

Dans les limites de nos connaissances actuelles, les facteurs héréditaires n'interviennent que dans 1% environ de l'ensemble des sarcomes des tissus mous.

Facteurs environnementaux

Radiations ionisantes

L'incidence des sarcomes des tissus mous, principalement des histio-fibrosarcomes, survenant dans ou en bordure de champs d'irradiation, chez des patients traités pour un cancer du sein, de l'ovaire, du testis, d'un lymphome hodgkinien ou non hodgkinien, est 8 à 50 fois supérieure à celle des sarcomes sporadiques. Le délai médian d'apparition de ce type de sarcome de pronostic sombre est de 8 ans (plus court de 2 à 4 ans chez les patients présentant les prédispositions

héréditaires précitées) et le risque semble proportionnel à la dose de radiothérapie antérieurement reçue .

Le thorotrast (dioxyde de thorium), alpha radio-isotope utilisé comme produit de contraste radiologique dans les années 1950 a été responsable de nombreux cas d'angiosarcomes hépatiques dont le risque individuel pouvait atteindre 30% à 40 ans pour une dose reçue de 20 ml (0,3 Gy/an).

Agents infectieux

Si le risque de développer un sarcome de Kaposi est très élevé dans la population infectée par le virus HIV, d'autres virus comme le herpès-virus 8 et l'Epstein-Barr virus pourraient être impliqués dans la genèse de certains sarcomes (1).

Divers

Le développement de sarcomes des tissus mous a été rapporté sur des lésions traumatiques (chocs, brûlures, ulcères cutanés), en regard de matériel prothétique orthopédique ou d'implants mammaires à base de silicone. Aucune étude rétrospective sérieuse n'est venue confirmer un lien de causalité entre ces différents éléments et la survenue de ces tumeurs mésenchymateuses. Enfin, l'intoxication tabagique n'augmente pas le risque de développer un sarcome (1).

Diagnostic

Localisation

La répartition anatomique des sarcomes des tissus mous est très large pouvant intéresser n'importe quelle partie de l'organisme. Toutefois ils sont plus fréquents dans les masses musculaires des membres, au niveau de la paroi thoracique, du médiastin et du rétropéritoine. Par ordre de fréquence décroissante, ils intéressent : les membres inférieurs (50%), les régions profondes du tronc (médiastin et rétropéritoine) (20%), les membres supérieurs (15%), la paroi du tronc (10%), la tête et le cou (5%). A peu près les trois quarts des sarcomes sont profonds, situés sous l'aponévrose superficielle.

Lymphome non hodgkinien

Agence française de sécurité sanitaire environnementale
<http://www.AFSSE.fr/documents/infodioxines.pdf>

Les lymphomes non hodgkiniens constituent des tumeurs cancéreuses se développant dans les ganglions lymphatiques et parfois dans différents organes (rate, foie, etc.). On les distingue de la maladie de Hodgkin, beaucoup moins fréquente et caractérisée par la présence de certaines cellules anormales dans les ganglions lymphatiques (les cellules de Sternberg).

Se développant à partir d'une catégorie particulière de globules blancs (les lymphocytes, d'où le nom de la maladie), les lymphomes non hodgkiniens présentent deux caractéristiques principales.

La première est de correspondre à un ensemble hétérogène de sous-groupes tumoraux. La classification des lymphomes est complexe, reposant principalement sur l'aspect de la tumeur et sur le type (B ou T) des lymphocytes malades. La connaissance précise du sous-groupe de lymphome est importante car la présentation clinique, le pronostic et la réponse au traitement diffèrent selon ces entités. La seconde caractéristique est d'augmenter en fréquence plus que tout autre cancer humain, dans tous les pays occidentaux et depuis plusieurs décennies (+ 3 à 4 % par an en moyenne). Il y a ainsi eu environ 10.000 nouveaux cas de lymphomes non hodgkiniens en France, pour l'année 2000 [1]. Pour certains, cette augmentation constitue une véritable « épidémie » dont la cause reste énigmatique, mais qui pourrait être d'origine environnementale [2]. Si tel était le cas, pour pouvoir expliquer cette croissance, une telle exposition devrait être largement répandue et associée à un risque faible. La responsabilité potentielle des pesticides, du rayonnement ultra-violet, et des dioxines a été évoquée mais n'est pas encore formellement démontrée [2,3].

On sait cependant que les personnes dont les défenses immunitaires sont affaiblies (après un traitement immunosuppresseur ou lors d'une maladie auto-immune telle que certaines pathologies inflammatoires rhumatologiques) ont un plus fort risque de développer un lymphome non hodgkinien. Certains virus peuvent aussi faciliter l'apparition de cette maladie

(le virus de l'immunodéficience humaine, le virus d'Epstein-Barr et le rétrovirus humain HTLV1).

Le traitement des lymphomes repose essentiellement sur la chimiothérapie mais dans certains cas une intensification thérapeutique (chimiothérapie à très fortes doses ou irradiation de l'ensemble du corps) avec autogreffe de cellules, une radiothérapie, des injections d'interféron ou d'anticorps monoclonaux sont proposés. Le taux de survie à 5 ans s'est considérablement amélioré et dépasse 50 % en France [3].

Sources : 1. Remontet L, Estève J, Bouvier AM et al. Incidence et mortalité par cancer en France de 1978 à 2000. *Rev Epidemiol Santé Publique* 2003;51:3-30. 2. Melbye M, Trichopoulos D. Non-hodgkin's lymphomas. In : *Textbook of cancer epidemiology*, Adami HO, Hunter D, Trichopoulos D, ed. Oxford University Press, New York, 2002, pages 535-555. 3. Carli PM, Maynadié M. Épidémiologie et étiologie des lymphomes non-hodgkiniens. *Rev Prat* 2002;52:945-50. 4. Pour en savoir plus : site Internet du Groupe d'étude des lymphomes de l'adulte : <http://www.gela.org/>