N° 2979
ASSEMBLÉE NATIONALE

CONSTITUTION DU 4 OCTOBRE 1958
ONZIÈME LÉGISLATURE

Enregistré à la Présidence de l'Assemblée nationale
le 6 avril 2001

N° 261
SÉNAT

SESSION ORDINAIRE DE 2000-2001

Annexe au procès-verbal de la séance du
5 avril 2001

OFFICE PARLEMENTAIRE D'ÉVALUATION DES CHOIX SCIENTIFIQUES ET TECHNOLOGIQUES

RAPPORT

sur

LES EFFETS DES MÉTAUX LOURDS SUR L'ENVIRONNEMENT ET LA SANTÉ,

par

M. Gérard MIQUEL,
Sénateur.

Déposé sur le Bureau de l'Assemblée nationale
par M. Jean-Yves LE DÉAUT
Vice-Président de l'Office.

Déposé sur le Bureau du Sénat
par M. Henri REVOL
Président de l'Office.

Environnement, santé, métaux lourds, mercure, plomb, cadmium, amalgames dentaires, composites, recyclage, boues, plombs de chasse, saturnisme, orpaillage.

S O M M A I R E

Pages

INTRODUCTION **8**

PREMIÈRE PARTIE : L'AMALGAME DENTAIRE **10**

I. LE MERCURE **11**

A. QUELQUES RAPPELS ÉLÉMENTAIRES 11
1. Les caractéristiques du mercure *11*
2. Les formes du mercure *11*
3. la toxicité du mercure *12*

B. LA RÉGLEMENTATION 14
1. Présentation générale *14*
2. Les réglementations nationales *15*
3. Le droit communautaire *17*
4. Les accords internationaux *19*
5. Commentaire général sur ces accords *21*

II. LE MERCURE DANS L'AMALGAME DENTAIRE. LES ASPECTS DE SANTÉ PUBLIQUE **22**

A. PRÉSENTATION 22
1. L'amalgame dentaire *22*
2. L'utilisation de l'amalgame dentaire *24*
3. La contestation de l'amalgame dentaire *27*

B. LES REJETS MERCURIELS LIÉS AUX AMALGAMES 31
1. La difficile mesure des rejets mercuriels *31*
2. Les résultats *34*
3. Discussion critique *39*

C. LES EFFETS DE L'AMALGAME DENTAIRE 44
1. Les réactions locales *44*
2. Les troubles et maladies graves *47*
3. Les conséquences générales sur la santé *48*
4. Les « groupes à risques » *51*

D. LES POSSIBILITÉS DE SUBSTITUTION 58
1. Les matériaux de substitution *58*
2. Les avantages du composite *59*
3. Les inconvénients du composite *63*

III. LES ASPECTS ENVIRONNEMENTAUX DU MERCURE DENTAIRE **69**

A. DE LA LOGIQUE SANTÉ PUBLIQUE A LA LOGIQUE ENVIRONNEMENTALE 69
1. Deux logiques complémentaires *69*
2. Les conditions de passage de la logique santé publique à la logique environnementale .. *70*

B. QUE DEVIENNENT LES REJETS MERCURIELS ? 71
1. Les déchets mercuriels *72*
2. Les nouvelles dispositions *75*

C. QUE DEVIENNENT LES AMALGAMES ANCIENS ? 78
1. Le mercure et la crémation *79*
2. Le risque mercuriel lié aux amalgames dentaires *82*

IV. RECOMMANDATIONS 84

A. RAPPEL DES RECOMMANDATIONS « OFFICIELLES » 84
1. Les recommandations officielles *84*
2. Les critiques des recommandations officielles *85*

B. LES RECOMMANDATIONS COMPLÉMENTAIRES DE L'OFFICE 86
1. Recommandations aux patients *86*
2. Recommandations aux praticiens *89*
3. Recommandations aux pouvoirs publics *92*

DEUXIÈME PARTIE : LES CONSÉQUENCES DES MÉTAUX LOURDS SUR L'ENVIRONNEMENT 94

I. SOURCES ET CARACTÉRISTIQUES DES MÉTAUX LOURDS 94

A. LES « MÉTAUX LOURDS » 94
1. Caractéristiques *94*
2. Plomb, cadmium, mercure *98*
3. Données complémentaires sur le mercure *100*

B. LES SOURCES D'ÉMISSION 102
1. Les sources naturelles *102*
2. Les sources anthropiques *105*

II. LES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DES MÉTAUX LOURDS 106

A. PANORAMA 106
1. Mesure générale *106*
2. Les difficultés de mesures *108*
3. Eléments de réglementation *110*

B. LA LIMITATION DES MÉTAUX LOURDS DANS LES PROCÉDÉS DE PRODUCTION : LE MERCURE DANS L'INDUSTRIE DU CHLORE 111
1. La diminution du mercure dans l'industrie du chlore *111*
2. Discussion critique *113*

C. L'INTERDICTION DU PLOMB DANS LES TRANSPORTS : LE PLOMB DANS L'ESSENCE 115
1. Le plomb dans l'essence *115*
2. Les conséquences de l'interdiction *117*

D. LES ÉMISSIONS INDUSTRIELLES 121
1. Le plomb *122*
2. Le cadmium *126*
3. Le mercure *128*

4. Les autres métaux *131*

III. LES REJETS DES MÉTAUX LOURDS DANS L'EAU 131

A. PRÉSENTATION GÉNÉRALE 131
1. L'eau et les métaux lourds *131*
2. Les difficultés d'analyse *132*

B. MESURES 134
1. Indicateurs sur la pollution des fleuves *134*
2. Les sédiments de dragage *140*
3. Les rejets dans les canalisations *142*
4. Les limites de l'auto contrôle *144*

IV. LES MÉTAUX LOURDS DANS LES SOLS 146

A. LES SOURCES DE CONTAMINATION 146
1. Le fond pédogéochimique *146*
2. Les sources anthropiques *148*

B. L'ACTION PUBLIQUE 151
1. Le cadre légal et réglementaire *151*
2. L'approche par l'analyse du risque *152*
3. La connaissance des sites pollués : le travail d'inventaire *154*
4. La réhabilitation des sites *158*

C. ANALYSE DES TRANSFERTS 160
1. Les métaux lourds, le sol et l'eau *161*
2. Les métaux lourds et le sol *168*
3. Les métaux lourds et les plantes *170*

D. LES DÉCHETS DISPERSÉS : L'EXEMPLE DES PLOMBS DE CHASSE 172
1. Le plomb et la chasse au gibier d'eau *173*
2. Les effets sur la santé des animaux *174*
3. Les munitions alternatives *175*
4. Perspectives *176*

V. LES MÉTAUX LOURDS ET LES DÉCHETS 178

A. LES DÉCHETS DE MÉTAUX LOURDS 178
1. La diminution de la ressource *178*
2. La naissance d'une problématique spécifique aux déchets de métaux lourds *181*
3. De nouvelles difficultés pour les collectivités locales *183*
4. Les déchets ménagers : les piles *186*
5. Les instruments de mesure *192*

B. LES MÉTAUX LOURDS DANS LES DÉCHETS 193
1. La présence de métaux lourds dans les déchets *193*
2. Le traitement des métaux lourds dans les déchets *195*

C. LE RECYCLAGE DES MÉTAUX LOURDS 201
1. Le recyclage des batteries au plomb *202*
2. Le secteur des piles, batteries et accumulateurs au nickel cadmium *206*
3. Les lampes : tubes fluorescents et lampes à décharge *209*

D. LES MÉTAUX LOURDS ET LES BOUES D'ÉPURATION 212
1. Présentation..... 212
2. Les difficultés d'épandage 218
3. Interrogations pour l'avenir 225

TROISIÈME PARTIE : LES CONSÉQUENCES DES MÉTAUX LOURDS SUR LA SANTÉ HUMAINE 230

I. LA TOXICITÉ DES MÉTAUX LOURDS..... 230

A. LA TOXICITÉ DU MERCURE..... 230
1. Une toxicité parfaitement établie 230
2. Une toxicité qui n'est pas uniforme..... 232
3. Quelles sont les voies d'intoxication ? 233

B. LA TOXICITÉ DU PLOMB 235
1. Les voies d'exposition 235
2. La distribution du plomb dans l'organisme humain..... 236
3. Les principaux effets toxiques du plomb pour l'homme 237

C. LA TOXICITÉ DU CADMIUM 238

D. LA RELATION DOSE RÉPONSE 240

II. L'ÉVALUATION DES RISQUES 242

A. LES VALEURS DE RÉFÉRENCE 242
1. Les indicateurs usuels 242
2. Les modes d'évaluation 243
3. De la recommandation à la réglementation 245
4. Les contrôles..... 249
5. De la norme à la connaissance des individus à risques 252

III. L'EXPOSITION ALIMENTAIRE 254

A. PRÉSENTATION GÉNÉRALE..... 254
1. La contamination des aliments..... 256
2. L'exposition alimentaire..... 258

B. LES ALIMENTS DU MILIEU AQUATIQUE 263
1. La bioaccumulation des métaux lourds..... 263
2. Les métaux lourds et les poissons..... 266
3. Les métaux lourds et les coquillages 272

IV. LES MÉTAUX LOURDS ET LES LIEUX DE VIE..... 279

A. APERÇU GÉNÉRAL..... 279
1. Surveillance générale de la population 279
2. Facteurs particuliers d'expositions 285

B. L'HABITAT 289
1. Le risque d'intoxication 289
2. Le dépistage 294
3. Pistes de réflexion 296

C. LE PLOMB DANS L'EAU 302
1. Situation 302
2. Discussion critique (1) : le débat scientifique 305
3. Discussion critique (2) le bilan coût-avantages 308

D. LES MÉTAUX LOURDS ET LES PRODUITS DE SANTÉ 311
1. Les thermomètres 311
2. Le mercure dans les médicaments et les vaccins 314

V. LE MERCURE EN GUYANE 319
1. Les sources de contamination 320
2. Les voies de contamination 322
3. Quelques résultats 324
4. Discussion critique 329

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 336

ANNEXES 346

INTRODUCTION

L'histoire des métaux lourds n'a pas été écrite. Et pourtant, ils paraissent étroitement liés à la civilisation. L'or, l'argent, le cuivre ont permis de fabriquer les premières pièces de monnaie. Sans métaux lourds, il n'y aurait pas eu de distribution d'eau potable à Rome par les canalisations en plomb. Ni peintures, car les peintures anciennes ont résisté au temps grâce aux métaux incorporés aux pigments (le « jaune de Naples », à base de plomb, le « vermillon de mercure »...), ni vitraux dans les cathédrales, ni miroirs, étamés d'un amalgame d'étain et de mercure... L'homme a utilisé les métaux lourds et continue à les utiliser. Parfois avec excès, souvent avec inconscience. Ou pire, en toute conscience. Si les métaux lourds ont fait la civilisation, ils peuvent aussi la défaire. Car les métaux lourds sont aussi des toxiques puissants.

Ce rapport fait suite à une saisine du président de la Commission des affaires culturelles, familiales et sociales de l'Assemblée nationale portant sur *« les dangers pour la santé des personnes des amalgames dentaires à base de mercure »*. Compte tenu de la technicité du sujet, la saisine de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques - OPECST- a été préférée à la création d'une commission d'enquête, formule demandée par M. André ASCHIERI, mais inadaptée au cas d'espèce. L'Office a bien voulu suivre la suggestion de votre rapporteur d'étendre l'étude aux « effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé».

Ce rapport s'inscrit aussi dans une logique. Depuis plusieurs années déjà, l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques s'intéresse aux problèmes de l'environnement et de la santé : amiante, déchets ménagers, organismes génétiquement modifiés, encéphalopathie spongiforme bovine, ont fait l'objet de plusieurs rapports et auditions de l'Office. Ces travaux ont été salués par les responsables politiques et les médias pour leur rigueur et leur intérêt pédagogique, particulièrement sur des sujets controversés. L'amalgame dentaire, et d'une façon générale, l'incidence des métaux lourds sur l'environnement et la santé, font partie de ceux-là.

Un rapport de l'Office s'adresse principalement à trois publics:

- au grand public. Un rapport de l'Office est une présentation pédagogique, globale et équilibrée d'un sujet qui permet au curieux, au citoyen, d'avoir un aperçu relativement complet d'un sujet complexe. Près de cent experts, scientifiques, industriels ont été auditionnés. En mettant à la portée du grand public des informations techniques et scientifiques sur les métaux lourds, il constitue un élément du débat citoyen.

- aux scientifiques. Un rapport de l'Office peut être en second lieu un élément de réflexion des scientifiques en leur permettant d'aborder des sujets connexes à leur domaine de compétence, d'ouvrir quelques pistes de recherche, et, surtout, de les mettre en contact avec des problèmes de société.

- aux responsables politiques. Un rapport d'évaluation se veut aussi une aide à la décision. Soit en posant des problématiques, soit en formulant des propositions.

La santé n'est plus, depuis longtemps, une affaire réservée aux professionnels, et l'environnement, fort heureusement, cesse d'être une préoccupation réservée aux seuls militants. Le lien entre environnement et santé est désormais noué, et est au centre du débat politique quotidien. Ce sera vraisemblablement le cas pour le siècle en cours.

C'est dans ce nouveau contexte qu'intervient ce rapport. Il a été rédigé dans le même souci d'objectivité et de respect des opinions que les précédents rapports de l'Office. Nous espérons qu'il aura le même écho.

Cet écho rejaillira sur ceux qui l'ont rendu possible : la centaine d'intervenants auditionnés et surtout les excellents experts du Comité de pilotage qui nous ont accompagné, assisté, conseillé pendant cette année :

M. Michel ASTRUC, Professeur, Directeur du Laboratoire de Chimie analytique à l'Université de Pau et des Pays de l'Adour,

M. Alfred BERNARD, Professeur, Responsable de l'Unité de Toxicologie industrielle, Faculté de Médecine à l'Université catholique de Louvain (Belgique),

Mme Dominique DARMENDRAIL, Chef du Service Environnement et Procédés Bureau de Recherche Géologique et Minière.

Mme Marie-Florence GRENIER LOUSTALOT, Directeur du Service central d'analyse au Centre National de la Recherche Scientifique, a également contribué à quelques travaux.

Qu'ils en soient publiquement et chaleureusement remerciés.

Ce rapport est divisé en trois parties. Une première partie est consacrée à l'amalgame dentaire. La seconde partie traite des effets des métaux lourds sur l'environnement. La troisième partie traite des effets des métaux lourds sur la santé.

PREMIÈRE PARTIE : L'AMALGAME DENTAIRE

La saisine de l'Office portait à l'origine sur les dangers de l'amalgame dentaire au mercure. L'Office, suivant la recommandation de son Rapporteur, a décidé d'étendre l'étude aux effets des métaux lourds en général sur la santé et l'environnement. Il est toutefois légitime de consacrer une analyse particulière à ce qui suscitait l'inquiétude des auteurs de la saisine.

L'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques a choisi un rapporteur qui n'est ni un dentiste, ni un médecin, ni même un scientifique de formation. Même s'il a été surmonté grâce à l'efficace collaboration des experts du comité de pilotage, il s'agit a priori d'un handicap majeur pour aborder et étudier des questions aussi techniques que les effets du mercure dentaire sur la santé...

Mais ce choix, d'une certaine façon, a aussi été un avantage. D'une part, parce que votre rapporteur, sans connaissances au départ, partait aussi sans a priori. D'autre part, et surtout parce que les travaux qu'il a conduits l'ont mené dans des directions jusque là peu explorées. Les professions de santé abordent le sujet des amalgames dentaires sous l'angle des soins ; les scientifiques le font par l'analyse de toxicité des matériaux. Que reste-t-il aux politiques ? Tout le reste, qui, en fait, n'est que rarement abordé: les incidences environnementales, par exemple, non négligeables, en particulier pour un élu local attentif depuis toujours à ces questions.

Cette partie de l'étude est bâtie autour de trois thèmes :

- une présentation générale du cadre technique et juridique,

- une analyse des aspects sanitaires du mercure dentaire,

- un examen des aspects environnementaux du mercure dentaire.

I. LE MERCURE

Ce rapport étant destiné en priorité à des non spécialistes, il est donc nécessaire de rappeler les données élémentaires sur le mercure, tant les données physico-chimiques (A), que le cadre juridique dans lequel nous nous situons (B).

A. QUELQUES RAPPELS ÉLÉMENTAIRES

(Nota : Les caractéristiques présentées ci dessous seront décrites plus précisément dans les deuxième et troisième parties du rapport).

1. Les caractéristiques du mercure

Les caractéristiques du mercure peuvent être résumées comme suit :

- c'est le seul métal liquide à température ambiante. Il se divise par l'agitation en fines gouttelettes. C'est aussi le seul métal dont la température d'ébullition soit inférieure à 650° (357°) ;

- c'est un métal qui se caractérise par une extrême volatilité ;

- c'est un métal qui se combine très facilement avec d'autres molécules, que ce soient des métaux (amalgames), des molécules inorganiques (sels) ou organiques (carbone) ;

- c'est un métal dit « lourd » dans la classification du chimiste Mendeleiev, dans la mesure où il possède une « masse atomique » de 200 (hydrogène =1).

- c'est un métal toxique. Une toxicité du mercure qui vient de son extrême volatilité (puisqu'il peut être facilement respiré), de sa relative solubilité dans l'eau et les graisses (il peut être facilement transporté dans le corps), et de sa capacité à se lier avec d'autres molécules qu'il va modifier ou dont il va transformer les fonctions.

2. Les formes du mercure

Sur le plan physico-chimique, le mercure est un métal qui change facilement de forme et de propriétés. Très volatil, il passe aisément de l'état liquide à l'état gazeux à température ambiante. En présence d'oxygène, le mercure s'oxyde très facilement passant de l'état métallique (Hg^0), liquide ou gazeux, à l'état ionisé

(Hg2+). C'est aussi un métal qui s'associe facilement aux molécules organiques formant de nombreux dérivés mercuriels.

• Le mercure se présente en deux familles distinctes :

- Le mercure métallique ou inorganique qui prend lui-même trois formes différentes :

- le mercure métallique élémentaire, sous forme **liquide** (noté Hg°). C'est le mercure classique, sous sa forme la plus connue, qui était utilisé dans les thermomètres.

- le mercure sous forme **gazeuse** (noté Hg°). Le mercure, en chauffant, se transforme en vapeur.

- le mercure inorganique, sous forme **ionique**. C'est ce qu'on appelle les atomes de mercure (notés Hg^{2+})

- L'autre grande famille est constituée par le **mercure organique**, quand il se combine avec une molécule contenant du carbone, à la base de tout élément vivant (ou qui a été vivant).

• Il existe des échanges permanents entre ces différentes formes, car le mercure a une grande capacité à se transformer, notamment sous l'effet de l'acidité du milieu, et de la présence de molécules assurant ces combinaisons (chlore, soufre). La transformation peut être décrite comme suit :

du mercure métallique aux ions mercuriques : l'oxydation. Le mercure sous forme de vapeurs est inhalé. Par l'action de la catalase présente dans les globules rouges, le mercure métallique est transformé en ions mercuriques, qui passent dans le sang.

des ions mercuriques au mercure organique : la méthylation. La méthylation se déroule principalement en milieu aqueux ou dans les intestins, en fonction de l'acidité et de la présence de soufre. Les composés de mercure organique les plus connus sont le méthylmercure et le diméthylmercure.

3. la toxicité du mercure

D'où vient la toxicité du mercure ? Le mercure est un métal très réactif au milieu dans lequel il se trouve (température, composition chimique...). Il peut se lier dans l'organisme aux molécules constituant la cellule vivante (acides nucléiques, protéines...) modifiant leur structure ou inhibant leurs activités biologiques.

Le mercure est à l'origine de maladies professionnelles. L'intoxication par le mercure s'appelle l'*hydrargie* ou *hydrargyrisme*, caractérisée par des lésions des centres nerveux se traduisant par des tremblements, des difficultés d'élocution, des troubles psychiques...Une intoxication mortelle d'origine professionnelle a encore été rapportée en 1997.

En dehors du milieu professionnel, le mercure est repéré comme un élément toxique, et plus particulièrement néphrotoxique, c'est-à-dire agissant sur les reins, et neurologique, c'est-à-dire agissant sur le système nerveux. Les symptômes sont des troubles mentaux plus ou moins graves, une salivation excessive, des douleurs abdominales, des vomissements, de l'urémie (accumulation d'urée liée à une insuffisance de la fonction rénale).

Les troubles peuvent hélas être décuplés en cas d'intoxication grave comme ce fut le cas au Japon, il y a un demi-siècle (voir encadré sur le drame de Minamata dans la deuxième partie du rapport).

Les premiers effets neurotoxiques décelés chez l'adulte surviendraient à partir d'un certain seuil, variable selon les indicateurs. Il est habituellement reconnu que le seuil minimum de concentration en mercure dans le sang et dans les cheveux est de 200 µg/l et 50 µg/g. Chez les personnes exposées au méthylmercure, le seuil de 200 µg/l doit être divisé par deux, soit 100 µg/l. Pour un travailleur exposé aux vapeurs de mercure, la concentration est calculée par rapport à l'air et à l'urine, soit 50 µg/m3 d'air et 50 µg/g de créatinine. Les seuils de décelabilité des effets ont entraîné la fixation de valeurs limites d'exposition

	Concentration moyenne dans la population générale	**Valeur limite pour les travailleurs exposés**
Concentration urine mercure inorganique	**5 µg/g de créatinine**	**50 µg/g de créatinine**
Concentration sang mercure inorganique	**5 µg/l de sang**	**15 µg/l de sang**

B. LA RÉGLEMENTATION

1. Présentation générale

La connaissance de la réglementation par les professionnels est en général plutôt imparfaite, cette insuffisance constituant une source de malentendus ou de contre vérités. A notre connaissance, aucun pays d'Europe n'a formellement interdit l'amalgame mais les limitations d'usage, encore rares, tendent à se multiplier. Il est vraisemblable que ce courant s'amplifiera.

Du fait de la gravité des effets du mercure sur la santé et des contaminations de l'environnement, des réglementations ont été adoptées, à tous niveaux, visant à limiter les émissions ou réduire les usages. L'ensemble forme un écheveau particulièrement complexe puisqu'on compte :

- quatre niveaux de réglementation : national (avec quatre niveaux internes : lois, décrets, arrêtés, circulaires), communautaire (réglements, directives et décisions européennes), international (conventions internationales type convention Marpol), mondial (recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé - OMS).

- quatre types d'intervention, ou de « normes » plus ou moins rigoureuses : « valeurs » ou « teneurs limites » « valeurs guides», « objectifs » ou « recommandations ». On remarquera que ce qui est communément appelé « norme » n'est en réalité le plus souvent qu'une recommandation ou une valeur objectif, une exigence devant être satisfaite à un moment donné. La valeur contraignante que l'opinion donne à ces dernières vient davantage de l'autorité qui les signe que de leur contenu *(1).*

- sous quatre formes distinctes : en interdisant ou en limitant les utilisations, en réduisant les rejets, en fixant des objectifs de qualité et des seuils d'exposition.

Dans ce domaine, le droit national est de plus en plus un droit dérivé. L'influence du droit communautaire est connue. Celle du droit international l'est moins. Elle est pourtant tout à fait déterminante.

---

(1) Voir en annexe quelques définitions

2. Les réglementations nationales

Jusqu'en 1998, seuls quatre Etats de l'Union européenne avaient pris des dispositions limitant l'utilisation de l'amalgame dentaire, soit pour des raisons de santé publique, soit pour des raisons environnementales. Il s'agit de l'Autriche, de l'Allemagne, de la Suède, et du Danemark. Les recommandations sont en général les mêmes. Les contre indications d'usage concernent les femmes enceintes ou allaitantes, les enfants, les patients connaissant des troubles rénaux.

La Suède est le pays qui a adopté les dispositions les plus restrictives sur les amalgames dentaires. Il n'y a pas d'interdiction stricto sensu mais les obturations à l'amalgame ne sont pas couvertes par les prestations sociales. Il est recommandé d'utiliser les matériaux composites « autant que possible ». Les patients qui ont développé des hypersensibilités au mercure doivent également être traités par d'autres matériaux. En 1997, le Parlement suédois a voté une recommandation visant à ce que l'amalgame dentaire ne soit plus utilisé (voir encadré ci dessous).

Jusqu'en 1998, les onze autres Etats de l'Union n'avaient adopté aucune restriction d'usage sur les matériaux dentaires. Le choix d'un matériau d'obturation est un choix individuel du praticien et/ou du patient.

En France, la réglementation de l'usage du mercure est ancienne (voir annexe), mais jusqu'à très récemment ne portait pas sur l'amalgame dentaire. Cette réglementation a d'abord été indirecte, puis explicite. L'arrêté ministériel du 30 mars 1998 ne réglemente pas l'usage de l'amalgame, mais seulement les rejets d'amalgame en imposant aux cabinets dentaires de se doter d'un séparateur destiné à récupérer les déchets d'amalgame (voir annexe).

Quelques mois plus tard, le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) a émis un avis « relatif à l'amalgame dentaire » dans lequel il formule des recommandations pour le patient, pour les professionnels et pour les pouvoirs publics (voir annexe). La première réglementation spécifique de l'amalgame dentaire a été adoptée cette année en début 2001. Encore ne s'agit-il que d'une décision du Directeur Général de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Produits de Santé. La décision du 14 décembre 2000 impose d'utiliser désormais des amalgames conditionnés sous forme de capsules prédosées (voir annexe).

Utilisation des amalgames d'obturation dentaire en Suède

Dispositions en vigueur

En Suède, l'utilisation d'amalgames à des fins de soins dentaires ne fait l'objet d'aucune interdiction formelle.

A maintes occasions, le gouvernement suédois a exprimé son intention d'interdire l'utilisation de ces amalgames. Ce fut le cas en 1998, dans le cadre de son projet de loi relatif à la réforme du régime de sécurité sociale. Dans le préambule de ce projet de loi, il était souligné que l'ensemble des études réalisées à l'échelon national, européen et international, avaient jusqu'à présent constaté l'impossibilité d'établir avec certitude que les amalgames d'obturation dentaire engendraient systématiquement des effets secondaires indésirables. Toutefois, le gouvernement suédois avait estimé qu'en vertu du principe de précaution, suffisamment d'éléments plaidaient en faveur de l'adoption d'un cadre légal visant à éviter le recours à des amalgames d'obturation dentaire, notamment le fait qu'il resterait encore à identifier certaines populations à risque.

Une nouvelle tentative d'interdiction a eu lieu en 2000. Dans le cadre de son projet de loi de finances pour l'année 2001, le gouvernement suédois a procédé à un réexamen de la question et a constaté qu'il ne serait probablement pas possible d'instaurer une telle interdiction en se fondant sur les dispositions de l'appendice à la directive européenne relative aux dispositifs médicaux(93/42/CEE), compte tenu de la teneur définitive de ce texte. Le gouvernement étudie à présent la possibilité d'interdire les amalgames d'obturation dentaire pour des motifs de protection de l'environnement.

Depuis le 1er janvier 1999, les caisses suédoises d'assurance maladie ne remboursent pas, en principe, les amalgames d'obturation dentaire sauf au titre de soins d'urgence. Une recommandation de l'Office national suédois de l'assurance publique demandant qu'il soit expressément spécifié que le régime général d'assurance sociale pour les dépenses de soins dentaires ne couvre pas les obturations dans la composition desquelles entrent des amalgames, est actuellement à l'étude au Ministère suédois des Affaires sociales.

Afin d'améliorer la situation des personnes ayant pu établir un lien de causalité entre leurs problèmes de santé et la pose d'amalgames ou d'autres matériaux d'obturation, de nouvelles règles permettent le remplacement, dans le cadre d'un protocole thérapeutique, de matériaux d'obturation déjà posés.

Le gouvernement a mandaté une commission d'enquête avec pour mission d'évaluer le régime d'assurance sociale dont bénéficient les adultes en matière de soins dentaires à l'occasion de remplacement de matériaux d'obturation déjà posés. Cette commission devrait rendre son rapport au cours du printemps 2002.

Autres mesures destinées à limiter l'utilisation d'amalgames d'obturation dentaire en Suède

Le gouvernement a pris d'autres mesures en vue de limiter l'utilisation des amalgames d'obturation dentaire en Suède. En 1995, un accord a été conclu entre le gouvernement suédois et la Fédération nationale des conseils généraux de Suède visant à bannir progressivement l'utilisation d'amalgames sur les enfants et les adolescents, toute dérogation à cette règle devant être motivée par une justification médicale individuelle. Par ailleurs, la Direction suédoise de la Santé publique et de la Prévoyance sociale a édicté une recommandation visant à proscrire l'utilisation d'amalgames lors des soins dentaires pratiqués sur les femmes enceintes.

Fréquence de l'utilisation des amalgames d'obturation dentaire en Suède

Il n'a pas été possible d'obtenir des statistiques exhaustives sur les quantités annuelles d'amalgames encore utilisés en Suède. Les Comités d'action sanitaire dentaire émanant de deux conseils généraux de Suède ont cependant fourni des données chiffrées intéressantes. En matière de soins dentaires pratiqués sur les enfants et les adolescents, l'utilisation d'amalgames a en principe complètement cessé.

Dans l'un des conseils généraux les plus favorables aux amalgames, environ 9 % des obturations qui ont été réalisées au cours de l'année 2000 étaient constituées d'amalgames. Aucun amalgame n'a été utilisé sur des patients âgés de moins de trente ans. La majeure partie des obturations réalisées au moyen d'amalgames ont été pratiquées sur des patients âgés de cinquante ans et plus. La situation de ce district de peut toutefois être considérée comme peu représentative du reste de la Suède puisque, par le passé, les protocoles thérapeutiques impliquant la pose d'amalgames ont été pratiqués en masse dans cette région.

Dans l'autre Conseil Général, les amalgames représentent, en 2000, 4 % des obturations contre 19 % cinq ans auparavant. Cette diminution s'explique en grande partie par la suppression du remboursement des amalgames, qui est intervenue au 1er janvier 1999.

Source : Ministère suédois des affaires sociales

3. Le droit communautaire

L'implication de l'Union européenne dans le domaine de l'environnement est croissante. Tout contribue à ce qu'il en soit ainsi : l'élargissement aux pays du Nord, traditionnellement plus sensibles aux questions environnementales, la nécessité d'avoir des règles avec une assiette géographique la plus large possible (la pollution ignore les frontières), l'affirmation d'un courant politique « vert » pour lequel les élections européennes sont un excellent tremplin qui compense le manque d'assise locale, et enfin la recherche d'une nouvelle ambition pour l'Europe.

Votre rapporteur est convaincu -et se félicite- de ce qu'après le marché commun, le marché unique et la monnaie unique, l'environnement sera l'un des axes forts de l'Union européenne des vingt prochaines années.

Cette implication s'est manifestée dans toutes les directions, notamment vers les métaux lourds. Pour ne prendre que l'exemple du mercure, on ne compte pas moins de trente directives et réglements, en application ou sous forme de proposition, réglementant les utilisations ou les rejets de mercure. Les textes sont présentés dans l'encadré ci-dessous.

Le Conseil a également réglementé les « dispositifs médicaux » (Dir. 93/42/CEE du Conseil du 14 juin 1993). On notera que, dans les 50 pages de la directive, il n'est fait référence au mercure qu'une seule fois, pour inclure les thermomètres au mercure dans son champ d'application, mais qu'à aucun moment, contrairement à ce qui a pu être écrit, l'amalgame dentaire n'y est mentionné. La Commission européenne a toutefois réuni un groupe de travail composé de 24 experts internationaux (y compris de non ressortissants de l'Union européenne) sur ce sujet. Le groupe de travail a remis ses conclusions en 1998. Il y sera fait souvent référence dans le présent rapport.

Principales réglementations européennes sur le mercure

Eaux	**Autres pollutions (atmosphère, déchets...)**	**Usages et divers**
Dir. 75/440/CEE du 16/06/75 Mod. Dir. 79/869 **Eaux superficielles destinées à l'eau alimentaire**	Dir. 84/360/CEE du 28/06/84 **Lutte contre la pollution atmosphérique d'origine industrielle**	Dir. 86/278/CEE du 12/06/86 **Utilisation des boues d'épuration**
Dir. 76/160/CEE du 8/12/75 **Eaux de baignade**	Dir. 89/369/CEE du 8/06/89 **Prévention des pollutions atmosphériques des incinérateurs de déchets**	Dir. 99/29/CEE du 22/04/99 **Aliments des animaux**
Dir. 76/464/CEE du 4/05/76 **Pollution aquatique**	Dir. 91/689/CEE du 12/12/91 **Production déchets toxiques dangereux**	Dir. 76/768/CEE du 27/07/76 **Produits cosmétiques**
Dir. 78/659/CEE du 18/07/78 **Eaux douces**	Règlement (CEE) 259/93 du 1/02/93 **Surveillance des transferts des déchets dangereux**	Dir. 89/677/CEE du 21/12/89 **Diverses utilisations industrielles (coques, bois...)**
Dir. 80/68/CEE du 17/12/79 **Eaux souterraines**	Dir. 86/279/CEE du 12/06/86 **Surveillance des transferts des déchets dangereux**	Dir. 91/157/CEE du 18/03/91 Mod. Dir. 93/86 et Dir. 98/101 **Piles et accumulateurs**
Dir. 98/83/CE du 3/11/98 **Eaux consommation humaine**		
Dir. 79/923/CEE du 30/10/79 **Eaux conchylicoles**	Dir. 96/61/CE du 24/09/96 **Prévention des pollutions**	Dir. 98/24/CEE du 7/04/98

		et Dir. 88/642/CEE du 16/12/ 88 **Protection des travailleurs**
Dir. 82/883/CEE du 3/12/82 **Rejets industriels (dioxyde de titane)**	*Proposition de Directive Com/98/415* ***Installation de combustion***	
Dir. 82/176/CEE du 22/03/82 Mod. Dir. 90/656 Dir. 91/692 **Rejets industriels électrolyse**	*Proposition de Directive Com/99/125/1* ***Plafonds de polluants atmosphériques***	Dir. 98/34/CE du 22/06/98 et Dir. 98/34/CE du 22/06/98 **Informations diverses**
Dir. 84/156/CEE du 8/03/84 Mod. Dir. 90/656 et Dir. 91/692 **Autres rejets industriels**	*Proposition de décision Com/99/190/4* ***Fabrication de chlore***	
Proposition de Directive Com/96/315 ***Protection des eaux souterraines***	*Proposition de décision Com/2000/177* *Pollution métaux lourds*	Dir. 86/280/CEE du 12/06/86 Mod. Dir. 90/656 et Dir. 91/692 **Substances dangereuses**

Source OPECST. Propositions de directives en italique

4. Les accords internationaux

Le rôle des accords internationaux dans le domaine de l'environnement est moins connu que celui de la réglementation européenne mais tout aussi déterminant. Cette influence emprunte parfois, comme on le verra , des chemins extrêmement détournés.

a) Les recommandations de l'OMS

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) intervient en formulant des recommandations sous forme de « valeur guide » (guideline). Il n'existe aucune recommandation sur le mercure dentaire mais de nombreux textes concernent les concentrations de métaux lourds en général et de mercure en particulier dans l'air ambiant, le milieu professionnel, l'eau potable, les poissons ...

b) La convention OSPAR

La convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord, du 21 septembre 1992, dite convention Ospar (Oslo-Paris, en raison de la fusion de deux conventions antérieures signées à Oslo et Paris), a deux particularités qui la conduisent à être une référence importante dans le présent dossier. La première est d'avoir donné naissance à une institution permanente. La commission Ospar ou

« Osparcom »- véritable organe exécutif de la convention, qui détient un quasi pouvoir réglementaire puisqu'elle peut prendre des décisions à caractère obligatoire*(1)* ou des recommandations facultatives.

La seconde particularité est que le champ d'investigation de la convention s'est considérablement étendu. Les premiers développements étaient consacrés aux sources directes des pollutions marines : pollution par les navires, activités « off shore »... Mais la pollution marine est aussi alimentée par une pollution fluviale et terrestre. Osparcom a donc été naturellement conduit à s'intéresser aux « sources diffuses » et « rejets divers. C'est ainsi qu'Ospar s'est intéressée aux utilisations du mercure. A toutes les utilisations du mercure : électrolyse, piles alcalines et même amalgames dentaires.

L'amalgame dentaire est ainsi évoqué dans deux textes :

Une recommandation Parcom (antérieur à Osparcom) 89/3 du 20 juin 1989, selon laquelle *« Les parties contractantes conviennent que, pour les amalgames dentaires, des produits de substitution devraient être utilisés le cas échéant lorsque des coûts excessifs peuvent être évités. Les amalgames excédentaires et les amalgames anciens devraient être piégés et séparés efficacement puis expédiés afin qu'on en récupère le mercure ».*

Une déclaration ministérielle de la 3ème conférence internationale sur la protection de la mer du Nord, signée à La Haye le 8 mars 1990. Cette conférence qui devait porter initialement sur « *la protection des petits cétacés* » a été étendue aux actions de protection de l'environnement marin en général. A cette occasion, les parties contractantes -dont la France- ont décidé *«d'examiner plus avant les exemples et mesures de contrôle de certains produits»* parmi lesquels, on peut lire, concernant le mercure : « *le* ***recyclage et remplacement*** *du mercure dans les tubes fluorescents, les thermomètres, et* ***les eaux usées des dentistes*** *».*

---

(1) Le caractère « obligatoire » doit cependant être relativisé, parce qu'un Etat contractant peut formuler une réserve qui le dispense de la disposition, parce que Osparcom ne dispose pas de pouvoir de sanction. L'obligation est surtout d'ordre moral, bien loin de la force juridique des directives européennes, qui peuvent être sanctionnées par le juge communautaire. En outre, dans les deux cas, décision ou recommandation, les dispositions adoptées par Osparcom doivent être transposées en droit national.
La convention est entrée en vigueur après ratification d'un nombre suffisant d'Etats signataires, le 25 mars 1998.

c) Le protocole de 1988 à la convention de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance relatif aux métaux lourds.

Une convention sur les pollutions atmosphériques transfrontalières à longue distance a été signée le 13 novembre 1979. Un protocole relatif aux métaux lourds a été adjoint en 1988. Ce protocole est en cours de ratification. Le protocole indique des mesures de gestion des produits parmi lesquels figure le mercure dentaire.

« Chaque partie est encouragée à examiner les informations disponibles et, si cet examen la convainc de la nécessité de prendre des mesures de précaution, à appliquer des mesures de gestion de produits (telles que remplacement, fourniture d'informations, étiquetage, incitation à réduire la concentration...) ».

Parmi les produits énumérés figurent : *« les amalgames dentaires contenant du mercure. Les mesures prises comprennent des mesures volontaires et l'interdiction -avec des dérogations- d'utiliser des amalgames dentaires contenant du mercure ainsi que des programmes volontaires pour encourager la récupération des amalgames dentaires par les services dentaires avant leur rejet et leur évacuation vers les installations de traitement de l'eau ».*

5. Commentaire général sur ces accords

Telles qu'elles sont rédigées, ces conventions suscitent plus de questions qu'elles n'en résolvent. On retiendra toutefois trois éléments :

- **A aucun moment, l'amalgame n'est formellement prohibé**. L'affirmation d'une étude en cours de publication indiquant qu'« *une directive européenne datant de 1993 (93/42/CE) prévoyait l'interdiction du mercure dans les amalgames dentaires n'a pas été (appliquée) en France* » est inexacte. Le mot «interdiction » n'est mentionné que dans le protocole annexe à la convention sur les pollutions transfrontalières, parmi une batterie de mesures de gestion, en étant seulement « optionnelle » et «avec dérogation possible»...

- La **rédaction** de tous ces textes, les précautions et circonvolutions, **témoignent de divergences manifestes d'appréciation** entre les experts des délégations des Etats membres. Dans les deux cas -convention Ospar et protocole sur les métaux lourds-, il s'agit tout au plus de « déclarations d'intention », visant à « *examiner plus avant* (...) *des mesures de contrôle* ou de gestion. On est évidemment loin d'une véritable réglementation.

- La question précise de l'usage de l'amalgame dentaire au mercure est cependant désormais posée sur le plan international.

II. LE MERCURE DANS L'AMALGAME DENTAIRE. LES ASPECTS DE SANTÉ PUBLIQUE

A. PRÉSENTATION

1. L'amalgame dentaire

a) Qu'est-ce qu'un amalgame dentaire ?

L'amalgame dentaire est un mélange de métaux en poudre et de mercure liquide utilisé dans le traitement des lésions carieuses. Un amalgame dentaire contient environ 50 % de mercure métallique. La poudre d'alliage est constituée dans des proportions variables, d'argent (environ 40 %), de sélénium, de cuivre et, dans des proportions plus faibles, d'autres métaux (zinc...). L'amalgame se façonne aisément et durcit rapidement. L'amalgame, par sa coloration grisâtre et métallique, est plus connu sous le nom de « plombage », bien qu'il ne contienne pas de plomb.

L'amalgame dentaire est le seul alliage métallique à base de mercure utilisé dans le corps humain. Mais il existe, dans le seul secteur de la chirurgie dentaire, plusieurs autres alliages répartis entre quatre grandes familles : les amalgames dentaires -à base de mercure- ; les alliages précieux -à base d'or, de platine, de titane- ; les alliages semi-précieux -à base d'argent, de palladium- ; les alliages non-précieux, -à base d'acier ou de cobalt-. On compte au total pas moins de mille alliages différents (selon la nature et les proportions des métaux employés), utilisés pour les couronnes, les implants, les soudures, les fils orthodontiques... Une bouche traitée peut contenir jusqu'à 32 métaux différents !

En général, on réserve l'appellation « *amalgame* » aux alliages au mercure. Les autres compositions, à base de métaux mais sans mercure, sont couramment appelées « *alliages* ».

Outre les amalgames et alliages, les obturations des caries peuvent également être réalisées à partir de céramiques ou de résines. On appelle cette dernière catégorie de matériaux les « *composites* ».

b) Qu'est-ce que la carie ?

L'amalgame dentaire sert à obturer les caries. La carie est une maladie qui conduit à la disparition progressive des tissus dentaires. La carie est favorisée par la combinaison de trois facteurs : l'hôte tout d'abord (la composition de l'émail, par exemple, varie selon les sujets qui peuvent être « cario-susceptibles » ou « cario-résistants »). La flore buccale ensuite, composée de micro organismes dont certaines souches peuvent favoriser ou retarder les lésions. Enfin et surtout l'alimentation, qui active la flore buccale. Le sucre augmente l'acidité et induit une déminéralisation ponctuelle de l'émail, permettant la pénétration de micro organismes au sein de la denture où la carie va se développer.

Une fois initiée, la lésion carieuse devient dentinaire;c'est-à-dire progresse au sein de la denture en direction de la pulpe. La pénétration des micro organismes dans la pulpe innervée provoque une inflammation et des douleurs.

La thérapeutique des lésions carieuses passe par un nettoyage, l'aménagement de la cavité et son comblement. Le matériau utilisé dépend souvent de la profondeur de la cavité.

c) Pourquoi utiliser le mercure ?

Le mercure possède deux caractéristiques qui en font un matériau de base en odontologie. D'une part, le mercure est le seul métal liquide à la température ordinaire, ce qui permet de le travailler avec une très grande facilité. D'autre part, l'association de mercure et d'autres matériaux entraîne des réactions d'amalgamation conduisant à un matériau final très performant.

Cette amalgamation a lieu en trois étapes :

- l'imprégnation du mercure au sein de la poudre métallique, au cours de la trituration,

- l'amalgamation proprement dite, qui est la réaction chimique du mercure sur les autres métaux,

- la cristallisation, qui voit l'apparition d'un matériau nouveau, solide, dont les propriétés mécaniques vont être utilisées pour obturer les dents cariées.

d) L'évolution de l'amalgame dentaire

Le matériau a évidemment évolué afin de parfaire ses qualités. Ces améliorations ont été obtenues dans trois directions :

- dans la **composition des alliages**. La quantité de mercure présente initialement dans les dosages tend progressivement à diminuer, pour atteindre 45 %,

voire 40 %. Les qualités des amalgames dentaires n'ont cessé de progresser, grâce à l'adjonction de nouveaux métaux. Ainsi, l'alliage traditionnel dit ternaire était composé de trois métaux : mercure (Hg), argent (Ag), étain (Sn) . L'alliage moderne, dit quaternaire, voit l'adjonction de cuivre (Cu) et d'autres métaux en très faibles quantités comme le zinc ou le palladium, par exemple, qui permet d'améliorer la résistance à la corrosion.

• dans la **réaction d'amalgamation**. La résistance et la dureté sont améliorées et accélérées en évitant une phase de réaction chimique dite « gamma 2 ». Les alliages utilisés aujourd'hui sont dits « ***non gamma 2*** ».

• dans la quantité des matériaux utilisés. Pendant longtemps, les dentistes préparaient leur amalgame, à partir de poudre métallique et de mercure livré en vrac, générant des déchets mercuriels importants au moment de la trituration. De plus en plus, les fabricants fournissent des **capsules prédosées**, qui limitent considérablement les déchets. Ces capsules sont de plus en plus répandues en France, mais n'y sont pas encore obligatoires, contrairement à plusieurs pays d'Europe.

2. L'utilisation de l'amalgame dentaire

a) Le développement de l'usage de l'amalgame dentaire

L'amalgame dentaire est apparu pour la première fois en Chine au IVème siècle avant JC, mais c'est à un Français, Louis RÉGNART, en 1818, que l'on doit l'amalgame dentaire dans sa version moderne, couramment utilisé depuis 150 ans. Deux raisons principales expliquent ce développement.

- Le matériau final présente avant tout des **propriétés mécaniques** adaptées au traitement des lésions carieuses. Le matériau est inséré en bouche durant sa phase plastique, au début de la phase d'amalgamation, lorsqu'il n'est ni liquide, ni solide. Le matériau est alors parfaitement malléable, très simple à poser, ce qui donne une facilité d'utilisation exceptionnelle. Par la suite, la dureté et la résistance assurent la longévité des obturations (plus de 20 ans). Il se pourrait également que la présence de mercure joue le rôle de bactéricide.

- **L'argument financier** ne peut être évacué. Il est à l'origine du développement de l'amalgame et reste un frein à sa substitution. Cet argument est cependant contesté.

Lorsque l'amalgame s'est développé au XIXème siècle, principalement aux États-Unis d'Amérique, le matériau alors utilisé était l'or. L'or, en feuille, était

chauffé et appliqué sur les lésions. L'amalgame à base de mercure et d'argent, alors dix fois moins cher, ne tarda pas à s'imposer, et l'interdiction d'usage édictée par la corporation dentaire (car l'amalgame était si aisé à poser qu'il était même utilisé par des non-praticiens ou des charlatans), céda face à la pression. En 1880, toute la profession utilisa l'amalgame.

Aujourd'hui, l'argument financier reste pertinent tout en étant radicalement différent. La nomenclature de la sécurité sociale est précise pour les obturations dentaires. Le remboursement d'un composite ou d'un amalgame dentaire est identique. Or, même les plus ardents défenseurs des composites reconnaissent que le temps de pose d'un composite est plus long que celui d'un amalgame, même s'il tend à se réduire avec les nouvelles possibilités de prise (voir supra). Le jeune praticien pense à la rentabilité. L'ancien a ses habitudes. Le calcul est vite fait. Faute d'une nomenclature spécifique adaptée aux composites, l'argument financier milite en faveur de l'amalgame dentaire.

Cet argument est souvent dénié par les partisans de l'amalgame qui rappellent que les possibilités de dépassement tarifaire sont beaucoup plus larges lorsque les praticiens utilisent d'autres matériaux.

Ces arguments seront analysés dans la suite du rapport (voir partie composites).

*b) Avantages et inconvénients de l'amalgame dentaire**(1)***

Il n'existe pas de matériau d'obturation idéal. L'amalgame, comme les autres matériaux, présente des inconvénients :

- l'amalgame est d'abord parfois contesté en raison du mercure qu'il contient. Cet argument est l'objet même du présent rapport,

- mais il existe un autre inconvénient objectif lié à la technique de pose.

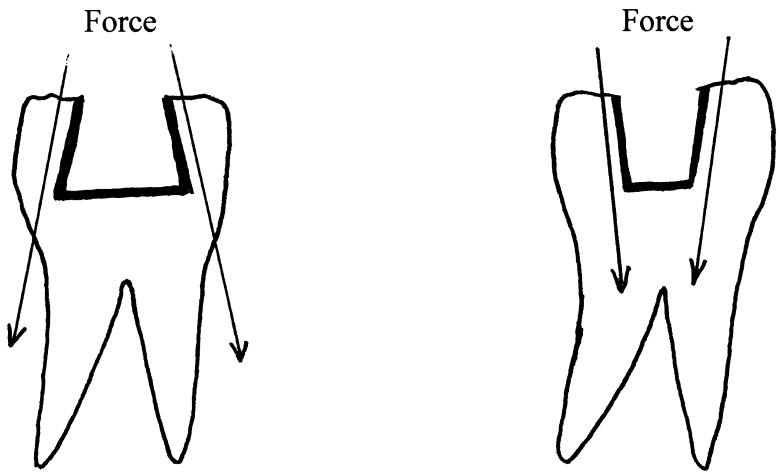
La pose de l'amalgame est toutefois précédée par un travail de préparation de la dent, la mise en forme des cavités carieuses, afin d'assurer la prise et la tenue dans le temps de l'amalgame. Cette préparation consiste à élargir la base de la cavité, pour lui donner une forme de trapèze, avec une base inférieure plus large que la base supérieure, de telle sorte qu'une fois compacté et solidifié, l'amalgame ne peut donc plus « sortir ». Cette préparation porte le nom de « contre dépouille ».

---

(1) Colon P, Mesgouez-Menez C et Pradelle-Plasse N. - Amalgames dentaires. Encyclopédie Médico Chirurgicale / Editions Scientifiques et Médicales. Editions Elsevier SAS, Paris - 2000.

Cette technique de pose est aujourd'hui affinée, pour éviter des mutilations excessives en évitant de creuser la cavité, afin de limiter la perte de tissu.

La pose des matériaux d'obturation



Amalgame	**Autres matériaux**
Pose en **contre dépouille**	Pose en **dépouille**
Cavité autobloquante avec base élargie	Cavité non rétentive Accrochage chimique ou par ciment de scellement

Même s'il est de plus en plus remis en cause en raison du mercure qu'il contient, l'amalgame, matériau plus que centenaire, conserve cependant d'ardents défenseurs et est présenté comme « un matériau aujourd'hui -1999- incontournable en raison de la longévité des restaurations et la tolérance de sa mise en œuvre et de son faible coût ». L'amalgame aurait également des avantages d'ordre thérapeutique : « les sels de cuivre libérés à l'interface dent-obturation sont bactéricides et ont une action antiseptique ». Il a été affirmé en audition que l'amalgame dentaire « se bonifie » avec le temps. Ses propriétés mécaniques, son étanchéité s'améliorent encore après dix ans, de telle sorte que les récidives de caries sont très rares.

L'amalgame dentaire est présenté comme un matériau de choix dans au moins trois cas :

- « chez les patients particulièrement exposés dans un contexte socio-économique difficile ». Les multicaries sont le plus souvent d'origine bactérienne, elle-même liée au manque d'hygiène dentaire. Les composites n'offrant pas les mêmes garanties d'étanchéité (entre le composite et la dent), à comportement inchangé, la reprise de carie est quasi-certaine.

- en cas de gros délabrement, de lésion importante. Le composite adhère à la dent et se rétracte avec le temps. En cas de gros délabrement, le risque est donc de provoquer une fêlure de la dent, la rendant irrécupérable.

- le remplacement d'obturations anciennes. Les formes de rétention ayant déjà été données à la cavité, l'inconvénient lié à la pose initiale de l'amalgame disparaît. La surface de contact étant plus importante, le risque de défaut d'étanchéité est plus grand, et l'amalgame apparaît dès lors comme le plus approprié.

L'amalgame reste d'ailleurs, en France, le matériau le plus utilisé en restauration dentaire pour traiter les caries, même si la proportion exacte est difficile à connaître. Le représentant de l'Ordre des chirurgiens-dentistes a indiqué, lors d'une audition, que l'amalgame était utilisé dans un cas sur deux, mais l'Encyclopédie médico-chirurgicale indique plutôt trois cas sur quatre.

3. La contestation de l'amalgame dentaire

a) Les étapes de la contestation

L'utilisation de l'amalgame dentaire a fait l'objet de contestations récurrentes et suscite une inquiétude croissante en raison du mercure qu'il contient. La saisine de l'Office n'est que la dernière -mais sans doute non l'ultime- étape d'un processus ancien. Trois étapes peuvent être distinguées :

• La contestation de l'amalgame dentaire remonte... à l'introduction de l'amalgame dentaire.

La toxicité du mercure est connue depuis l'Antiquité. L'introduction du mercure comme matériau dentaire au début du XIXème siècle a donc suscité de vives appréhensions et une polémique professionnelle. Aux États-Unis d'Amérique, des associations dentaires demandèrent à leurs membres de ne pas utiliser le mercure sous peine d'exclusion. Un début d'argumentation scientifique, montrant que le mercure dentaire sous forme liquide ne présentait pas de risque, l'organisation des partisans de l'amalgame de plus en plus nombreux, et surtout, la

comparaison technique et financière avec l'or, moyen traditionnel de soigner les dents malades, eurent raison des réticences. Peu à peu, l'amalgame dentaire s'imposa. Partout dans le monde, l'amalgame fut même présenté comme un produit idéal, tant par sa commodité, ses facilités de pose, que par des raisons financières, puisque le produit coûtait deux fois moins cher que l'or.

A la fin du XIXème siècle, le débat semblait clos, avant de renaître en Allemagne, entre les deux guerres, puis surtout en Suède et aux Etats Unis dans les années 80. Le mythe de la stabilité du mercure dentaire est contesté. Le relargage du mercure semble établi, sous l'effet de l'acidité des aliments et la mastication. Plusieurs études, dont celle de Tübingen -voir détails supra- permettent de suspecter les amalgames dans la genèse de plusieurs maladies : pathologies buccales, allergies, maladies neuropsychologiques (dépression inexpliquée, maladie d'Alzheimer, sclérose en plaques, syndrome de Parkinson, maladies du tube digestif, avortements et malformations de naissance, du système nerveux en particulier).

• Le relais politique, les prolongements juridiques et la médiatisation donnent aujourd'hui une ampleur nouvelle à une interrogation ancienne et ont transformé ce dossier en question politique de santé publique.

- *Le relais politique*. Au cours de la présente législature, on ne compte pas moins de dix-sept questions écrites posées sur ce thème par des parlementaires de tous horizons et l'organisation d'une Conférence internationale en 1999 :

Sénat :

- Question de M. Claude HURIET - JO Sénat 23 octobre et (Rép.) 25 décembre 1997
- Question de M. Jacques PEYRAT - JO Sénat 10 juin 1999, sans réponse à ce jour
- Question de M. André ROUVIERE - JO Sénat 18 novembre 1999, sans réponse à ce jour

Assemblée nationale :
- Question de M. Jean-François MATTEI - JO AN 25 octobre 1999 et (Rep.) 20 mars 2000
- Question de M. Jean RIGAL - JO AN 27 septembre 1999 et (Rep) 22 mai 2000
- Question de M. François ROCHEBLOINE - JO AN 20 septembre 1999
- Question de M. Pascal TERRASSE - JO AN 19 juillet 1999
- Question de M. Gilbert MEYER - JO AN 3 mai 1999 et (Rep) 6 mars 2000
- Question de M. François VANNSON - JO AN 26 avril 1999
- Question de M. Michel TERROT - JO AN 19 avril 1999 et (Rep) 13 mars 2000
- Question de M. André ARGOT - JO AN 19 avril 1999 et (Rep) 21 février 2000
- Question de M. Marc DOLEZ - JO AN 28 décembre 1998 et (Rep) 8 mars 1999
- Question de M. Georges SARRE - JO AN 7 décembre 1998 - sans réponse
- Question de M. Charles COVA - JO AN 9 novembre 1998 et (Rep) 8 mars 1999
- Question de M. Robert LAMY - JO AN 2 mars 1998 et (Rep) 8 mars 1999
- Question de M. Jean-Michel MARCHAND - JO AN 10 novembre 1997 et (Rep) 23 février 1998
- Question de M. André ASCHIERI - JO AN 27 octobre 1997 et (Rep) 19 janvier 1998

Parlement européen :

Conférence internationale - 7, 8 janvier 1999, organisée par le Groupe des verts au Parlement européen.

- *Les développements judiciaires.* La contestation prend un tour judiciaire au milieu des années 90. En Allemagne, en 1994, 1 500 patients déposent plainte pour « *coups et blessures en relation avec la fabrication et la commercialisation de matériaux destinés à l'obturation dentaire* » à l'encontre de la firme Segussa, fabricant d'amalgames. Se fondant sur un rapport d'expertise (demandé à l'Université de Kiel), et après avoir considéré que le fabricant minimisait les informations et les risques, le tribunal de Francfort condamne la société en question, pour « *négligence et manquement à l'obligation de prudence* »...en n'avertissant pas les clients (les dentistes) des dangers de l'amalgame dentaire. La Cour oblige également les praticiens à informer les patients et obtenir leur consentement lors de l'utilisation de ces matériaux. Celui qui omet et minimise cette obligation d'information s'expose à des poursuites.

Cet antécédent allemand, à l'encontre d'un fabricant, est suivi en France, puisqu'en 1997, 15 patients déposent plainte contre X pour « empoisonnement » (art. 223 du Code pénal) s'estimant être victimes d'une intoxication mercurielle suite à la pose d'amalgame dentaire. La comparaison avec la malheureuse affaire du sang contaminé n'échappe à personne...

- *Le relais médiatique.* Questionnements publics et contentieux ne seraient rien sans le relais désormais incontournable de la presse et des medias. A la fin des années 90, plusieurs articles de presse alarmistes -il est vrai souvent inspirés par une seule et même personne particulièrement active donnent un nouvel écho aux contestations.

- La saisine de l'Office

Dans la suite du mouvement impulsé par M. Claude HURIET, sénateur, initiateur de la loi du 1er juillet 1998 sur le renforcement de la veille sanitaire et le contrôle sanitaire des produits destinés à l'homme, M. André ASCHIERI, député, se voit confier une mission par le Premier ministre sur l'opportunité d'une agence santé environnement. Au cours de ces auditions, la problématique « amalgames dentaires » revient périodiquement, et même de façon insistante. D'où naît l'idée d'une proposition de commission d'enquête, soumise à la commission des Affaires sociales.

En mars 1999, M. André ASCHIERI et plusieurs de ses collègues du groupe Radical, Citoyen et Vert (RCV) présentent une proposition de résolution tendant à créer une commission d'enquête sur *« les dangers pour la santé des populations des amalgames dentaires à base de mercure ».*

Cette proposition a été examinée par la commission des Affaires culturelles, familiales et sociales de l'Assemblée nationale. Sur le rapport présenté

par M. Pascal TERRASSE *(1)*, la commission rejette la proposition au motif qu'une commission d'enquête *« n'avait pas les capacités techniques d'une expertise »*, et suggère donc de renvoyer le dossier à l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques.

b) Présentation sommaire de l'argumentation

• Les plombages dentaires au mercure seraient-ils, comme l'ont écrit MM. Noël MAMÈRE et André ASCHIÉRI, co-auteurs de la demande de commission d'enquête parlementaire «*un des scandales médicaux du 20ème siècle* » ? La critique de l'amalgame repose sur une démonstration simple fondée sur le raisonnement suivant :

- le mercure est un métal toxique,

- l'amalgame libère du mercure,

- les effets sur la santé sont patents,

- il faut donc interdire la pose d'amalgame.

Conclusion : non au mercure dentaire.

La démarche politique est simple et claire : « *comment expliquer que l'on retire le mercure des piles et des thermomètres, et qu'on en laisse plusieurs tonnes dans la bouche des Français ?* ». On reconnaîtra que l'argument ne manque pas de force.

Toute argumentation, *a fortiori* toute argumentation scientifique, sera nécessairement moins tranchée.

Cela décevra les uns. Cela ne surprendra pas les autres, ceux qui habitués des travaux de l'Office, connaissent ses méthodes d'investigation. L'analyse et les travaux qu'ont menés votre rapporteur et ses experts les ont conduits ailleurs, loin des arguments habituels. L'Office ne se prononcera pas de façon catégorique sur les dangers des amalgames dentaires pour la santé des patients. Les risques ne sont pas toujours ceux que l'on croit. Les arguments de tous -partisans et opposants- seront présentés. La majorité des expertises scientifiques sont rassurantes, mais il ne faut pas nier que les résultats sont contradictoires et qu'un doute demeure. L'inquiétude -légitime ou fabriquée- des patients est une donnée qu'il faut prendre en considération.

---

(1) Assemblée nationale, onzième législature, n° 1593

La toxicité du mercure ne fait évidemment aucun doute. La toxicité du mercure dentaire est une autre question : de quel mercure parle-t-on ? Quelles doses sont rejetées ? Dans quelle mesure peut-on établir un lien avec la santé des patients ? Y a-t-il des matériaux de substitution parfaitement viables ? Peut - on évaluer les avantages et les inconvénients de chaque produit et hiérarchiser les risques ? Ces différents points doivent être analysés avec soin.

B. LES REJETS MERCURIELS LIÉS AUX AMALGAMES

Le relargage de mercure, autrefois contesté, est aujourd'hui admis par tous. Ainsi, on peut lire dans l'encyclopédie chirurgicale que *« toutes les phases contenant du mercure peuvent être sources de libération de vapeurs (...) Les amalgames sont sensibles à la corrosion»*. La corrosion, d'origine mécanique (par frottement) ou bactérienne (même si certains considèrent que le mercure exerce un effet protecteur, antiseptique et antibactérien) libère du mercure. Il existe d'ailleurs toujours une différence significative entre la quantité de mercure mesurée dans un amalgame au moment de la pose et lors de la dépose. Une partie du mercure s'est « volatilisée » au sens figuré comme au sens propre, l'amalgame ayant libéré des vapeurs.

Si le principe est désormais acquis et reconnu par tous, des divergences considérables apparaissent dans les mesures.

1. La difficile mesure des rejets mercuriels

La mesure des rejets est délicate car tout va dépendre du choix des indicateurs, de facteurs techniques et du moment de la mesure.

a) Les indicateurs

Une fois posé, et sauf accident (bris de l'obturation qui libérerait des particules), l'amalgame dégage ou rejette du mercure, soit sous forme de vapeurs (mercure métallique), soit sous forme d'ions mercuriques. Les indicateurs habituels étaient jusqu'à présent les doses de mercure dans l'urine, le sang (en µg de Hg par litre), les selles, ainsi que, plus rarement, les organes cibles tels que le foie, les reins, le cerveau. Les indicateurs urinaires ou sanguins sont des indicateurs de la dose de mercure absorbée par le porteur d'amalgame. Le mercure sanguin est un reflet de la quantité circulante de mercure susceptible de se diriger vers les organes cibles (reins ou cerveau). Le mercure urinaire a une signification assez semblable et

les nombreuses études effectuées dans l'industrie ont permis d'établir que ces deux indicateurs sont bien corrélés avec les quantités de mercure absorbées (mercure dans l'air) et les manifestations toxiques pouvant survenir de type neurologique ou rénal. Il est vrai, cependant, que ces marqueurs ne reflètent pas spécifiquement l'apport de l'amalgame, puisque la présence de mercure peut venir d'autres sources que l'amalgame (exposition aux vapeurs de l'air ambiant, consommation de poissons), où certains indicateurs sont contradictoires (il peut y avoir des taux de mercure faibles dans l'urine parce que le mercure est concentré dans le rein) ou que les mesures sont difficiles à obtenir (notamment quand elles supposent une autopsie).

D'autres indicateurs sont aujourd'hui plus couramment utilisés. Il s'agit, d'une part, des vapeurs de mercure mesurées dans la cavité buccale (soit en µg/jour, soit en µg/m3 d'air) et, d'autre part, la teneur en mercure de la salive (en µg/litre). Cet indicateur, plus récent, a été popularisé par une étude menée en Allemagne en 1997, sur 20.000 porteurs d'amalgames : l'étude de Tübingen.

Ces indicateurs plus récents se distinguent des indicateurs classiques (urine ou sang) par le fait qu'ils ne permettent pas d'évaluer la dose de mercure effectivement absorbée mais qu'ils reflètent davantage la quantité de mercure libérée par les amalgames, soit sous forme de vapeur (mercure dans l'air de la cavité buccale), soit sous forme soluble (mercure dans la salive après un test de mastication). Ce point est important car seule une fraction de ce mercure libérée peut être inhalée ou ingérée et, en ce qui concerne la partie ingérée, il faut tenir compte du taux d'absorption qui ne dépasse pas 10 %. Pour une appréciation correcte des risques, il faut donc évaluer la part du mercure dans l'air de la cavité buccale ou dans la salive qui est réellement absorbée. C'est cette part qui va déterminer les taux circulants, les quantités aboutissant aux organes cibles et donc, les risques.

b) Les facteurs influençant les rejets

L'émission de vapeurs et d'ions mercuriques paraît étroitement dépendante de plusieurs facteurs, techniques ou comportementaux.

• La **qualité de l'amalgame** - Des amalgames de la nouvelle génération, dits « **non gamma 2** » incorporant quelques doses de cuivre et de palladium, seraient beaucoup moins sensibles à la corrosion, diminuant corrélativement les rejets mercuriels. Cette amélioration signifie *a contrario* que l'ancienne génération - mais toujours en place - dégageait en effet des doses plus importantes, voire non négligeables.

• **La proximité d'autres alliages**. La présence de différents alliages de métaux génère un micro courant électrique (ou électrogalvanisme) susceptible d'accélérer la corrosion, et par voie de conséquence, les rejets mercuriels. Le « couple » le plus « électrique » serait en particulier la présence simultanée en

bouche d'un amalgame au mercure et d'un « inlay » *(1)* en or. Les dégagements de mercure pourraient atteindre jusqu'à 450 µg/m3 d'air.

• **Le comportement du porteur** est également à prendre en compte**.** Le mercure de l'amalgame se libère continuellement sur le triple effet des agressions thermiques (variation de chaleur entre la glace et le café, par exemple), chimiques (la libération du mercure s'accroît en cas d'alimentation acide), et mécaniques, principalement sous trois formes : le brossage des dents (qui pourrait doubler les vapeurs mercurielles), le grincement des dents, et surtout la mastication (voir supra).

• **Les pratiques des dentistes et médecins soignants**. Les rejets mercuriels sont liés à la surface des obturations. La qualité de la pose peut être grandement améliorée par le polissage de l'amalgame qui supprime toute aspérité. Une étude a montré que le polissage réduit la surface en contact avec la salive d'un facteur 100. L'absence de polissage provoquerait une augmentation des rejets mercuriels de 50 à 150 % de mercure en plus ainsi que 50 à 100 % d'étain, d'argent et de cuivre en plus. Hélas, comme on le verra, le polissage est rarement réalisé par le praticien.

c) Le moment de la mesure

Les amalgames dégagent en permanence des rejets de mercure. Certains moments sont cependant propices à des accélérations brutales. Il faut distinguer les rejets en continu et les moments critiques.

• **Les rejets continus**. Mêmes continus, ces rejets ne sont pas homogènes. L'influence de la mastication est déterminante, entraînant une augmentation brutale des vapeurs de mercure, qui peut varier, selon les auteurs, de 3, 6, 15, voire 40 fois le montant des vapeurs émises avant mastication. Ce phénomène a été parfaitement mis en lumière par l'étude de Tübingen.

• **Les moments critiques**

Tous les auteurs s'accordent aujourd'hui pour dire que les vapeurs de mercure sont principalement dégagées durant l'insertion, la dépose et le polissage des obturations. Les taux sont variables en fonction de la surface des obturations (taille et nombre de faces). Là encore, les évaluations sont très variables allant de 10µg/m3 d'air (évaluation CSHPF) à plus de 1.000 µg/m3 soit un écart dans les évaluations de 1 à 100 ! Les valeurs moyennes retenues par la référence habituelle varient entre 85 et 326 µg/m3, soit un niveau inférieur au seuil limite de 500 µg/m3 retenu par l'OMS. Il est toutefois vraisemblable que certaines pratiques médicales (fraisage, absence de refroidissement par jet d'eau ou débit insuffisant) augmentent ces rejets de façon significative.

---

(1) Un « inlay » est une pièce modelée, constituée de différents matériaux (métal, céramique), insérée dans une cavité dentaire.

L'un des moments les plus critiques est la **dépose**, c'est-à-dire le moment où l'on retire un amalgame ancien pour en mettre un autre ou y substituer un autre matériau. La dépose est l'occasion d'une libération importante de vapeurs, puisqu'il y a manipulation, échauffement, éclatement de l'amalgame, fraisage des particules d'amalgame accrochées à la dent pour parvenir à un nettoyage fin de la cavité. L'opération exige normalement des précautions rigoureuses, notamment par utilisation de « digues de protection » (dites aussi « champs opératoires »), sortes de feuilles de caoutchouc qui, associées à des aspirateurs chirurgicaux (plus puissants que les aspirateurs à salive) évitent l'inhalation de vapeurs de mercure. Le CSHPF avait d'ailleurs expressément formulé une recommandation à l'égard des professionnels leur demandant de *« fraiser et polir les amalgames obligatoirement avec refroidissement, aspiration, et champ opératoire* ». Selon quelques avis autorisés, cette recommandation n'aurait cependant pas été suivie d'effets.

L'étude de Tübingen, pourtant résolument hostile aux amalgames, a relevé que si la dépose des amalgames avait entraîné une amélioration durable chez 50 % des patients, une absence d'amélioration chez 39 %, elle avait également eu pour effet une aggravation chez 11 % des patients, due à une dépose sans précaution.

Cette caractéristique devra bien évidemment être gardée en mémoire lorsqu'il s'agira de proposer des solutions alternatives à l'amalgame.

2. Les résultats

De nombreuses études mettent en évidence une corrélation, plus ou moins étroite, mais néanmoins incontestable entre la présence d'amalgame dentaire et la présence de mercure dans la salive et l'air des cavités buccales.

Pas plus que la toxicité du mercure, ce phénomène n'est contesté aujourd'hui.

- Sang et urines. Ces indicateurs sont contestés (voir supra) de telle sorte que les niveaux sont aujourd'hui rarement repris dans les publications scientifiques. Sauf exception, ces niveaux n'ont pas inquiété la communauté scientifique. Selon le rapport de la Commission européenne, les valeurs obtenues avec ou sans amalgame sont de 0,4 à 1,9 µg/jour. Néanmoins, quelques études ont montré une corrélation entre le taux de mercure dans les urines et le nombre d'amalgames. Il semble également établi que les niveaux de mercure dans le sang et les urines diminuent après la dépose d'amalgames, ce qui confirme un lien entre les deux.

- Les vapeurs de mercure. Concernant les vapeurs de mercure, les valeurs recensées sont très variables. Le CSHPF indique que « *la dose quotidienne absorbée* -sans préciser s'il s'agit de vapeurs de mercure ou d'ingestion - *est*

généralement inférieure à 5µg ». La Commission européenne a établi une fourchette allant de 1,3 à 19,8 µg/jour (voir tableau ci-après).

D'autres études mentionnent des valeurs de 120, 160, voire 450. D'une part, la concentration de mercure dans les urines augmente immédiatement après la pose d'amalgames (une étude fait état d'un facteur 7) et, d'autre part, des écarts encore plus importants peuvent être constatés avec d'autres études puisqu'on atteint des fourchettes allant de 0,29 µg/m3 à 430, voire même 1.000 µg/m3 soit dans une proportion de 1 à 4.000 !... Hors cas particuliers, qui sont aussi des moments critiques pour les rejets mercuriels (dépose d'anciens amalgames, polissage), les valeurs courantes varient entre 0,29 et 200 µg, soit un rapport de 1 à 1.000 !...

Estimation des rejets mercuriels liés aux amalgames dentaires

Etudes	Dates	vapeurs de mercure en µg/jour
Vimy et Lorcheister	1985	19,8
Vimy et Lorcheister	1990	9,8
Langworth	1998	3
Snapp	1989	1,3
Berglund	1990	1,7
Jokstad	1992	10-12
Share et Engqvist	1991	12
Halbach	1995	4,8
Richardson	1995	2,8
Svare	1981	17,5
Abraham	1984	8
Patterson	1985	2,5
Arensson	1981	2,2

Source : Commission européenne

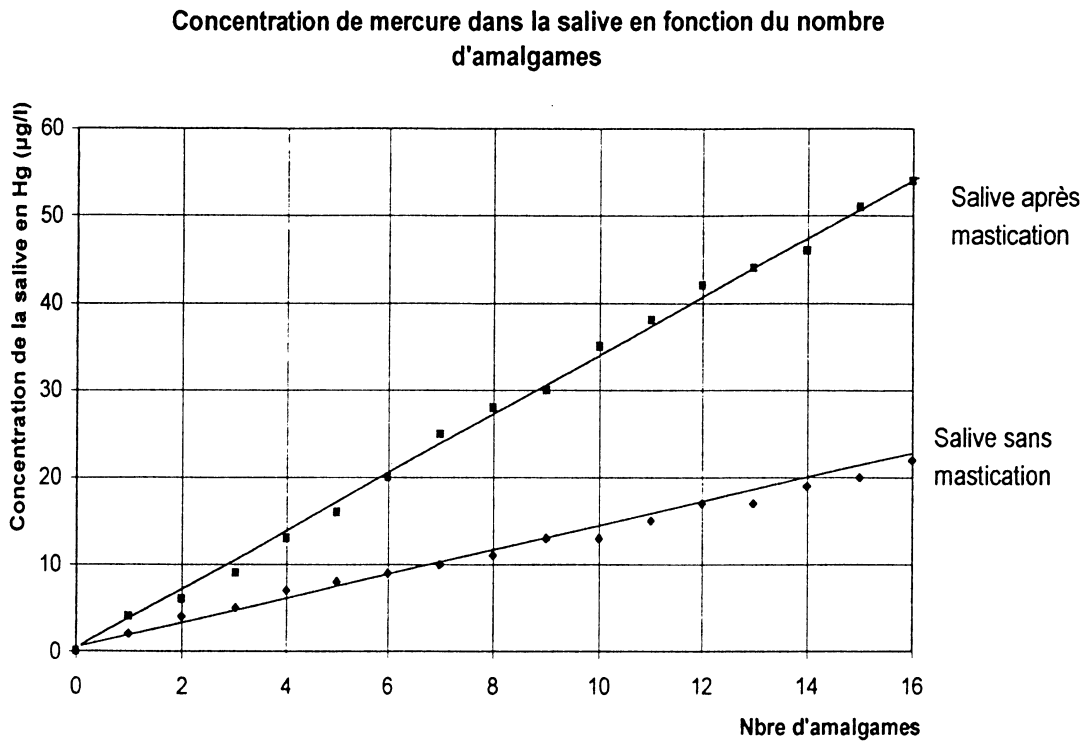
- Les rejets d'ions mercuriques. L'autre mesure, plus nouvelle, consiste à mesurer le mercure dans la salive. L'étude la plus complète sur ce sujet est l'étude de Tübingen, après analyse de près de 20.000 porteurs d'amalgame. Cette étude, en deux parties, visait, d'une part, à établir un lien entre le taux de mercure dans la salive et la mastication, et d'autre part, à déterminer une relation entre la concentration en mercure observée dans la salive et des symptômes pathologiques déterminés.

L'étude a donné des indications intéressantes à ce sujet, en établissant une assez bonne corrélation statistique entre le nombre d'amalgames et la teneur en mercure dans la salive et de l'air dans la cavité buccale, et en mettant en relief l'effet de la mastication.

Il n'y a pas toutefois de lien direct et absolu. D'une part, les concentrations de mercure dans la salive peuvent varier de 1 à 100 pour un même nombre d'obturations. D'autre part, le rôle de la mastication n'est pas aussi net qu'on aurait pu le penser puisque dans certains cas, la teneur en mercure est inférieure après mastication.

Ces différents éléments sont indiqués dans les tableaux et graphiques suivants.

Principaux résultats de l'étude de Tübingen *(1)* **(1ère partie)**
(graphique a)
Liens entre amalgames, mastication et concentration en mercure



(1) Etude de Tübingen concernant les amalgames dentaires -groupe de recherches en analyses de l'environnement de l'Université de Tübingen (Allemagne - 1997)

(tableau b) Liens entre mastication et concentration en mercure

Distribution de la population selon l'importance de mercure dans la salive

µg de mercure par litre de salive	avant mastication	après mastication*
< 5 µg/l	25 %	11 %
< 100 µg/l	96 %	90 %
> 100 µg/l	4 %	10 %
> 200 µg/l	1 %	1,7 %
> 400 µg/l	0,2 % soit 37 personnes	0,33 % soit 60 personnes
> 1.000 µg/l	0,06 % soit 11 personnes	0,08 % soit 15 personnes

** mastication d'un chewing-gum pendant 10 mn*

(tableau c) Concentration en mercure dans l'air de la cavité buccale

	sans amalgame	avec amalgame
avant mastication	< 1 µg/m3	5 µg/m3
après mastication	< 1 µg/m3	28 µg/m3

nota : Calculs sur échantillons réduits, inférieurs à 40

(tableau d) Effet de la mastication sur la concentration en mercure

	salive à jeun	salive après mastication
- de 5 amalgames	24 µg/l	54 µg/l
6 à 10 amalgames	74 µg/l	68 µg/l
+ de 11 amalgames	101 µg/l	173 µg/l

Source : étude de Tübingen

3. Discussion critique

De tels écarts, de 1 à 30, 1 à 100, voire 1 à 1.000 pour un même indicateur, laissent dubitatifs. Tous ces chiffres ont été publiés et chacun s'y réfère pour étayer une argumentation. Ces références appellent toutefois quelques réserves.

a) Réserves d'ordre méthodologique

La première réserve porte sur la mesure elle-même. La lecture d'une littérature abondante nous permet de penser que deux écueils n'ont pas été évités. Si la conviction n'est pas toujours bonne conseillère, la démarche purement scientifique n'est pas non plus à l'abri de critiques. Le problème se pose principalement sur le sort réservé aux mesures extrêmes.

Le premier écueil est de faire des mesures extrêmes le fondement de l'argumentation. Dans une analyse d'une population statistique, il existe toujours des valeurs dites aberrantes. Aberrantes non parce qu'elles n'existent pas, mais parce qu'elles correspondent à des cas particuliers ou exceptionnels et ne sont pas statistiquement significatives. Ces statistiques ne peuvent fonder une argumentation valable pour l'ensemble. Elles ont également pour défaut de relever les moyennes. C'est pourquoi il vaut mieux s'intéresser aux valeurs médianes qu'aux valeurs moyennes, facilement perturbées par ces cas extrêmes (voir lexique). Ce phénomène a été rappelé par le groupe de travail de la Commission européenne. « *Les mesures du mercure dégagé par les amalgames sont évaluées entre 1 et 27 µg par personne. Mais la majorité des estimations est de 1 à 5, avec seulement deux résultats dans la fourchette 15-29 µg. Et encore, l'une de ces estimations a été révisée à la baisse, à 10 µg* ».

Le second écueil est d'écarter totalement les mesures aberrantes sous prétexte qu'elles sont exceptionnelles. Certaines études ont mesuré des cas extrêmes (450, voire 4.000 µg/m3 d'air ou par litre de salive). A supposer que ces mesures soient valides, il faut quand même les prendre en compte et ne pas en faire abstraction. Le problème est de savoir quelle est la proportion de cette fraction de population correspondant aux mesures extrêmes. La littérature est là encore peu cohérente. La Commission européenne parle de 0,1 % de la population. D'autres études alarmistes parlent de 8 à 10 % de la population. Quand on sait qu'il existe par exemple 80 millions d'amalgames posés en Allemagne, soit en moyenne 1 amalgame par personne et par an, en gardant l'hypothèse minimum de 0,1 % de la population, cela concerne 800.000 amalgames, voire 800.000 personnes. On ne peut les passer sous silence.

A en croire quelques études, il existe néanmoins quelques patients qui absorbent des quantités importantes de mercure. Ces cas, même rares, méritent d'être traités. Même si d'autres facteurs entrent en ligne de compte (alimentation...), il est vraisemblable que l'évaluation bénéfice/risque les oriente vers la dépose des amalgames.

b) Les apports de l'étude de Tübingen.

La première partie de l'étude de Tübingen constitue un pas important dans la connaissance des rejets des amalgames. Certains apports sont incontestables :

- en premier lieu, l'étude a confirmé l'effet de la mastication sur les rejets mercuriels. Ce point était connu. Il est une fois de plus mis en lumière.

- en second lieu, l'étude a révélé des teneurs en mercure très supérieures aux études antérieures menées sur des échantillons plus petits : la charge en mercure de la salive étant 3,5 fois plus élevée que les résultats publiés quelques années auparavant par les autorités nationales allemandes. Les causes sont liées, d'une part, au nombre moyen d'amalgames constaté dans la population, plus élevé que les chiffres habituellement communiqués (9 obturations avec amalgames en moyenne ; une estimation donnée en France au cours d'une audition est de 6 obturations en moyenne) ; d'autre part, au fait que la grande majorité des obturations en amalgame ne sont pas polies, ce qui favorise les émissions mercurielles.

Ce point est fondamental, car il montre les différences entre une étude sur un public préparé et une étude sur le grand public, sans brossage régulier, et surtout sans polissage systématique .

- en troisième lieu, même limitée à quelques cas, , la concentration de 1.000 µg/l mesurée dans la salive de porteurs d'amalgames, si elle est exacte, doit justifier d'urgence une réaction. La dépose d'amalgames dans les règles de l'art et avec le maximum de précautions paraît s'imposer sans plus attendre...

c) Les critiques de l'étude de Tübingen

D'autres positions sont plus contestables.

Le lien entre amalgame et présence de mercure dans la salive n'est aujourd'hui contesté par personne. Mais ce phénomène n'est d'ailleurs nullement spécifique au mercure puisque tout autre métal en bouche produit les mêmes effets. Les patients dont les restaurations dentaires ont été traitées avec des alliages ont, eux aussi, des concentrations en métaux très supérieures à celles d'un public témoin sans restauration. Les concentrations de nickel, chrome, cobalt dans le sang, le plasma, l'urine ou la salive sont multipliées par des facteurs allant de 7 à 85 (la concentration en nickel constatée dans la salive d'un patient traité avec des alliages métalliques est 85 fois plus forte que celle d'une personne non traitée). La salive

serait, avec le plasma, le lieu où se constatent les écarts les plus grands entre un public traité et un public témoin, sans amalgame.

On observera également que le volontariat et la représentativité sont peu compatibles, que les signes cliniques recensés sont plus des plaintes que des troubles aisément identifiables. Les plaintes sont très diverses. Une hétérogénéité qui ne plaide pas en faveur d'une intoxication unique, clairement définie. Le seul ciment de ces milliers de plaignants est qu'ils trouvent dans l'amalgame une matière identifiable pour expliquer leurs problèmes. De surcroît ces troubles ne s'accompagnent pas toujours de certaines pathologies spécifiques aux intoxications mercurielles telles que les affections rénales.

d) La pertinence des comparaisons

La pertinence des comparaisons est sujette à caution.

Il est souvent affirmé que les vapeurs mercurielles dans la cavité buccale dépassent les valeurs limites d'exposition au mercure fixées par l'OMS dans les lieux de travail, ou dans l'air ambiant, et que la teneur en mercure dans la salive dépasse les normes en vigueur pour l'eau potable, faisant dire « *qu'on tolère en bouche ce que l'on n'admet pas dans l'eau du robinet ou dans les usines* ».

La comparaison entre air intra-buccal et air en milieu professionnel fait l'objet de controverses. L'argument est que l'air buccal ne représente qu'une petite fraction de l'air inhalé (air extérieur inhalé par le nez). Une fraction variable selon les moments de la journée (accrue au moment des repas par exemple) mais en moyenne très faible. Il faut aussi tenir compte de l'air exhalé. Par conséquent, tout l'air intra-buccal n'est pas absorbé par le porteur. Tous ces éléments conduisent à penser que la comparaison air buccal / air extérieur, est erronée. Plusieurs études estiment que, pour être pertinente, la mesure de l'air intra-buccal doit être divisée par seize.

Cette comparaison a été discutée par le groupe de travail européen.

Les hypothèses sont les suivantes : l'exposition mercurielle liée aux amalgames est estimée entre 1 et 5 µg par jour. Le seuil minimum pour observer des effets subcliniques est de 30 µg de mercure par m3 d'air (seuil fixé par l'OMS). Or, on parle d'exposition professionnelle lorsqu'un individu travaille 8 heures par jour, 5 jours sur 7.

A partir de ces hypothèses, le groupe procède au calcul suivant : considérant que l'air inhalé est de 10 m3 par jour et que l'absorption de mercure par

les poumons est de 80 % de l'air inhalé, la dose minimale d'exposition est de 1.200 à 2.000 µg de mercure par semaine *(1)* :

Si l'on prend l'hypothèse d'une exposition au mercure de 1 à 5 µg par jour, soit 7 à 35µg par semaine, l'exposition au mercure liée aux amalgames est de 35 à 285 fois plus basse que le seuil des effets subcliniques.

e) Les insuffisances scientifiques

L' étude de Tübingen soumise à la critique scientifique

par le professeur A. Bernard
Professeur à l'Université de Louvain, Belgique
expert, membre du comité de pilotage

Bien que largement diffusée et citée, l'étude de Tübingen n'a pas fait l'objet d'une publication dans une revue scientifique avec comité de lecture. On ne retrouve en effet dans les banques de données internationales aucune trace de cette étude ni même des auteurs qui l'ont signée (Roller E., Weiss HD et Maier KH). Il ne faut donc pas s'étonner que cette étude ne soit pas prise en considération par les comités scientifiques chargés d'évaluer les risques liés aux amalgames. Ces comités ont pour règle en effet de ne retenir que les publications qui sont passées par le filtre de l'évaluation par les pairs, ce qui implique le respect de certains critères.

Il serait d'ailleurs intéressant de connaître les raisons pour lesquelles cette vaste étude n'a pas été publiée, ce qui revient à s'interroger sur les motivations réelles des auteurs car mener des recherches scientifiques sans finalité de publication, c'est se condamner à brève échéance à un verdict de non productivité et de travail inutile pour la science et la collectivité.

L'évaluation par les pairs est donc une étape incontournable dans la reconnaissance d'une étude par la communauté scientifique internationale. Les avis que les pairs émettent au sujet d'un manuscrit sont confidentiels et souvent d'autant plus sévères que le niveau de la revue est élevé. Ces avis certes peuvent varier quant au fond ou l'interprétation mais s'agissant des aspects méthodologiques, habituellement les divergences sont très peu marquées dès lors que les évaluateurs sont des scientifiques expérimentés et rodés à la recherche. Dans le cas de l'étude de Tübingen, voici les points qui auraient immanquablement été soulevés par un comité de lecture.

Le recrutement de la population. Le recrutement a été fait sur une base volontaire par le biais d'un article publié dans la presse en 1995 et suite à une campagne d'informations dans les médias. On peut craindre que ce procédé ait effectivement drainé vers l'étude les sujets déjà sensibilisés à la problématique des risques mercuriels.

---

(1) soit 30 ou 50 (µg de Hg) X 10 (m3) X 5 (jours) X 0,8 (proportion absorbée par les poumons)

Ce biais de sélection est d'autant plus inévitable qu'une contribution financière a été demandée aux volontaires. Dans ce contexte, on conçoit difficilement que des personnes non convaincues de la toxicité des amalgames dentaires aient accepté de participer. Le rapport ne mentionne nullement que le protocole de l'étude a reçu l'accord d'un comité d'éthique, ce qui est une condition pourtant requise pour mener ce type d'investigation.

Questionnaire. On reste perplexe à la lecture du questionnaire tant les questions sont imprécises au sujet des troubles de santé et tant il manque aussi des questions pourtant essentielles à l'analyse des résultats. Il n'existe en particulier aucune question au sujet de l'hygiène et des soins dentaires (nombre de brossages des dents par jour, période écoulée depuis la dernière intervention dentaire, fréquence des soins dentaires..). De même les auteurs n'ont pas interrogé les volontaires sur les risques professionnels et les pratiques alimentaires pouvant influencer le degré d'imprégnation par le mercure (boissons acides attaquant les amalgames, poissons,..) et les multiples facteurs confondants pouvant être associés aux troubles observés (maladies nerveuses, situation familiale ou professionnelle, consommation de médicaments, de tabac, d'alcool…). On se demande aussi dans quelle mesure les participants ont pu auto-évaluer le nombre d'obturations qu'ils ont en bouche.

Analyse du mercure. La méthode de dosage du mercure est décrite soigneusement dans le rapport et les auteurs se défendent de toute surestimation ou de toute dérive analytique. Il eut été intéressant que les auteurs présentent les résultats des contrôles de qualité effectués au cours de cette étude. Les taux de mercure très élevés (supérieurs à 1 mg/l) observés auraient du être confirmés par d'autres analyses par exemple au niveau urinaire ou du moins les auteurs auraient du apporter la preuve qu'il ne s'agissait pas de contaminations ponctuelles dues à une obturation récente.

Analyse statistique. Bien que les auteurs évoquent l'utilisation de divers tests statistiques, l'analyse statistique est très sommaire et insuffisante pour tirer des conclusions. Le rapport discourt sur l'utilisation des médianes et des moyennes, ce qui est non pertinent car l'analyse statistique aurait du être pratiquée sur l'ensemble des résultats. Les méthodes statistiques actuelles permettent sans difficultés d'intégrer les extrêmes dans l'analyse statistique. Il est donc inacceptable d'écarter des valeurs et de ne travailler que sur une certaine plage de valeurs (66%). De même une analyse "univariée", c'est à dire testant un seul facteur comme celle illustrée par les diverses figures, ne permet de tirer aucune conclusion car les troubles étudiés ne sont pas spécifiques de l'intoxication mercurielle. Une analyse de type "multivariée" ajustant les observations par l'influence des autres facteurs (notamment ceux liés au mode de vie ou à des affections bien diagnostiquées) est indispensable pour tester les hypothèses émises par le rapport. Sur le plan statistique l'étude est donc inachevée.

Interprétation. La discussion comporte des éléments qui font référence à des situations de conflits et qui n'ont donc pas leur place dans une étude scientifique. La conviction se substitue trop souvent à l'analyse impartiale et à la déduction logique. A certains moments, la conviction entraîne les auteurs dans de véritable contradictions. Par exemple, d'un côté ils affirment que la salive (test recommandé par leur laboratoire) est le seul indicateur fiable de l'imprégnation cérébrale, et de l'autre ils prétendent que le mercure ingéré (donc via la salive) est peu pertinent car non résorbé au niveau intestinal. Ces affirmations sont aussi en totale contradiction avec le constat fait dans la suite du rapport à savoir que le mercure libéré par les amalgames est absorbé par voie pulmonaire sous forme de vapeurs mercurielles, ce qui est correct. C’est

précisément en raison de ces deux voies possibles d'absorption (pulmonaire et intestinale) que les toxicologues recommandent les dosages sanguins ou urinaires pour apprécier les risques de toxicité neurologique et rénale (le sang est le passage obligé du mercure pour aboutir au cerveau et aux reins).

Enfin, le calcul de la dose journalière de mercure ingérée en provenance des obturations est erroné car il repose sur le postulat que la concentration du mercure dans la salive multipliée par le débit salivaire correspond à la quantité de mercure libérée par les amalgames chaque jour. En fait, c'est oublier que le mercure présent dans la salive peut provenir de trois sources : le mercure excrété par voie biliaire le mercure associé aux cellules exfoliées de la cavité buccale reflétant aussi le stockage dans ces cellules épithéliales du mercure libéré sur une période plus longue que 24 heures) et le mercure effectivement libéré par l'amalgame. Seule cette dernière source correspond à l'apport direct par les amalgames. Ces trois sources ne peuvent être constantes sur la journée et donc l'extrapolation sur une période de 24 heures d'une quantité mesurée sur un prélèvement assez ponctuel de salive est un exercice qui reste très aléatoire.

Même si les conclusions du rapport concernant un dépassement de la dose journalière reposent sur une extrapolation ignorant ces aspects métaboliques, il n'en reste pas moins vrai que le mercure libéré par les obturations comme le montre l'étude de Tübingen représente la principale source d'exposition au mercure pour la population générale non soumise à des risques professionnels et ayant une consommation modérée de poissons. L'OMS considère que cet apport reste inférieur à la dose journalière acceptable (42 µg/jour).

C. LES EFFETS DE L'AMALGAME DENTAIRE

1. Les réactions locales

a) Les réactions allergiques

Il est certain que la pose d'amalgames peut entraîner des réactions allergiques plus ou moins graves et prononcées chez les patients. Une allergie est une réaction d'un organisme d'un individu sensibilisé par une substance. Le mécanisme de l'allergie est bien connu : la substance sensibilisante dite antigène fait apparaître des cellules spécifiques dans l'organisme, dits anticorps, générant une réaction en chaîne. L'antigène réagit à ces anticorps provoquant des réactions de l'organisme. L'antigène peut être extérieur (allergie au pollen, aux poils de chat...) ou introduit dans l'organisme, comme c'est le cas pour les alliages en général et l'amalgame en particulier.

Alliages et amalgames, conçus et réalisés pour être utilisés au contact du vivant sont appelés des biomatériaux. La biocompatibilité, c'est-à-dire la compatibilité des biomatériaux et de l'organisme n'est pas garantie à 100 %.

Certains risques peuvent apparaître. Les risques des alliages en général dans le tissu mou du corps humain sont les réactions inflammatoires, tissulaires telles que le « tatouage », forme de pigmentation disgracieuse de la gencive ou immunologiques (allergies au sens strict).

Les réactions allergiques liées aux amalgames sont connues, mais, sauf exception *(1)*, peu étudiées. On pourra regretter notamment que les présentations de l'amalgame dentaire figurant dans des ouvrages censés être de référence y consacrent si peu de développements. Il n'y a pas d'accord général sur la proportion de patients sujets aux allergies, mais certains estiment qu'elle peut aller jusqu'à 8 % des cas. Un pourcentage suffisant pour s'en inquiéter.

Les allergies aux amalgames appartiennent à la catégorie des allergies dites de contact, avec manifestations cutanées sous forme d'irritation plus ou moins grave de la muqueuse (eczéma, dermite, « lichen plan »), apparaissant rapidement (24/48 heures) après la pause de l'amalgame, mais pas immédiatement, par opposition aux hypersensibilités immédiates avec asthme et oedèmes.

L'allergie est aisément repérable en présence de deux critères : une réaction positive aux tests avec allergènes, et la guérison rapide après suppression de l'allergène, en l'espèce l'amalgame dentaire.

Les allergies liées aux alliages en général et aux amalgames en particulier sont très variables selon les individus, mais plusieurs facteurs sont susceptibles de les accroître :

- tout d'abord, les allergies semblent « s'auto-entretenir ». Le risque d'être allergique aux amalgames est trois fois plus important chez un patient allergique à d'autres produits que chez un patient sain, sans antécédent allergénique.

- ensuite, les allergies semblent se « construire » petit à petit. On peut ainsi ne pas être allergique à un métal au début, mais le devenir après un certain temps ou un certain volume d'exposition. C'est ainsi que la proportion de femmes allergiques au nickel est le double de celle des hommes (10 % contre 5 %) tout simplement parce que les femmes sont plus exposées (bijoux, clips, boucles d'oreilles...).

- enfin, l'allergie aux amalgames semble également varier selon le temps de séjour des amalgames en bouche. Des patients porteurs d'amalgames depuis plus de cinq ans réagissent davantage aux tests épicutanés (en contrôlant la sensibilité aux

---

(1) Les phénomènes allergiques liés aux amalgames dentaires ont notamment été étudiés par l'Institut de médecine du travail de Lille. L'audition du professeur MF. Hildebrandt a été sur ce point particulièrement riche. La plupart des informations de cette partie sont issues de ses travaux.
Voir également : C. Véron, MF. Hildebrandt, JP. Fernandez, les pigmentations gingivales pour l'amalgame dentaire, J. Bromet. Dent. 1985 , 1, 47-52

composants des amalgames), que les nouveaux porteurs. Ce phénomène laisserait supposer que la sensibilité aux amalgames s'accroît avec la corrosion.

L'allergie dépend aussi et surtout de la qualité des alliages et amalgames, plus que de leur composition. Il n'y a pas une allergie unique aux amalgames. Les inflammations notamment, liées aux amalgames fraîchement posés, disparaissent après quelques jours.

S'il est tout à fait certain que la pose d'amalgame peut entraîner des allergies, il est non moins certain que « *le mercure, quoique très souvent incriminé, n'est pas le seul agent sensibilisant de l'amalgame dentaire* ». Son rôle n'est nullement exclusif. La sensibilité, voire l'hypersensibilité à l'argent, et de plus en plus au cuivre, dont la proportion a sensiblement augmenté dans les amalgames récents, est à prendre en compte. Ce phénomène n'est pas propre aux amalgames. Il existe également des cas d'allergies observées à partir de prothèses et implants chirurgicaux. On dénombre une centaine de cas graves.

Il peut être intéressant de constater que l'analyse du tissu gingival affecté par les tatouages par exemple fait clairement apparaître la présence de particules d'argent et de soufre, mais pratiquement pas de mercure. *« Il semble donc que le mercure a totalement disparu des inclusions »*. Pour le professeur Hildebrandt, « *l'argent et le mercure ont des mécanismes de distribution et de métabolisation bien différents. Le mercure a disparu de la gencive parce qu'il est passé dans l'organisme, en raison de sa dissolution et de sa diffusion facile à température corporelle, par voies sanguine et lymphatique (relatif à l'eau). Le mercure s'est lié sous forme de dérivés métallo-organiques à des molécules biologiques diverses qu'on trouve notamment dans les reins et le foie, qui créent des molécules spécifiques (les métallothionéines) qui facilitent l'élimination du mercure par voie urinaire* ».

b) L'électrogalvanisme

L'électrogalvanisme consiste dans la création de courants électriques, de très basse tension. Ces courants sont générés par la proximité des matériaux métalliques hétérogènes. La cavité buccale constitue une mosaïque de restaurations métalliques diverses (amalgames de génération différente, alliages pour prothèses et implants...), qui présentent des potentiels électriques différents générant par conséquent une libération d'ions métalliques conduisant à la formation d'un courant galvanique (courant électrique de très basse tension, étudié par Galvani). Il y a libération d'ions métalliques lorsqu'un amalgame se trouve à proximité d'autres métaux, en particulier d'un alliage métallique plus électropositif, la salive jouant alors le rôle d'électrolyse. La différence de potentiel électrique crée un phénomène de pile, autoentretenu par la corrosion de l'amalgame (le courant accroît la libération d'ions métalliques, et le phénomène de micropile accélère la corrosion).

Cette réaction est susceptible de générer des manifestations buccales désagréables (goût métallique, brûlures, petites lésions de type « lichen plan »). Le phénomène est connu - on raconte même l'histoire (vraisemblablement « mise en forme » à partir d'un fait réel) d'une personne qui, depuis la pose d'amalgames dentaires, recevait RTL...- mais son analyse présente quelques difficultés. Tout d'abord, « il y a un doute considérable pour mesurer précisément les courants électriques dans la bouche *(1)*. Les mesures courantes varient entre 4 à 50 micro ampères, avec quelques cas connus à 160 micro ampères *(2)*. On cite également le cas de vapeurs mercurielles mesurées entre un amalgame et un inlay en or à 450 µg de mercure par m3.

Ensuite, il ne semble pas y avoir de lien clair entre symptôme et importance du courant, et encore moins entre symptôme et amalgames, dans la mesure où les symptômes peuvent venir d'autres soins ou d'autres causes.

Le polymétallisme doit cependant être évité et les restaurations doivent être les plus homogènes possible. On observera toutefois qu'il paraît exclu d'éviter totalement ce phénomène, ne serait-ce que parce qu'un grand nombre d'obturations à l'amalgame sont recouvertes de couronnes métalliques !

2. Les troubles et maladies graves

La toxicité du mercure est connue et porterait, selon les formes chimiques, sur le cerveau et les reins. Diverses études laissent craindre que les amalgames pourraient être la cause d'altérations graves de ces deux organes.

- Les troubles neurologiques, neuromusculaires ou cardiovasculaires

Un lien a pu être établi entre la concentration de mercure dans le cerveau, et le nombre d'obturations à l'amalgame, ouvrant ainsi la voie à plusieurs hypothèses. L'une des principales concerne l'implication du mercure dans la maladie d'Alzheimer, des traces de mercure ayant été relevées dans le cerveau des malades. Le lien de causalité n'a cependant pas été établi, la maladie pouvant tout aussi bien modifier la « distribution » du mercure dans le corps, altérer les barrières immunitaires et absorber davantage de mercure. Le professeur Picot, du CNRS, directeur du Comité de prévention des risques chimiques du CNRS, cite également des détériorations cérébrales chez de nombreux porteurs d'amalgames, qui pourraient être causées par le mercure.

---

(1) op. cit. p. 41

(2) On trouve aussi dans la documentation distribuée par les opposants les plus déterminés aux amalgames le cas d'un patient dont le courant atteignait 800 m.v

Des hypothèses ont également été émises concernant les scléroses, la maladie de Parkinson, le diabète. L'une de ces études, suédoise, a consisté à suivre 1.412 femmes pendant vingt ans. Aucun de ces travaux n'a été concluant, aucune corrélation entre les maladies citées et le nombre d'amalgames n'ayant été établie. Les liens avec la tuberculose, le sida, le cancer ont également été étudiés, sans plus de résultat, le mercure n'étant pas classé parmi les substances cancérigènes.

- Les troubles néphrétiques

Le rein est l'organe cible par excellence du mercure inorganique. Après la phase d'excrétion immédiate par les fèces, le rein est le filtre par lequel transite le mercure. La mesure habituelle de mercure se fait d'ailleurs par analyse d'urine, en mesurant le mercure dans la créatinine *(1).* Il y a un lien assez net entre exposition aux vapeurs de mercure et importance du mercure dans la créatinine. La toxicité directe sur le rein est plus difficile à établir, mais peut être suivie par d'autres paramètres. Les infections rénales sont souvent évoquées par les porteurs d'amalgames, comme par les individus exposés au mercure.

Là encore, la démonstration chimique n'est pas établie. D'une part, il y a une relation probable entre amalgame et présence du mercure dans l'urine, mais seulement à partir d'un certain seuil car des concentrations faibles de mercure peuvent être aussi constatées chez des personnes non exposées. D'autre part, il n'y a pas de corrélation entre nombre d'amalgames et concentration de mercure. Enfin, selon la Commission européenne, « *aucune étude n'indique qu'il y a un risque de dysfonctionnement rénal sérieux dû à l'exposition mercurielle des amalgames dentaires* ».

- L'immunotoxicité

Une autre conséquence, étudiée plus récemment, concerne l'éventuel impact de mercure sur les défenses immunitaires. En modifiant la flore intestinale, le mercure (issu des amalgames) entraînerait une sensibilité accrue aux agressions extérieures et pourrait la rendre résistante aux antibiotiques.

3. Les conséquences générales sur la santé

Pour de nombreux professionnels et patients, le mercure dentaire serait à l'origine de troubles divers affectant la santé des porteurs d'amalgames. Cette inquiétude, relayée par la presse, est bien connue. En 1991, un rapport de l'OMS

---

(1) Une exposition aux vapeurs mercurielles de 80 µg/m3 d'air correspond à une dose de 100 µg de mercure par gramme de créatinine. Une exposition de 25 à 80 µg/m3 correspond à 30 à 100 µg/g par gramme de créatinine.

signalait que « *beaucoup d'individus croient que leurs douleurs sont provoquées par l'amalgame dentaire. Les symptômes sont très divers. Quelques études signalent que l'état des patients s'est amélioré après le remplacement des amalgames* ». Votre rapporteur a personnellement pu constater qu'au cours de cette étude, il n'y a guère eu de semaines où il n'a été alerté par des personnes décrivant les dommages causés par les amalgames et l'amélioration constatée après la dépose.

L'éventuelle intoxication chronique par le mercure dentaire serait particulièrement insidieuse puisqu'elle débuterait par des symptômes non spécifiques, tant physiques (fatigue, manque d'appétit, sécrétion salivaire, diarrhée) que psychologiques (perte de confiance en soi, irritabilité, dépression ...). La liste des maux constatés chez les porteurs d'amalgames et imputés par ces derniers aux amalgames est donc particulièrement impressionnante : troubles du sommeil, cernes sous les yeux, nervosité, torticolis, fourmillement dans les jambes, perte de sensibilité des seins, crampes anales, vertiges, rhumes, perte d'énergie, perte de mémoire, maux de tête, écriture tremblante, irritabilité, timidité, bégaiement, nausée, toux sèche... Autant de maux que la médecine ne parvenait pas à guérir, jusqu'à la délivrance : le retrait des amalgames.

De nombreux témoignages publiés illustrent cette situation. Certains prêteraient à sourire si l'on oubliait qu'ils révèlent un réel et profond désespoir.

L'un avait consulté 57 médecins avant qu'un « *médecin naturopathe* » - sic - ne diagnostique un empoisonnement au mercure et ne traite le patient en conséquence. Un autre va jusqu'à accuser les amalgames de sa mère responsables de tous ses malheurs : eczéma, rhumatismes, maux de tête, rupture de fiançailles et alcoolisme, problème de barbe, dépression.

On admettra que ces troubles peuvent également survenir en dehors de toute obturation, que leur gravité est aussi sans rapport avec l'exposition mercurielle d'un individu, et que dans ce malheureux cas, il y a quelques probabilités pour que la composante psychique ne soit pas à écarter. Il n'en demeure pas moins qu'il existe un certain nombre de patients anxieux ou dépressifs, qui, inspirés par des opposants motivés et convulsifs, attribuent ces symptômes à la seule intoxication mercurielle. Ces quelques mois d'étude ont montré que les témoignages de ce type sont plus fréquents que l'on croit. L'amalgame est devenu pour certains individus un véritable point de fixation, aux effets dévastateurs...

Quelques études ont même évalué la fréquence des symptômes et établi des corrélations troubles neurotoxiques légers/mercure. Plusieurs études ont montré que ces troubles n'apparaissent qu'à partir d'un certain seuil d'exposition. Ce seuil est fixé, selon les études, à 25 ou 50 µg de mercure par m3 d'air soit 30 à 100 µg de mercure par gramme de créatinine. L'étude de Tübingen (2ème partie) n'a pas établi ce lien mais a constaté que les troubles évoqués chez les patients porteurs d'amalgames étaient extrêmement proches des symptômes de microhydrargisme décrits en médecine du travail. « *Pour la première fois, il a été prouvé*

statistiquement qu'il existe une relation entre la concentration en mercure dans la salive - et non le nombre d'obturations en amalgame - et les symptômes déterminés de maladies. Ce serait en particulier le cas pour la chute des cheveux, les troubles à l'estomac et le saignement des gencives ».

Exemples de liens entre douleur et concentration en mercure

Troubles	**Concentration de mercure dans la salive (en µg/l)**					
	0-10	**11-20**	**21-50**	**51-100**	**101-150**	**> 150**
Troubles fréquents de l'estomac et des intestins	20	25,5	24,5	24,5	30,5	33
Saignements fréquents des gencives	24,8	25,8	28	31	37	36,8

Source : étude de Tübingen

Une autre étude, citée par la Commission européenne, donne même des chiffres précis sur la fréquence des symptômes :

Fréquence des symptômes auprès de patients porteurs d'amalgames ayant autodiagnostiqué un électrogalvanisme (en %)

Symptômes de type oral		**Symptômes somatiques**		**Symptômes psychologiques**	
Brûlures	19	Douleurs musculaires	37	Manque d'énergie au travail	51
Goût métallique	16	Maux de tête	27	Qualité de vie détériorée	47
Mal au dents	10	Symptômes neurologiques	25	Fatigue	35
Bouche sèche	8	Articulations douloureuses	24	Anxiété	31
Difficultés à mâcher	4	Vertiges	20	Dépression	28
		Douleurs intestinales	17	Incapacité à se relaxer	18
		Vision diminuée	15	Insomnies	15
		Allergies	14	Irritabilité	12
		Problèmes de peau	13		
		Difficultés respiratoires	12		
		Douleurs de poitrine	11		
		Palpitations cardiaques	11		

	Douleurs lombaires	11	
	Symptômes génitaux	7	
	Perte de cheveux	6	
	Diarrhée	6	
	Sueur	5	
	Constipation	5	

Une lecture rapide laisserait abasourdi le lecteur occasionnel. Quelques observations méritent toutefois d'être rappelées. Tout d'abord, l'étude de Tübingen, référence maîtresse sur ce sujet, ne porte pas sur les porteurs d'amalgames, mais sur les porteurs d'amalgames volontaires, « recrutés » par voie de presse pour participer à une recherche. Cette démarche est sujette à caution. Volontariat et représentativité sont souvent antinomiques. Comme chacun sait, une partie de la réponse est dans la question, et, en l'espèce, dans leur enchaînement : quand on fait suivre la question « *quel est le nombre d'obturations en amalgames ?* » par « *de quels troubles souffrez-vous ? «* (parmi ceux énumérés dans une liste) , on draine inévitablement beaucoup d'inquiets et de malades chroniques. Le facteur personnel, l'autoappréciation, (dans beaucoup d'études) doivent être pris en compte. Ensuite, s'il apparaît que nombre de patients se sont sentis mieux après la dépose des amalgames, l'effet placebo n'a jamais été pris en compte, car il n'a jamais été testé. Cette absence fragilise la démarche scientifique. Enfin, le lien de causalité amalgame-trouble n'est pas établi. Les saignements par exemple peuvent aussi être dus à un manque d'hygiène dentaire, responsable de caries et par conséquent de traitements à l'amalgame.

La première partie de l'étude de Tübingen (sur les effets de la mastication, l'importance du polissage...) paraît beaucoup plus pertinente que cette seconde partie éminemment subjective et non exempte de critiques méthodologiques. Ces résultats doivent être considérés comme des données intéressantes, instructives, mais ni plus, ni moins.

4. Les « groupes à risques »

L'idée est communément admise qu'il existe des « groupes à risques » pour lesquels il convient d'éviter la pose d'amalgames dentaires. Un consensus se dessine pour faire entrer dans cette catégorie les femmes enceintes par exemple. Les avis sont plus partagés pour les autres groupes d'individus.

a) L'amalgame dentaire et les femmes enceintes

- Les recherches sur les foetus humains et les bébés ont révélé la présence de mercure chez les enfants décédés. La transmission ne pouvant venir que de la mère, les analyses ont montré une corrélation entre la concentration de mercure chez le foetus ou l'enfant (mercure mesuré dans le foie, les reins, le cortex) et les amalgames des mères. Le mercure s'accumule chez la mère et se transmet par le placenta, puis par le lait maternel.

Toutes les études et l'expérience ont montré la dramatique vulnérabilité des enfants aux intoxications mercurielles, pour deux raisons :

- d'une part, parce que les concentrations sont beaucoup plus élevées que chez les mères. Le placenta, par lequel se font les échanges entre le foetus et le sang maternel, a une capacité à concentrer le mercure. La concentration peut être dix fois supérieure à celle du sang. La transmission à l'enfant n'est cependant pas immédiate. Ainsi, la corrélation entre le mercure chez l'enfant et les amalgames de la mère est significative chez les enfants de onze mois à quatre ans mais pas chez les nourrissons (de moins de dix mois). La présence de métatonine peu après la naissance constitue une sorte de barrière naturelle. La métatonine diminuant peu après la naissance, le mercure est alors relargué et la concentration augmente rapidement dans les mois suivants .

- d'autre part, les effets sont beaucoup plus graves chez l'enfant que chez la mère. Le drame de Minamata a montré des liaisons cérébrales irréversibles, une atrophie du cerveau, des troubles neurologiques graves, léthargie, convulsions, baisse du quotient intellectuel, et surtout des effets tératogènes graves, alors même que les mères ne présentaient pas toujours de signe clinique d'intoxication. Cette différence de concentration a même conduit jusqu'à l'hypothèse selon laquelle les foetus protégeraient la mère contre les effets toxiques du méthylmercure.

Comme souvent, la référence à Minamata est trompeuse car bien évidemment les doses reçues sont sans commune mesure avec la transmission par amalgame. Mais elle illustre - de façon dramatique - la grande vulnérabilité des jeunes enfants au risque mercuriel.

Pour la plupart des chercheurs, l'hypothèse d'une action tératogène (conduisant à des malformations) des vapeurs de mercure lors des manipulations et des préparations est en général acceptée.

Il existerait une corrélation entre la concentration de mercure dans le lait maternel, le placenta, le foetus puis le bébé, et le nombre d'amalgames de la mère, avec un « seuil critique » évalué à 7 amalgames*(1)*. Quelques réserves ont été

---

(1) Le lien mère enfant a surtout été étudié par le professeur Draasch. Les bébés de plus de onze semaines présentaient une valeur de pointe de 75,9µg de mercure par kg de

cependant apportées, mettant en cause cette relation. La corrélation serait surtout vérifiée avec le placenta, ce qui laisserait supposer que le placenta exerce une fonction de rétention- mais beaucoup moins avec le sang. Par ailleurs le rapport de causalité a lui aussi été dénoncé, puisqu'il existe aussi des cas de corrélations entre mercure chez l'enfant et mercure chez la mère... en l'absence d'amalgame !. La concentration en mercure chez la mère provenant alors de la consommation de poissons par exemple. Enfin, l'impact final n'est pas précisé. Comme le reconnaissait le Dr Draasch de l'Université de Munich, au cours d'une conférence scientifique internationale organisée au Parlement européen début 1999 : *« Honnêtement, je ne peux que dire que les concentrations de mercure (liées aux amalgames de la mère) ont apporté des dommages aux enfants »*. Avant toutefois, d'ajouter *« Il faut cependant se demander s'il ne faut pas se passer des amalgames dentaires... »*.

L'effet éventuel sur la fertilité a également été étudié. Au début des années 90, une étude polonaise avait relevé le nombre important d'avortements spontanés et d'enfants morts-nés chez les femmes dentistes et assistantes dentaires. Devant l'inquiétude provoquée, plusieurs études complémentaires avaient été diligentées. Sans résultat. L'exposition des hommes et des femmes aux vapeurs mercurielles serait sans incidence sur le nombre d'enfants. Une analyse statistique avait montré que les femmes très exposées (dentistes) avaient bien un nombre d'enfants plus faible que les femmes non exposées, mais celles-ci avaient aussi moins d'enfants que les femmes peu exposées. Aucune hiérarchie claire n'avait donc pu être établie en fonction du degré d'exposition au mercure. Il est certain que les femmes dentistes ont en général moins d'enfants que la moyenne, mais il ne s'agit pas d'une spécificité propre à ce métier. C'est aussi le cas des femmes qui travaillent et notamment des femmes qui occupent des postes de responsabilité. Les comparaisons entre milieux dentaires et milieux enseignants n'avaient d'ailleurs montré aucune différence.

Quant à l'étude polonaise, le taux anormalement élevé d'avortements spontanés était vraisemblablement dû aux conditions de manipulation du mercure dans les cabinets dentaires (les amalgames étant préparés au mortier), sans le minimum de précaution nécessaire.

Si l'effet sur la fertilité est quasi nul, de nombreuses études laissent supposer un risque non négligeable pour les enfants. Le principe de précaution trouva là une occasion de s'appliquer. L'exposition des femmes enceintes doit être aussi faible que possible.

Dès 1980, l'OMS recommandait de limiter l'exposition des femmes en âge de procréer. En Suède, la pose d'amalgames chez les personnes enceintes est pratiquement prohibée par les pouvoirs publics. **En France**, cette mesure a fait

---

tissu rénal, cette valeur augmentant de 30 fois lorsque le nombre d'amalgames passe à 10.

l'objet **d'une double recommandation tant du CSHPF*(1)* que du Conseil de l'Ordre des chirurgiens dentistes qui préconise de différer la pose d'amalgame chez les femmes enceintes**. On observera que cette mesure n'a été adoptée que près de vingt ans après sa première formulation par l'OMS.

Dès lors que l'on sait que la pose et la dépose d'amalgames sont deux moments critiques qui risquent d'augmenter brutalement les vapeurs de mercure, il ne serait pas absurde de « monter d'un cran » ce conseil de prudence, en prévoyant de reconsidérer la pose d'amalgame pendant la grossesse et chez les femmes allaitantes et de recommander une limitation de la pose d'amalgame aux femmes manifestant l'intention d'avoir des enfants.

b) Les autres patients à risques

Le CSHPF n'a formulé des recommandations expresses que pour les seules femmes pendant la grossesse et l'allaitement. Ces recommandations peuvent-elles aussi concerner d'autres groupes de patients ? D'autres groupes à risques ont été évoqués. Les jeunes enfants, les patients qui ont déjà quinze, vingt plombages, les personnes allergiques... Définir un groupe à risques nécessite cependant beaucoup d'efforts scientifiques...

Quels pourraient être ces groupes ?

- les jeunes enfants, dans la mesure où la résistance par rapport au mercure est amoindrie et que le risque de mastication de gomme à mâcher acide est deux fois plus important que chez l'adulte. La recommandation du CSHPF est cependant très indirecte et porte davantage sur la mastication que sur la pose d'amalgame proprement dite : « *la mastication de gomme à mâcher augmente transitoirement la libération de mercure par les amalgames, leur consommation fréquente doit être évitée par les porteurs de nombreux amalgames* ».

- les adultes affaiblis, allergiques au mercure et allergiques en général, ou souffrant d'insuffisance rénale.

- les individus à multicaries constituent un groupe particulier dans une situation embarrassante, quel que soit le point de vue duquel on se place. La carie est infectieuse et doit être traitée. Pour beaucoup de praticiens, le composite ne paraît pas indiqué car il n'offre pas les garanties d'étanchéité de l'amalgame et les risques de reprise de carie sont démultipliés. Ce qui favorise la pose d'amalgames. Si les rejets mercuriels sont mineurs, la multiplication des amalgames en bouche peut légitimement être appréhendée. Une étude canadienne préconise une sorte de « limite maximale de pose », fixée à quatre

---

(1) Avis du CSHPF du 19 mai 1998, point 6 : « la pose et la dépose de l'amalgame augmentant sensiblement la libération de mercure, il est prudent de les éviter pendant la grossesse et l'allaitement ».

amalgames pour les adultes, trois pour les adolescents, et un pour les enfants. Des recherches méritent d'être poursuivies sur ce point.

c) Les praticiens

Les médecins stomatologistes, chirurgiens-dentistes, assistants dentaires sont les premiers et les plus exposés au mercure de l'amalgame. L'exposition a lieu au moment de la préparation, de la pose, de la dépose, de la récupération des amalgames, et du polissage de la dent, offrant ainsi de nombreuses occasions de contact direct et surtout d'inhalation de vapeurs de mercure.

- Cette situation est connue, même si les conclusions sont ambiguës. Il y a en effet deux façons d'appréhender ce sujet.

D'une part, il est incontestable que l'exposition des chirurgiens dentistes au mercure se traduit dans tous les indicateurs courants : concentrations de mercure dans les urines, dans le sang, dans l'hypophyse (jusqu'à 35 fois plus élevées que dans les groupes témoins...), notablement supérieures à la moyenne de groupes témoins. Le taux de mercure dans l'organisme augmente sensiblement avec les années d'exercice et même les années d'étude... Une étude a montré une augmentation sensible du taux d'hypersensibilité au mercure des étudiants au fur et à mesure de leurs cursus universitaire : tandis que seuls 2 % des étudiants débutants présentaient des risques de sensibilité, cette proportion passe à près de 11 % en dernière année. Les taux de mercure dans l'air des cabinets dentaires sont notablement plus élevés et augmentent au cours de la journée...

D'autre part, **aucune maladie ou pathologie professionnelle propre aux dentistes n'a pu être constatée**. Sauf exception, il ne semble pas que les dentistes, les femmes dentistes, et les enfants de femmes dentistes, aient de problèmes de santé particuliers.

Les conclusions alarmistes d'une étude sur les femmes chirurgiens dentistes en Pologne, sujettes à un taux anormalement élevé d'avortements spontanés et de malformations de leurs bébés, se sont révélées de fausses pistes. Les femmes dentistes enceintes, normalement le plus exposées , n'arrêtent pas de travailler, sans pour autant avoir des enfants plus malformés ou handicapés que les autres. Les manifestations en question étaient moins liées à la profession qu'aux conditions de manipulation du mercure (à partir d'une poudre écrasée et mélangée manuellement au pilon...). Cette origine a cependant mis en évidence l'importance des conditions de préparation de l'amalgame. Cette pratique du pilon, aujourd'hui dénoncée comme archaïque (le mélange est réalisé par un vibreur ou « amalgameur »), a été en usage pendant près d'un siècle et demi. Il est vrai que la profession a longtemps été à dominante masculine et que les effets du mercure sur la fertilité des hommes sont nuls, mais les assistantes dentaires étaient nombreuses. L'utilisation des capsules prédosées évitera à l'avenir la fabrication en cabinet.

Autant « *d'arguments forts en faveur de l'innocuité de l'amalgame* » selon l'expression de la *Commission d'enquête sur l'amalgame, du Conseil National de l'Ordre des Chirurgiens-dentistes* .

- Est-ce une raison suffisante pour s'en désintéresser ? Votre rapporteur ne le pense pas. L'inhalation de vapeurs de mercure par le chirurgien dentiste et ses assistants représente un risque potentiel d'intoxication. Ce risque a été évalué dans plusieurs pays, notamment au Royaume-Uni, en Allemagne, en Suisse, en Suède, et aux États-Unis. A notre connaissance, les risques professionnels liés au mercure dentaire n'ont pas donné lieu à des investigations très poussées en France, à une exception près, mais plus expérimentale que réellement représentative, compte tenu de la faiblesse de l'échantillon analysé.

Ces analyses donnent néanmoins des résultats intéressants qu'il convient de rappeler.

La teneur en mercure dans l'air des cabinets dentaires

Synthèse d'études étrangères et d'une expérimentation en France

1ère conclusion (études européennes) : La valeur moyenne constatée dans les cabinets dentaires est de 25 µg/m3, soit une valeur de moitié inférieure à la valeur moyenne d'exposition acceptée en France (50 µg/m3 valeur limite fixée par l'Institut National de la Recherche et de Sécurité).

2ème conclusion : La concentration en mercure dans l'air est très dépendante de la température. Elle triple entre 80° et 20 °.

3ème conclusion : La valeur moyenne recouvre des mesures très hétérogènes. La concentration varie dans des proportions considérables, selon le lieu de la mesure, dans une proportion de 1 à 1.000.

Exemple de mesures dans un cabinet dentaire :

- mercure dans la salle d'attente	0,1 µg/m3 d'air
- moyenne cabinet	7,8 µg/m3 d'air
- mercure dans la poubelle	8,6 µg/m3 d'air
- mercure près de l'amalgameur	13,8 µg/m3 d'air
- mercure sur le lieu de stockage des déchets	91,9 µg/m3 d'air

4ème conclusion : Ces mesures font apparaître des pics de concentration et par conséquent, des lieux à surveiller tout particulièrement.

• Il existe donc une série d'indices qui doivent être pris en compte et qui sont de nature à justifier **des précautions et des mesures d'hygiène élémentaire.** Elles sont parfaitement connues et le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France les a récapitulées dans son avis du 12 mai 1998.

Recommandations du CSHPF pour les professionnels

(Avis du 12 mai 1998)

« Afin de limiter au maximum la concentration de mercure dans l'atmosphère des cabinets dentaires, il faut :

1) - informer les professionnels et leurs employés de la toxicité du mercure et de la nécessité de respecter les règles d'hygiène et les bonnes pratiques.

2) - utiliser les nouveaux amalgames (dits non gamma 2) en capsules pré-dosées, afin de limiter tout risque de contamination. Les capsules d'amalgame doivent être stockées dans un endroit frais et ventilé.

3) - travailler dans des locaux ventilés ; le cabinet doit être aéré plusieurs fois dans la journée. S'il y a un dispositif de climatisation avec filtrage d'air, il faut respecter les consignes du fabricant pour l'entretien régulier des filtres.

4) - proscrire tapis, moquettes, rideaux et tissus muraux dont la décontamination est impossible.

5) - condenser l'amalgame par les moyens classiques (fouloir) et ne pas utiliser de condensateur à ultrasons afin d'éviter la formation d'aérosols.

La plupart de ces recommandations paraissent élémentaires, et l'on peut même s'étonner que le Conseil ait cru bon de devoir les rappeler. Hélas, quelques entretiens avec des praticiens montrent que ces rappels ne sont pas superflus. Une décision faisant **obligation d'utiliser des capsules prédosées**, plusieurs fois annoncée depuis cet avis, a été publiée dans les premiers jours de l'année 2001 (voir annexe).

Enfin, quelques pistes complémentaires méritent d'être évoquées.

- une meilleure information. Bien que directement exposés à titre professionnel, la plupart des praticiens sont largement ignorants de cette situation et sont même peu sensibilisés à ces questions, considérées à tort comme anecdotiques ou fantaisistes. Dans un premier temps, une meilleure information paraît indispensable.

- une meilleure évaluation. De plus, il n'y a actuellement aucun suivi médical des praticiens. Dans un second temps, une meilleure évaluation des risques dans les cabinets dentaires paraît nécessaire. Au vu des résultats, les instances professionnelles pourraient utilement recommander de procéder à des mesures régulières de concentration du mercure dans l'air des cabinets (une fois l'an par exemple) et à des contrôles personnels des praticiens (une fois tous les trois ou cinq ans par exemple).

D. LES POSSIBILITÉS DE SUBSTITUTION

1. Les matériaux de substitution

a) Présentation générale

Un débat sur l'utilisation de l'amalgame dentaire doit évidemment tenir compte des matériaux qui peuvent le cas échéant lui être substitués. Cet aspect des données, pourtant élémentaire, est rarement évoqué mais n'a pas échappé au groupe de travail de la Commission européenne.

Les produits d'obturation classifiables en cinq grandes familles sont : l'amalgame, les composites, les ciments-verre, les alliages au gallium, les prothèses métalliques ou en céramique. Ces deux derniers produits présenteraient les meilleures garanties cliniques. La céramique, cimentée, est aujourd'hui reconnue comme étant le matériau le plus inerte pour les restaurations dentaires et d'une dureté inégalée, mais les tarifs de pose sont notablement plus élevés que ceux de l'amalgame et n'entrent pas en concurrence directe avec celui-ci. La « concurrence » joue en réalité entre l'amalgame et le composite , les « anti-amalgames » étant en général des « procomposites ».

b) Les composites

Qu'est-ce qu'un composite ?

Un composite est, comme son nom l'indique, un matériau constitué de deux composants au moins, un produit d'obturation, constitué par une résine à usage dentaire qui est le composant chimiquement actif du composite, et un durcisseur. L'ensemble se présente sous forme de pâte molle injectée dans la dent par pression sur le piston d'une seringue en plastique. Le processus par lequel la pâte se transforme en matériau dur est dû à la polymérisation de la résine, processus qui modifie la structure des éléments et donne au composite sa consistance

définitive. Cette polymérisation a lieu soit par mélange des pâtes, (composites de première génération), soit par ajout d'un liquide, soit enfin par rayonnement, par activation de molécules incorporées dans le composite et sensibles à la lumière. Le composite adhère à la dent après application d'un adhésif, c'est-à-dire en fait par collage.

2. Les avantages du composite

a) Les arguments thérapeutiques

- Les avantages pour le patient.

Pour les « pro-composites », le principal avantage du composite se définit a contrario : le composite ne **présente pas les risques de l'amalgame**. Cela suffit à leurs yeux à en faire un matériau de choix.

Le composite a également des avantages objectifs et incontestés. Le premier est d'ordre **esthétique**. Les pâtes de résine sont de différentes teintes permettant des obturations parfaitement invisibles à l'œil nu (contrairement évidemment à l'amalgame aux reflets d'argent immédiatement repérables).

Le second est d'ordre **médical**. Les exigences de préservation de structures saines de la dent sont aujourd'hui au cœur des préoccupations en « odontologie conservatrice ». L'amalgame impose une préparation de la dent pour créer une cavité, dite « contre dépouille », qui assurera la rétention et l'autoblocage de l'amalgame. Les concepts modernes de l'odontologie conservatrice encouragent les formes de préparation qui préservent au maximum les structures saines de la dent. Certes, la réalisation des cavités pour amalgame est aujourd'hui conduite sans mutilation excessive, mais la préparation exige malgré tout d'enlever une partie de l'émail. Il s'agit d'un inconvénient non négligeable dans le cas de lésion initiale de faible volume.

La pose en composite est, sur ce plan, préférable. Elle ne nécessite pas un aménagement cavitaire mutilant puisqu'il s'agit d'une restauration adhésive. La résine s'applique et s'adapte à la cavité à traiter avec un minimum de préparation. De toutes les techniques existantes, l'application du composite est celle qui assure la meilleure préservation de la dent. Le composite et la technique adhésive sont même recommandés pour les lésions primaires de faible étendue et de faible volume. Le problème se pose différemment pour les grosses lésions ou le remplacement d'amalgames.

- Les avantages pour le praticien

Le composite, bien qu'existant depuis trente ans, est présenté comme un matériau moderne, « qui respecte la santé et l'environnement ». Le matériau réagit sur celui qui le pose, lui donnant une image professionnelle moderne voire « branchée ». Certains, s'inspirant du courant « bio », s'autoproclamant même « bio-prothésistes ».

Les partisans de l'amalgame considèrent cependant que les « pro-composites » sont moins animés par des soucis de santé publique que par des raisons financières. Cette question mérite d'être analysée avec soin.

b) Quelle est la pertinence de l'argument financier ?

La pose de composites est-elle plus rémunératrice pour le praticien que celle d'amalgames ?

Trois éléments entrent en ligne de compte : le prix de revient du matériau, le temps de la pose et la tarification au patient.

- Le prix de revient

Il n'y a pratiquement pas de différence entre le prix d'achat de l'amalgame et du composite. Les prix catalogue semblent pourtant indiquer le contraire. Une capsule prédosée d'amalgame non gamma 2 (achetée par lot de 50 capsules de 1, 2, 3 doses) revient entre 7 et 12 F selon la dose. Une seringue de composite (achetée par lot de 4 à 10 seringues) revient à 10, 11 F pour 0,25 g auquel il faut ajouter le prix du flacon d'adhésif (1,70 F par dose), soit 12, 14 F. A priori, on constate donc une différence de 2 à 5 F, négligeable à l'unité, mais qui peut être importante sur l'année.

Cette différence en défaveur du composite est cependant compensée par le fait que la seringue permet un dosage beaucoup plus fin puisque le praticien n'éjecte que la dose dont il a besoin et peut réutiliser le complément pour une autre obturation. A l'inverse, pour éviter d'être à court pendant l'intervention, le praticien va avoir tendance à utiliser deux capsules d'amalgame au lieu d'une ou une capsule de plusieurs doses, ce qui va majorer le coût final, d'autant plus que le produit non utilisé est perdu.

Les prix unitaires ne sont donc pas complètement comparables mais ne révèlent pas de différence significative.

- Le temps de pose

Il est difficile de comparer le temps de pose entre les deux techniques car il y a deux temps différents : le temps officiel, tel qu'il est enseigné à la Faculté et le temps réel du praticien, tel qu'il est pratiqué en officine. L'intervention se

décompose en quatre temps : la préparation de la cavité, la préparation du matériau, la pose proprement dite, et l'affinage et le suivi.

Les temps peuvent être comparés comme suit :

- préparation de la cavité	A > C
- préparation du matériau	A > C
- pose	A < C
- suivi (polissage)	A > C

A = temps pour l'amalgame *C = temps pour composite*

Les temps de pose se décomposent différemment. Pour le composite, les deux premières étapes sont réduites puisqu'il n'y a pas de travail de « contre dépouille » ni de préparation du matériau, « tout » prêt dans une seringue. La dernière étape sur le suivi est propre à l'amalgame et consiste dans le polissage de l'amalgame. Il n'y a évidemment pas d'équivalent pour le composite. En revanche, le temps de pose est normalement beaucoup plus lent. La pose de l'amalgame suppose un tassement par fouloir. L'opération est assez rapide. La polymérisation de la résine suppose un éclairage de vingt secondes à une, voire deux minutes. Le temps est encore plus long lorsque la polymérisation est réalisée par couches successives dans le cas d'obturations profondes. En réalité, il faut reconnaître que rares sont les praticiens qui respectent parfaitement les règles de l'art et suivent consciencieusement toutes ces étapes. On sait en particulier que pour les composites, il n'est pas rare que la durée d'exposition à la lumière soit plus réduite que celle que prévoit la notice de pose. Quant à l'amalgame, son polissage, qui est normalement réalisé dans une séance ultérieure, est très souvent omis (dans près de neuf cas sur dix). Cette caractéristique a été établie par l'étude de Tübingen et est confirmée par de nombreux praticiens.

Les praticiens considèrent que, compte tenu de l'absence de polissage, le temps de pose des composites est légèrement plus long que celui des amalgames.

- Les honoraires

Le choix des matériaux (amalgame ou composite) est normalement sans incidence sur le montant des honoraires et des remboursements. Les dispositions en matière de tarification sont rappelées dans l'encadré ci-après :

Tarifs et remboursements des obturations

La tarification de la sécurité sociale repose sur une nomenclature qui associe une « lettre clef » (qui définit le type de soins) et un « coefficient » (en rapport avec l'importance du soin).

Une obturation de carie peut être réalisée par un dentiste (lettre clef SC), ou un médecin stomatologiste (lettre clef SPM) ; le coefficient dépend du nombre de faces de la dent traitée : 6, 9 ou 15 pour une, deux ou trois faces. On applique ces coefficients au tarif de base (15,50 F au 1er janvier 2001), pour obtenir le prix d'une intervention, soit 93 F (SC 6 ou SPM 6), 139,50 F, 232,50 F.

Il n'y a pas -il n'y a plus- de différence entre une intervention pratiquée par un dentiste et par un médecin stomatologiste. Ce prix est appliqué chez les praticiens non conventionnés, dans les hôpitaux et dispensaires.

Nota : Deux étapes importantes ne font pas partie des actes de la nomenclature de la sécurité sociale. Elles ne sont donc ni remboursées, ni, en principe, tarifées au patient. Il s'agit d'une part de la dépose d'un amalgame ancien (les honoraires incluent la dépose de l'ancienne obturation dans la pose de la nouvelle) et d'autre part du polissage.

Le remboursement est de 50%, 70 % ou 100 % du tarif, selon le statut du patient (les artisans et commerçants sont à 50%, la majorité des assurés sociaux sont à 70%, et certains assurés bénéficient de 100%).

La tarification et le remboursement sont identiques pour une obturation par amalgame ou par composite. **Le choix du matériau est donc sans incidence sur le tarif.** Il a souvent été affirmé que la pose des composites étant plus longue que celle de l'amalgame, ce dernier était plus volontiers choisi par le praticien.

Cette stricte égalité est cependant contournée dans les faits par la technique du **dépassement tarifaire**.

Tout praticien, même conventionné, peut sortir de la nomenclature de la sécurité sociale et obtenir un dépassement de prix soit par entente directe avec le patient (ED) soit pour raison particulière ou en pratiquant des actes hors nomenclature (HN)

Le dépassement n'est pratiquement pas possible pour la pose d'amalgames, aucune raison particulière ne pouvant être invoquée. La pose de composite offre en revanche une opportunité au dentiste ou au médecin soignant. Le moyen le plus simple est de recourir à un tiers en faisant fabriquer une prothèse aux formes de l'obturation (en céramique ou en composite) par un prothésiste extérieur. La prothèse facturée 300 ou 400 F est ensuite collée à la cavité dentaire par le chirurgien-dentiste. Le recours à un tiers et la multiplication des séances (puisque le composite n'est pas posé en une seule fois, mais suppose deux ou trois séances) permettent de sortir de la convention et de facturer l'obturation entre 1.400 et 1.800 F. Ce tarif doit être comparé au tarif de base entre 93 F (pour une face) et 232,50 F (pour trois faces).

Au total, le recours à un tiers permet alors d'opérer un dépassement tarifaire. Lorsque le dépassement est possible, il y a un incontestable intérêt financier pour le praticien à poser des composites.

En résumé,

Amalgame ou composite : prix et remboursement égaux ⇨ préférence aux amalgames.

Amalgame et composite : possibilités de dépassement différentes ⇨ préférence aux composites

Tant pour le patient que pour le praticien, le composite présente des avantages significatifs. Pourtant, le composite n'est pas exempt d'inconvénients majeurs.

3. Les inconvénients du composite

a) Des inconvénients d'ordre thérapeutique

La grande majorité des professionnels considère que le composite est un matériau parfaitement indiqué pour traiter des lésions mineures, mais ne peut en aucun cas être considéré comme un substitut généralisé à l'amalgame.

Des restrictions d'usage seraient dues à trois facteurs.

Le premier tient à la nature même du composite, qui trouve sa forme définitive après polymérisation, c'est-à-dire après une réaction chimique. Or, une réaction chimique n'est jamais complète à 100 % et la polymérisation ne peut être totalement garantie. Par ailleurs, le composite a tendance à se rétracter avec le temps.

Cette caractéristique peut être un handicap en tenant compte du second facteur, qui lui, est dû au **mode de fixation du composite**. La résine adhère à la dent par collage. Des risques apparaissent donc lorsque le composite est posé sur une cavité large et profonde car ou l'adhérence est imparfaite et le composite a tendance à se décoller, ou le collage est parfait, et c'est alors la dent qui peut se fissurer (la rétractation de la résine entraîne la paroi dentaire ; quand celle-ci est trop mince, la dent se fissure). Dans les deux cas, **le composite présente un risque de reprise de carie** *(1)*.

C'est pourquoi le composite est formellement contre indiqué dans le cas de lésions nombreuses (révélant une mauvaise hygiène dentaire et/ou une tendance carieuse) et/ou des lésions profondes du fait de la toxicité pour la pulpe dentaire, liée à la polymérisation incomplète du composite. Lors de son audition, le Professeur Pierre COLON a même considéré que *« le recours aux composites en cas de multicaries ou de caries récidivistes peut même être considéré comme une faute professionnelle »* .

---

(1) L'usage d'adhésifs spécialement adaptés aux contacts directs avec la pulpe dentaire est à l'étude.

Pour ces différentes raisons, les professionnels ont donc suggéré une utilisation comparée des différents matériaux de restauration en fonction de la position de la dent, des caractéristiques de la lésion, des souhaits du patient et de la disponibilité du praticien. On observera que la pose du composite est dans l'ensemble plus exigeante que celle d'un amalgame et exige des praticiens « motivés ».

Critères de choix entre composite et amalgame

Facteurs	Composite	Amalgame
Position de la dent	Dent visible (devant) Force masticatoire faible (prémolaires)	Dent peu visible Force masticatoire forte (molaire)
Lésion	Lésion primaire Petite lésion Peu de contacts entre les dents supérieures et inférieures Présence d'émail périphérique Isolation parfaite de la dent au moment de la pose	Remplacement d'anciens amalgames Lésion étendue Contacts importants entre dents supérieures et inférieures Peu d'émail périphérique Isolation difficile de la dent au moment de la pose
Patient	Hygiène soignée Souhait d'esthétique	Carie active Hygiène faible non motivée par esthétique
Praticien	Motivé	Pressé

Source : A. Raskin, J. Vreven « Obturation par un matériau : résines composites - Encyclopédie médico-chirurgicale (Elsevier, Paris) 1996

Le troisième facteur est lié à la durabilité du composite.

En raison de la polymérisation, nécessairement imparfaite, du collage et en dépit des améliorations constantes des résines et des adhésifs, la durée de vie d'un composite reste limitée, et, en tout cas, inférieure à celle d'un amalgame. Les plus critiques vis-à-vis du composite estiment cette durée de vie à moins de dix ans. Certains ont même parlé de 4, 5 ans. Il s'agit d'exagération. Ces durées étaient

celles des premiers composites, mais les nouvelles générations de résines et d'adhésifs garantissent des durées de vie de 10-12, voire 15 ans. Les spécialistes des composites considèrent même qu'il n'y a pas, qu'il n'y a plus de différence entre les amalgames et les composites. Cet argument est à son tour exagéré. Les durées de vie actuelles des composites sont bien équivalentes à celles des amalgames, mais des amalgames de l'ancienne génération. Car des progrès ont également été faits du côté des amalgames, et certains professionnels considèrent que des amalgames bien posés durent plus de 40 ans, voire toute une vie.

L'amalgame a une durée de vie supérieure à celle du composite. En dépit des progrès réels des composites, il est vraisemblable que cet écart subsistera.

b) Les inconvénients d'une technique évolutive

Les composites s'améliorent sans cesse. « *Au cours de ces dernières années, les composites ont subi des améliorations importantes grâce à la combinaison des avantages des générations antérieures* ». Les nouvelles générations combinent des améliorations dans la composition et une plus grande facilité de prise. Paradoxalement, ces améliorations successives constituent un handicap. Trois arguments peuvent être évoqués pour illustrer ce phénomène :

- tout d'abord, **ces changements continuels révèlent une technique encore hésitante**. Tous les produits évoluent, y compris l'amalgame (l'amalgame « non gamma 2 », à prise plus rapide et à longévité supérieure, s'est pratiquement substitué à l'amalgame traditionnel...) mais les composites combinent une résine, un liant qui va assurer la polymérisation, et un adhésif qui va assurer le collage. Or, chacun de ces trois éléments évolue à son rythme, de telle sorte que depuis que les composites sont couramment utilisés en odontologie, dans les années 70, il n'y a pratiquement pas d'année où il n'y en ait eu de nouveaux, supposés plus performants que les précédents. Une telle succession suscite des interrogations légitimes, tant sur la qualité des anciens composites - eux aussi présentés en leur temps, comme meilleurs que ceux d'avant -, que sur la qualité de ceux d'aujourd'hui.

A partir du principe bien connu : le composite d'aujourd'hui est meilleur que celui d'hier... mais moins bon que celui de demain, autant donc attendre celui d'après demain. En outre, selon un intervenant, « *tous les quatre mois, on développe un nouveau système. Ce rythme interdit des études épidémiologiques de longue durée* ».

- ensuite, **la famille des composites est très hétérogène**. Alors que l'amalgame est un produit simple, parfaitement connu et fort peu évolutif (à l'exception du saut qualitatif du « non gamma 2 », et du mode de préparation, par capsules prédosées), les composites forment en réalité une famille de produits très divers.

Des différences majeures apparaissent tant dans la composition des produits que dans le mode de polymérisation. Plus de quarante substances différentes peuvent entrer dans la composition d'un composite (sans compter les différences de taille des particules et dans les proportions utilisées). On distingue ainsi les composites dits **traditionnels** à partir de macro particules, les composites « **micro fins** » incorporant des micro particules de silice (verre), et des composites **hybrides**, mélange des précédents. Cette catégorie est elle-même divisée en plusieurs sous-groupes puisqu'on ne compte pas moins de quinze composites hybrides différents.

Le mode de polymérisation est une autre source d'hétérogénéité puisque la polymérisation qui assure la « prise » du composite peut être réalisée soit par mélange chimique - par mélange de pâtes ou apport de liquide - soit par processus photochimique, par exposition à la lumière. Une lumière qui peut provenir soit d'ultraviolets soit d'une source lumineuse forte mais plus banale (la « lumière bleue »). Toutes ces techniques et tous ces matériaux coexistent dans les cabinets dentaires.

Chaque méthode a montré ses limites : la polymérisation chimique ne garantissait pas le mélange parfait des pâtes ; la polymérisation photochimique dépendait de la qualité de la lumière, ajoutait une exigence d'entretien supplémentaire (contrôle des lampes, dont la lumière diminue sensiblement avec le vieillissement...), n'était pas sans faille, puisque la profondeur de la polymérisation dépend du degré d'exposition à la lumière. Avant que ces inconvénients n'apparaissent à l'usage, des milliers de composites ont ainsi été posés et ont dû être refaits.

Il résulte de ces deux inconvénients -modifications fréquentes et hétérogénéité des produits- que l'observateur, et en particulier le scientifique, manque de recul pour juger de la validité et notamment de l'innocuité du produit.

Beaucoup de personnes auditionnées ont insisté sur ce point, en considérant que si le principe de précaution trouve à s'appliquer pour éviter la pose d'amalgame, qui est un matériau très ancien, il trouve à s'appliquer avec non moins de force dans le cas de composite qui est un matériau nouveau. Les « effets pervers » ne sont pas -tous et/ou encore- connus, mais ils existent.

L'une de ces inquiétudes concerne le comportement à long terme du composite après polymérisation, et en particulier le sort de ce qu'on appelle les « **radicaux libres** ». Une molécule se compose d'un noyau central et d'une sorte de bras, les « radicaux ». La polymérisation va permettre d'« agglomérer » les molécules entre elles, par l'intermédiaire de ces bras précisément, qui servent à « accrocher » la molécule voisine. Mais pour la partie du composite exposée à l'air, une partie des bras reste « dans le vide », puisqu'ils ne rencontrent pas d'autres bras et d'autres molécules avec lesquels s'agglomérer. C'est ce qu'on appelle les

« radicaux libres ». A notre connaissance, il n'y a encore aucune étude sur les radicaux libres des composites.

c) La compétence du praticien

Ces handicaps et ces risques sont graves mais limités en nombre. En revanche, la principale faiblesse du composite ne se trouve ni dans le composite (qui est encore trop évolutif pour permettre un parfait recul), ni chez le patient (qui peut être allergique..), mais... chez le praticien.

La technique de pose est, selon l'expression professionnelle, « exigeante ». On observera que les références les plus officielles telle que l'encyclopédie médico chirurgicale, distingue le cas du praticien « motivé », pour lequel le composite est un travail exigeant mais aussi d'une certaine façon, un défi, et celui du praticien « *pressé* » (sic), pour lequel, l'amalgame est mieux indiqué !

Une telle distinction peut surprendre et même choquer. Y aurait-il des praticiens consciencieux et d'autres qui le sont moins ? Les conditions de pose de composites sont elles toujours respectées ? La pose de l'amalgame serait-elle surtout justifiée par la recherche du seul confort du praticien? On ne peut évacuer les deux hypothèses. Il n'est pas exclu, par exemple, que le temps d'exposition à la lumière - pour assurer la prise du composite - soit en pratique (beaucoup ?) plus court que le temps normalement requis, n'assurant pas une parfaite polymérisation du composite. **Il n'est pas exclu non plus que l'habitude, la recherche de la facilité et de l'avantage financier immédiat aient conduit à la pose d'amalgames et écarté certains praticiens du désir de proposer au patient le meilleur choix thérapeutique**.

Mais loin de choquer, cette distinction entre praticiens « motivés » et les autres est la reconnaissance publique et courageuse d'une réalité, sans doute moins idéale que celle qui est apprise à l'université. Comme c'est vraisemblablement le cas dans toutes les professions.

d) En guise de conclusion

La question des « pour ou contre les composites » n'a évidemment aucun sens. Le composite paraît parfaitement adapté à certaines situations cliniques. Il paraît déconseillé dans d'autres. Il a une place dans la panoplie des matériaux de soins. Cette place n'est remise en cause par personne, mais ses avantages, pourtant incontestés et incontestables au fur et à mesure des améliorations successives, ne sont pas toujours défendus avec beaucoup d'enthousiasme. Tandis que ses défauts sont abondamment et sans doute excessivement soulignés. **On pourra s'étonner, par exemple, du tranchant par lequel certains professionnels sanctionnent**

quelques utilisations de composite sans faire apparaître la moindre ombre de réticence vis-à-vis de l'amalgame. Pourquoi parler d'usage abusif du composite -et de lésion profonde par exemple- et ne jamais parler d'usage abusif d'amalgame en cas de lésion mineure ? Pourquoi même évoquer la faute professionnelle dans le premier cas, et jamais dans le second ?

Il est vraisemblable que, du fait du poids des habitudes, le composite n'ait pas encore trouvé la place qu'il mérite.

La recommandation en faveur de la pose de composites doit cependant être assortie de sérieuses réserves.

Le composite peut-il être un substitut parfait à l'amalgame ? La réponse est non. Au moins pour le moment. De très nombreux témoignages et les références universitaires majeures ont mentionné des contre indications, -en cas de tendance carieuse qui favoriserait la reprise de carie sous la résine ou en cas de cavité profonde-, et la durabilité et le devenir du composite restent incertains.

La préférence accordée aux composites peut-elle aller jusqu'à remplacer les amalgames anciens par de nouveaux composites ? Votre rapporteur apporte également une réponse négative à cette question.

Pour deux raisons très simples. La première est liée à la dent. L'amalgame ancien, a fortiori d'une ancienne génération, a été posé à l'ancienne, il y a 15, 20, voire 30 ans, avec une contre dépouille importante. On se trouve par conséquent dans l'un des cas cliniques contre indiqués, avec une cavité profonde et une paroi dentaire trop mince pour supporter sans risque l'adhésif de la résine et les risques de rétraction. La seconde est liée à la pose, ou plus exactement la dépose des amalgames anciens, qui est l'un des moments les plus critiques où les rejets mercuriels sont à leur maximum. La dépose doit normalement être entourée de précautions particulières, mais, comme on l'a vu, les honoraires incluent la dépose de l'ancienne obturation dans la pose de la nouvelle, et il est peu probable que le praticien se charge de contraintes supplémentaires et passe un temps qu'il considérera comme excessif pour une rémunération strictement identique. Il serait pour le moins fâcheux, que, pour éviter des rejets diffus mais à très faibles doses d'ions mercuriques, un patient se trouve gravement atteint par un rejet brutal de vapeurs toxiques.

III. LES ASPECTS ENVIRONNEMENTAUX DU MERCURE DENTAIRE

A. DE LA LOGIQUE SANTÉ PUBLIQUE A LA LOGIQUE ENVIRONNEMENTALE

1. Deux logiques complémentaires

Il apparaît désormais clairement que les deux logiques de la santé publique et de l'environnement sont étroitement complémentaires et parfois même substituables. Les exemples sont nombreux (dioxine, encéphalopathie spongiforme bovine...) au point que la répartition des services compétents est parfois peu claire et que les susceptibilités ministérielles ont parfois à en souffrir.

Le Groupe de travail de la Commission européenne avait d'ailleurs noté que des restrictions d'usage de l'amalgame dentaire étaient fondées soit sur des raisons de santé publique (Allemagne, Autriche, Norvège), soit sur des raisons environnementales (Danemark), soit les deux (Suède).

Ce passage de l'une à l'autre des logiques présente des avantages.

En premier lieu, il permet de contourner les difficultés d'ordre juridique. Le Groupe de travail ne s'est pas prononcé en faveur de l'interdiction de l'amalgame. Aucune proposition de directive n'est en cours et chacun sait bien qu'il est quasiment exclu qu'une majorité qualifiée puisse être dégagée sur ce thème dans un avenir proche, au sein du Conseil puisque, comme on l'a vu, à ce jour, aucun Etat n'a interdit l'amalgame, et que la plupart n'ont aucune réglementation et n'envisagent pas de changer de point de vue.

Il n'y a par conséquent rien à attendre de la logique « santé publique ».

Un consensus, voire l'unanimité, peut être beaucoup plus facilement trouvé sur les questions liées à l'environnement. Si les effets sur la santé du patient sont éventuels dans certaines proportions, mais ne sont pas démontrés, il est en revanche tout à fait certain que **le mercure est un polluant majeur pour l'atmosphère et le milieu aquatique**. On rappellera à ce propos que la première réglementation sur l'amalgame dentaire est issue de la Convention OSPAR sur la prévention des pollutions marines, ce qui montre qu'en utilisant la logique environnementale, on parvient plus facilement à se mettre d'accord sur la réalité des pollutions d'origines diverses, y compris sur l'amalgame dentaire.

On observera enfin que le principe de précaution souvent évoqué par les opposants à l'amalgame dentaire n'est explicitement prévu, en droit français, qu'en matière d'environnement. L'article L 200-1 du Code rural précise qu'il doit inspirer l'action du législateur.

2. Les conditions de passage de la logique santé publique à la logique environnementale

Ce passage de l'une à l'autre logique suppose cependant un certain nombre de conditions. La première condition est d'accepter, en quelque sorte, un renversement des valeurs. Certaines personnes pourront à juste titre considérer qu'il est paradoxal de donner la priorité à l'environnement et non pas à la santé des patients, les plus directement concernés. « *L'amalgame serait inoffensif dans la bouche des gens et deviendrait dangereux dans les tuyauteries d'évacuation...* » Cet argument ne manque pas de force. On observera toutefois que l'objectif recherché peut être atteint par ces voies détournées.

La deuxième condition est le passage de l'individuel au collectif. En d'autres termes, on ne s'occupe pas des effets de l'amalgame sur la santé d'un patient mais de l'impact d'une technique reproduite des millions de fois sur l'environnement d'un pays.

Combien y a-t-il de mercure dans la bouche des Français ?

Le flux annuel de mercure posé dans la bouche des Français est d'environ 15 tonnes.

Le stock annuel de mercure dans la bouche des Français est d'environ 100 tonnes.

Ces estimations résultent des calculs suivants :

1ère méthode de calcul : analyse par la consommation d'amalgames. L'ADEME a estimé la consommation d'amalgames entre 40 et 50 tonnes par an. On peut estimer que les 2/3 de l'amalgame va en bouche et est composé à 50 % de mercure, ce qui donne une fourchette de 13,3 à 16,7 tonnes de mercure en bouche.

2ème méthode de calcul : analyse par les actes.

. nombre de praticiens : 42.500 chirurgiens dentistes (dont 95 %, soit 40.375, en cabinet) ; 1.490 médecins stomatologistes (dont 2/3, soit 993, exerçant essentiellement en soins dentaires) soit un total de 41.370.

. nombre d'obturations par praticien : entre 1.400 et 1.900.

. nombre d'obturations à l'amalgame : 2/3 des obturations.

. quantité moyenne d'amalgame par restauration : 1 gramme.

. quantité d'amalgame en bouche : 2/3 de l'amalgame utilisé.

. quantité de mercure : la moitié de l'amalgame en bouche, soit :

41.370 x 1.400 (ou 1.900) x 2/3 x (1 x 2/3) x 1/2 = 12,9 à 17,5 tonnes

3ème méthode de calcul : le passage du flux au stock

Sachant que chaque Français a une moyenne de 6 obturations, dont 80 % sont à l'amalgame (un chiffre supérieur aux pratiques nouvelles, puisque l'usage des composites ne se répand pas progressivement) et que le poids moyen d'une obturation est de 0,70 gramme, dont la moitié de mercure, la masse totale de mercure dans la bouche des Français est de l'ordre de 100 tonnes.

B. QUE DEVIENNENT LES REJETS MERCURIELS ?

Si les premières préoccupations sur l'amalgame sont d'ordre sanitaire, les premières réglementations, elles, sont d'ordre environnemental. C'est par crainte des rejets mercuriels dans les milieux aquatiques que les autorités internationales se sont préoccupées de l'utilisation de l'amalgame dentaire. Des recommandations ont été adoptées. Des réglementations ont suivi. Notamment en France, puisque la première véritable réglementation de l'amalgame (arrêté du 30 mars 1998), est relative à l'élimination des déchets d'amalgame. Jusqu'à cette date, les déchets d'amalgame étaient soit mis à la poubelle avec les autres déchets de soins, s'il s'agissait de déchets solides, soit éliminés par le circuit de la collecte des eaux usées, s'il s'agissait des restes de préparation ou de déchets humides opératoires (particules solides évacuées avec l'eau du crachoir).

Ce phénomène constituait **une pollution de routine** commise avec une totale méconnaissance des conséquences qu'elle pouvait avoir.

1. Les déchets mercuriels

a) Quelle est l'importance des déchets mercuriels ?

On distingue trois types de déchets :

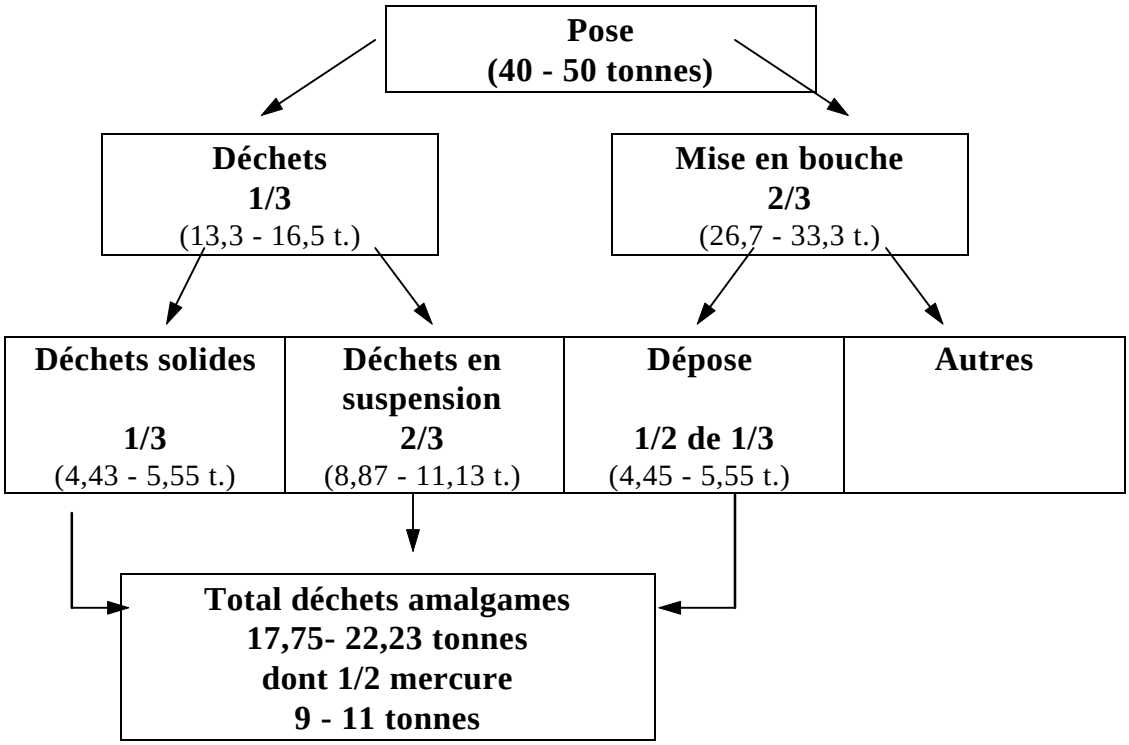
- **les déchets solides**, qui sont issus des préparations, c'est-à-dire soit les résidus de coupelle lorsque l'amalgame était réalisé par le praticien, par mélange de pâte, soit les restes de capsules prédosées.

- **les déchets en suspension**, au cours de l'intervention, et de la sculpture de l'amalgame. Ils représentent 25 % de la préparation, rejetés dans le crachoir ou aspirés, mais dans les deux cas, dirigés vers le circuit d'évacuation des eaux usées.

- **les déchets en suspension issus de la dépose** d'amalgames anciens. Ces déchets, souvent occultés dans les estimations de déchets d'amalgames, représentent pourtant des masses importantes, évaluées à la moitié de l'amalgame mis en bouche lors d'une précédente obturation, sachant toutefois que la dépose d'amalgames anciens n'intervient que dans environ le tiers des cas.

A notre connaissance, l'une des seules évaluations du restant des déchets d'amalgames est celle du groupe de travail mercure de l'Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux (AGHTM). L'association évalue les déchets mercuriels entre 14,5 et 20 tonnes de mercure par an. Un rapide calcul conduit à une évaluation légèrement inférieure.

Estimation des déchets d'amalgame



Source : Calculs OPECST

Ce montant devrait baisser avec le recours aux capsules prédosées, obligatoire depuis janvier 2001. Début 2000, seul un tiers des praticiens utilisaient les capsules prédosées. Le Conseil de l'Ordre des chirurgiens dentistes estime que la production de déchets mercuriels sera considérablement réduite avec cette mesure. De nombreux praticiens sont beaucoup moins catégoriques et estiment que l'utilisation de capsules prédosées, diminuera les déchets de mercure liés à la préparation mais n'aura que peu d'effets sur la production de déchets d'amalgame. Le prédosage -d'un gramme par exemple- est parfaitement adapté à une obturation qui demande 0,95 gramme d'amalgame, mais est évidemment sans aucune utilité pour une obturation qui demande 1,1 à 1,2 gramme d'amalgame. Et même dans les cas limites (0,95 ou 1g), le praticien aura tendance à utiliser par précaution une prédose plus importante (2 grammes ou deux prédoses de 1 gramme).

Dans les deux cas, la capsule prédosée évite la manipulation et les vapeurs, mais n'a que peu d'impact sur le volume des déchets d'amalgame.

b) Que deviennent ces déchets ?

Dans leur grande majorité, jusqu'en 1998, ces déchets étaient évacués avec les eaux usées. Ce n'est qu'à partir des années 90, que l'on s'est intéressé au sort du mercure ainsi évacué.

Tout d'abord, était-il vraiment évacué ? Le doute est apparu en mesurant les concentrations de mercure dans les cabinets dentaires, notamment dans le crachoir. Il a été constaté que la concentration augmentait au fur et à mesure que l'appareil de mesure descendait dans le tube qui rejoignait les canalisations (dans la limite d'accessibilité du tuyau de l'appareil de dosage). Cette caractéristique laissait supposer une éventuelle fixation progressive du mercure, que les courants d'eau ne parvenaient pas à réduire. L'idée a donc été de passer du test des tuyaux de crachoir au test des canalisations en sortie de cabinet ou en sortie d'immeuble.

Selon une étude réalisée en Hollande en 1990, les cinq premiers mètres de **conduites d'égout** directement situées après l'unité de soins concentraient plusieurs kilos de restes d'amalgames sous forme de sédiments. Une étude réalisée au Danemark, rapportée par la Commission d'enquête du Conseil de l'Ordre des Chirurgiens Dentistes, évalue les résidus d'amalgames rejetés dans les égouts entre 100 mg et 800 mg par jour et par praticien, la quantité globale annuelle rejetée entre 100 et 200 grammes de mercure par dentiste.

Appliqués à la France, ces résultats donneraient un rejet global de 4 à 8 tonnes par an. A partir de l'étude hollandaise, l'AGHTM a chiffré la quantité de sédiments mercuriels présente dans les conduites d'égout entre 16 et 33 tonnes.

Des chiffrages variables, mais qui démontrent tous une réelle source de pollution, directe et circonscrite quand le mercure reste dans les canalisations. Indirecte et diffuse lorsque le mercure se disperse dans les sols. Ce phénomène se reproduit pour toutes les sources de mercure, y compris dans les hôpitaux (nettoyage des bris de thermomètres et évacuation dans les canalisations). Il est plus que vraisemblable que les sols et sous-sols des hôpitaux sont activement pollués au mercure.

Ce phénomène doit être gardé en mémoire en cas de travaux de réfection des canalisations. Il parait très important que les entreprises réalisant ces travaux soient correctement informées de la présence d'un cabinet dentaire dans l'immeuble.

2. Les nouvelles dispositions

a) Le séparateur d'amalgame

Les séparateurs d'amalgame constituent la base d'un système global de récupération et de recyclage des déchets à risques. Ils sont conçus pour empêcher les particules provenant des interventions dentaires d'être rejetées dans les eaux usées. **Un tel système existe depuis de nombreuses années dans quelques pays d'Europe (Allemagne, Pays-Bas, Suède...), et a été imposé en France par l'arrêté du 30 mars 1998** (cf annexe). Cette mesure fait suite à une recommandation du CSHPF du 9 novembre 1995 qui avait jugé les exemples étrangers performants.

Il existe deux types de séparateurs : par centrifugation (un séparateur aspire les rejets, sépare les particules solides et liquides, et dirige les premiers vers une cassette de récupération d'amalgames), et par filtration. Certains dispositifs sont équipés de signaux sonores d'alerte -pour indiquer au praticien que le taux de remplissage de la cassette va atteindre son maximum, voire de dispositifs de sauvegarde qui arrêtent les appareils de soin en cas de trop plein. Le système par décantation ne présente pas le même degré de sécurité, car, quand le décanteur est plein, le praticien peut le débrancher et revenir aux anciennes pratiques, en branchant le crachoir sur la canalisation. Après quelques essais infructueux, on estime aujourd'hui que 95 % des déchets sont ou peuvent être ainsi récupérés

Bien évidemment, la séparation n'est que la première étape d'une filière. Elle est normalement suivie par la collecte et le retraitement des déchets, selon une procédure à trois niveaux : le producteur de déchets (dentiste) remet ses déchets à un collecteur, qui rassemble les déchets épars et les livre ensuite à un retraiteur qui sépare et régénère le mercure.

Comme on l'a vu, un tel système fonctionne parfaitement dans plusieurs pays d'Europe, ce qui permettrait d'envisager une application satisfaisante en France. C'est, au moins pour l'instant, loin d'être le cas. La pratique est inférieure aux résultats escomptés, et les déceptions sont nombreuses.

b) Une mise en place insuffisante

L'arrêté du 30 mars 1998 avait imposé un séparateur aux nouveaux fauteuils installés et fixé **un délai de trois ans (soit le 1er avril 2001)** pour que les fauteuils existants soient équipés. Ce délai n'a pas été tenu. Entre un tiers et la moitié des fauteuils des cabinets dentaires sont aujourd'hui équipés.

L'argument principal qui explique ce retard est lié au coût. La pose de récupérateurs est une opération onéreuse. Selon l'Ordre des Chirurgiens Dentistes, l'appareil vaut entre 10 et 20.000 F (10.000 F pour l'appareil à décantation, 20.000 F pour l'appareil à centrifugation, plus performant). La pose multiplie ce coût par deux ou trois. Il faut aussi ajouter un coût de maintenance (récupération des cassettes, purge...), de l'ordre de 4 à 5.000 F par an. Dans de nombreux cas, le dentiste en profite aussi pour changer son système d'aspiration... Il s'agit donc d'une opération lourde. Les modifications ont été mieux faites en province, où il est plus facile de réunir les dentistes, qu'à Paris et en région parisienne.

Les agences de bassin peuvent cependant cofinancer les équipements (après concentration des demandes au niveau régional) à hauteur de 30 %, voire 50 %.

L'autre argument est d'ordre administratif. **La séparation n'est que le point de départ d'une filière qui doit conduire au recycleur**. Une filière logique, économique, et administrative : le dentiste remplit un « bordereau de prise en charge », un « bordereau d'envoi », destiné au collecteur, mais renvoyé au producteur initial après remise au destinataire final, et un « bordereau de suivi », destiné au séparateur, qui le retourne au producteur, dûment signé, après réception. On pourra lire en annexe, l'article 5 de l'arrêté susvisé, donnant les détails de la procédure.

Si l'on avait voulu éloigner les praticiens de la valorisation de leurs déchets, on ne s'y serait pas pris autrement ! Il y a là une méconnaissance totale des conditions de travail des praticiens, et une application caricaturale de ce que produit l'administration quand elle veut « bien faire ».

Il est impératif d'alléger les procédures.

c) Une efficacité incertaine

La séparation visait à supprimer les rejets mercuriels dans les canalisations, et à récupérer et régénérer les déchets d'amalgames.

On observera tout d'abord que le séparateur n'a aucun effet sur les vapeurs mercurielles, et que le seul objectif est la limitation des résidus polluants. Cet objectif, au moins, est-il atteint ? Il est permis d'en douter.

Le circuit de traitement fait intervenir plusieurs opérateurs : le dentiste, le collecteur, le séparateur ou regénérateur, qui assure en principe la récupération et la valorisation du déchet de mercure. A chaque étape, le « risque de perdition » du mercure n'est pas négligeable :

- pour le **dentiste**, l'important est d'avoir un fauteuil en état de marche. Le sort de la cassette lui importe peu. Une fois la cassette pleine, il peut s'en débarrasser ou la remettre, avec les autres déchets, à un organisme spécialisé. Selon

ses contrats et le rythme de collecte, le praticien optera pour la première ou la seconde solution.

- les **collecteurs**. Contrairement à l'Allemagne où l'offre est assez concentrée, en France la situation est éclatée. Il existe plusieurs petits collecteurs, l'arrêté de 1998 ayant ouvert des perspectives. Ces perspectives se sont révélées exagérément optimistes, puisque **la collecte est en réalité très faible**. Les sociétés qui ont misé sur ces flux ont été déçues. Il existe encore assez peu de contrats de collecte de mercure de telle sorte que celle ci est inférieure aux prévisions.

La collecte peut prendre différentes formes. Soit une collecte spécifique des cassettes et déchets mercuriels, soit une collecte regroupée avec les autres déchets de soins (piqûres, cotons...). Une société propose même aux dentistes d'adresser leurs déchets mercuriels par la poste. Tous les collecteurs travaillent avec les séparateurs, destinataires finals. Plusieurs collecteurs sont aussi liés aux fournisseurs de matériels et matériaux des dentistes et sont parfois les mêmes. Le dentiste paye le service de récupération. Le collecteur/fournisseur récupère les métaux et « rémunère » le dentiste sous forme d'un bon d'achat pour ses propres produits.

Lorsque la collecte de déchets mercuriels est regroupée avec d'autres déchets, il est alors vraisemblable que ces déchets mercuriels sont « traités » comme et avec les autres déchets, c'est-à-dire à la poubelle et en incinération.

Dans la plupart des cas, le risque mercuriel est peu et mal perçu. Les établissements de stockage des déchets d'amalgame dentaire sont d'ailleurs soumis, selon les départements, soit à autorisation (régime des installations classées), soit simplement à déclaration. Il convient d'harmoniser ces pratiques.

- **les séparateurs ou « retraiteurs ».** Le collecteur rassemble les déchets dans un lieu de stockage avant de les adresser -dans le meilleur des cas- au « retraiteur ». Les sociétés qui traitent des déchets mercuriels sont peu nombreuses. En tout, moins d'une dizaine en Europe*(1)*.

Le rôle du séparateur est, normalement, de récupérer et d'ouvrir la cassette, de récupérer l'amalgame, de trier les métaux. Mais tout va dépendre du volume récupéré. En cas de flux réduit, il peut soit remettre la cassette en état de fonctionnement, soit ... la jeter.

---

(1) Les principales sont deux sociétés hollandaises : METASYS et CLAUSIUS.
Il existe aussi deux sociétés françaises : DUCLOS ENVIRONNEMENT à SEPTIME-LES-VALLONS (13) et MERCURE BOYS MANUFACTURE au MANS(72).

d) Et si le séparateur n'avait conduit qu'à un transfert de pollution ?

Comme on l'a vu, à chaque étape, il existe une probabilité non négligeable que le déchet mercuriel soit traité comme et avec les autres déchets, c'est-à-dire jeté à la poubelle et incinéré... Il n'est pas possible de connaître exactement la répartition entre le circuit officiel collecte/traitement, et la pratique déviante collecte/ poubelle. Le premier est certainement dominant mais il ne faudrait pas nier que le second demeure. De telles pratiques existent.[1]

Ainsi, **le choix d'imposer aux cabinets un équipement de récupération n'aurait finalement conduit qu'à transférer le risque sans le supprimer**.

En diminuant le risque mercuriel dans l'eau, on majore le risque mercuriel dans l'air. L'un vaut-il mieux que l'autre ? Dans la mesure où le traitement des eaux est absolument incontournable et où le traitement des fumées n'est encore qu'éventuel, il est permis d'en douter.

Dans les deux cas, on observera que le coût du traitement est à la charge de la collectivité.

C. QUE DEVIENNENT LES AMALGAMES ANCIENS ?

Les amalgames restent en bouche de plus en plus longtemps. Jusqu'à la fin. Et après ? Car la fin ne concerne que le porteur. Le mercure, lui, comme tous les métaux lourds, se transforme mais ne disparaît pas. Le mercure demeure après la mort, l'enterrement ou la crémation. Cet aspect des choses n'a été étudié que très récemment, et que très partiellement. Nous n'avons pas connaissance d'étude sur le suivi des sols des cimetières. Il sont certainement très pollués. Des recherches peuvent être menées sur ce point

En revanche, les études sur la crémation tendent à se multiplier, notamment au Royaume-Uni. Les Anglais ont calculé que la crémation dégageait 1,35 tonne de mercure par an, dont la quasi-totalité, émise par rejet dans l'atmosphère. OSPARCOM a officiellement abordé ce point l'an dernier, en 2000. Quand on connaît l'influence de l'organisation dans la réglementation des rejets mercuriels, il y a tout lieu de penser qu'une recommandation suivra dans quelques années, notamment en France.

---

(1) Et ne sont évidemment pas spécifiques aux cabinets dentaires français ! On rappellera que lors de l'étude sur la collecte des piles, on s'était aperçu que, dans les années 80, l'Allemagne avait organisé un circuit coûteux de collecte des piles pour finir par les mettre... en décharge.

1. Le mercure et la crémation

a) Pratique de la crémation

La crémation est longtemps restée une pratique marginale. Jusqu'à ce que l'église catholique lève l'interdit (en 1963), le procédé était un choix retenu par un courant de pensée laïc et radical. Le développement de la crémation a réellement démarré dans les années 50 et s'est, depuis, considérablement accéléré. Alors que le crématorium du père Lachaise est resté pendant près d'un siècle le seul crématorium de France, on compte aujourd'hui huit crématoriums en Ile-de-France, et environ 80 en France métropolitaine (soit plus de 110 fours). Plus de vingt fours ont été construits au cours des deux dernières années. Le pourcentage de crémation (nombre de crémations par rapport au nombre de décès) stabilisé autour de 2 % dans les années 70, a doublé en moins de quatre ans, pour atteindre aujourd'hui 16 % (soit 87.000 crémations sur 540.000 décès).

Tout semble indiquer que ce mouvement se poursuivra. En deux ans, le pourcentage de personnes se déclarant favorables à l'incinération, pour leur propre compte, a doublé, passant de 20 % à 39 %. Les disparités régionales, et plus encore nationales sont amenées à se réduire. En France, le taux de crémation varie de 0 % (en Corse) à 32 % (en Alsace, sous l'effet de l'influence allemande). Toutes les régions de l'Ouest ont un taux de crémation plus faible que la moyenne, mais le clivage ouest-est s'estompera. Les comparaisons internationales montrent une ligne de fracture encore plus nette entre les pays du nord et les pays du sud.. Là encore, les disparités demeureront, mais à un moindre degré. La pratique de la crémation est très faible en Espagne et en Italie. La pratique est deux fois moins répandue en France qu'en Belgique et qu'en Allemagne, quatre fois moins qu'au Royaume-Uni ou au Danemark, sans même évoquer les situations de la Chine et du Japon, dont les taux de crémation atteignent respectivement 80 % (soit plus de 7 millions de crémations par an) et 95 % !

Le tableau ci-dessous donne une évaluation du taux de crémation dans différents pays d'Europe. Il révèle parfaitement la ligne de fracture entre pays du sud et pays du nord, et laisse présager des marges de progression en France.

Taux de crémation* en Europe - 1998

Italie	4 %
Espagne	11 %
France	15 %
Belgique	31 %

Allemagne	40 %
Pays-Bas	48 %
Suède	68 %
Danemark	71 %
Royaume-Uni	71 %

* nombre de crémations par rapport au nombre des décès

b) Les rejets polluants liés aux crémations

Les cadavres incinérés sont constitués de 75 % d'eau, 20 à 25 % de calcium et 0 à 5 % de divers (prothèses, bijoux, amalgames dentaires). La crémation humaine s'opère à 900° environ et les éléments sont vaporisés et/ou réduits en cendres. En fin de crémation, les imbrûlés (prothèses, bibles *(1)*) sont retirés. La plupart des métaux sont fondus (or) ou transformés en gaz (mercure).

La combustion du corps et du cercueil génère des poussières et des émanations toxiques (gaz carbonique, oxyde d'azote, mercure...), que le passage dans une chambre de post-combustion permet de réduire *(2)*. La crémation est donc soumise à des conditions d'exploitation particulières fixées par les Etats. Il n'y a pas de réglementation européenne sur ce sujet, et les normes nationales sont assez disparates, tant dans les seuils d'émission retenus que dans la nature des polluants contrôlés (voir tableau ci-après). La sévérité des normes est a priori sans impact sur les pratiques puisqu'on observera que l'Espagne et l'Italie ont les taux les plus faibles, alors que les normes sont très lâches pour la première et très strictes pour la seconde.

La réglementation française *(3)* n'est pas parmi les plus rigoureuses. On observera notamment qu'aucun seuil n'est fixé pour les rejets de mercure.

Normes de rejets polluants liés aux crémations
dans certains pays d'Europe
(valeurs limites autorisées en mg/Nm3 sauf mercure et dioxine)

---

(1) Les bibles, comme tous les livres et ouvrages très épais, tels que les annuaires téléphoniques par exemple, brûlent très mal. On trouve souvent des bibles imbrûlées en fin de crémation.

(2) La qualité de la combustion est liée à la température, l'apport d'oxygène et la durée de combustion.

(3) Décret n° 94-1117 du 20 décembre 1994 relatif aux prescriptions applicables aux crématoriums, complété par l'arrêté du 29 décembre 1994 relatif aux quantités maximales de polluants contenus dans les gaz rejetés à l'atmosphère, et par le décret n° 97-1048 du 6 novembre 1997 relatif à l'élimination des pièces anatomiques.

	CO	HCl	SO_2	No (ng/Nm3)	Poussières	Dioxine	Mercure (ng/Nm3)
France	100	100	200	700	100	-	-
Allemagne	50	40	-	-	10	0,1	
Belgique	100	200	300	400	30	0,1	0,2
Italie	100	10	50	200	30	-	0,1
Pays-Bas		30			10	-	0,2
Royaume-Uni	100	200			80	-	0,2
Suède	100				20	0,1	- 90 %p/r Hg entrant
Suisse	50	30		250	50	0,1	0,2

source : TDI

CO = monoxyde de carbone
HCl = composés chlorés
$S0_2$ = composés soufrés
NO_x = mono et dioxyde d'azote
Hg = mercure
N m3 mètre cube d'air normalisé

Avec le développement des pratiques et la sensibilité croissante aux questions environnementales et de santé publique, de plus en plus d'Etats et de collectivités ont été conduits à s'interroger sur les risques liés aux rejets polluants et à durcir leur régime. Peu à peu, les pratiques et les réglementations changent. Au Danemark, les cercueils sont normalisés (sans vernis pour éviter les colles et la térébenthine) ; en Italie, toutes les décorations (crucifix) sont retirées. Dans certaines régions d'Allemagne, le cercueil est ouvert, le corps est dénudé (pour éviter le nylon). En Suisse, les cercueils sont ouverts et les corps passés au détecteur de métaux, puis, le cas échéant, dirigés vers des fours spéciaux...

En France, les préoccupations s'arrêtent apparemment au respect de la réglementation. L'inquiétude principale touchant aux questions de santé publique ne concerne pas le mercure mais l'incinération des déchets de soins, des restes anatomiques ou dons des corps (corps humains utilisés pour la recherche et la formation hospitalières), conservés dans des bains de formol ou à l'aide de chlorure de zinc, dégageant de l'arsenic en combustion.

Les risques sont diffus. Sauf un, parfaitement repérable : le risque mercuriel.

2. Le risque mercuriel lié aux amalgames dentaires

a) Que devient le mercure dentaire lors d'une crémation ?

La question pouvait passer pour inconvenante ou anecdotique avant d'être sérieusement étudiée en Suisse (premier pays à avoir adopté un seuil limite d'émissions mercurielles), en Suède (où l'on pense que *« les crématoriums sont les plus grands responsables des émissions de mercure»*) et au Royaume-Uni (où l'on a constaté que *« les employés des crématoriums sont soumis à une forte exposition au mercure »).*

Quelles sont les conclusions de ces études ?

- Les émissions mercurielles sont étroitement corrélées au nombre de dents traitées. Les émissions mercurielles varient d'une crémation à l'autre, dans un rapport de 1 à 100 (jusqu'à 3,5 grammes par crémation). Curieusement, une crémation d'un défunt sans amalgame génère également de faibles doses de mercure ;

- Les émissions mercurielles sont extrêmement diffuses. Contrairement à ce que l'on pourrait penser, les émissions par les fumées sont très faibles. L'essentiel passe ailleurs, en particulier dans les poussières, les parois du four et les locaux adjacents car la porosité des briques laisse passer les gaz. Une étude faite dans un crématorium de Zürich a démontré que les rejets internes au crématorium étaient 1,8 fois plus élevés que les rejets externes par les fumées. Une partie des gaz est d'abord incrustée dans les parois, et se libère progressivement avec la chaleur, ce qui explique les dégagements de mercure même en l'absence d'amalgame dentaire (voir plus haut) ;

- L'intoxication est surtout interne, et concerne le personnel d'exploitation (plusieurs cas confirmés au Royaume Uni) ;

- **La Suède évalue les rejets de mercure liés aux crémations à 280 kilos/an, soit près du tiers du total des émissions de mercure dans ce pays** *(1)*. En Suède, une capsule de sélénium est disposée dans le cercueil, près du visage, pour limiter la toxicité des vapeurs mercurielles. Cette technique est critiquée à l'étranger et semble comporter autant d'avantages que d'inconvénients.

---

(1) Evaluation de la Swedish Environment Authority citée dans la revue Resurgam- vol. 43 , juillet 2000

La Suède a imposé une nouvelle norme de rejet afin de réduire de 90 % les émanations.

A notre connaissance, aucune étude de ce type n'a été effectuée en France. Pour un motif simple : les crématoriums respectent la réglementation. Et puisque la réglementation ne prévoit rien sur ce sujet. Alors... inutile de s'alarmer.

Le niveau des rejets est évidemment très faible. Selon une estimation de FDI, l'un des principaux constructeurs de fours de crémation, les rejets de mercure, s'établissent en France aux alentours de 200 kg/an (pour 100.000 crémations). Dans les trois pays cités, le taux de crémation est supérieur à 70 % et le nombre de crémations par four est beaucoup plus important qu'en France *(1).* Par ailleurs, les moyens techniques et chimiques existent pour réduire les émissions -au moins les émissions externes. La chambre de post-combustion, le filtrage et le brûlage des poussières, la captation du mercure par charbon actif, permettent de réduire considérablement les émanations. L'adjonction d'ampoules de sélénium , quoique contestée, est une solution expérimentée en Suède et au Royaume-Uni *(2).*

b) Perspectives

Il serait cependant imprudent de s'affranchir d'une réflexion. Deux comparaisons tout d'abord. D'une part, les normes française et britannique sont voisines, mais apparemment seul le Royaume-Uni s'est préoccupé de ces questions. D'autre part, le niveau de rejet global en France et en Suède est voisin (avec respectivement 200 et 280 kilos d'émissions de mercure) mais on observera que seule la Suède a pris des dispositions rigoureuses.

Ensuite, si les solutions techniques existent, elles ont aussi un coût. Très important. Une installation de post-combustion et de filtration renchérit le coût d'installation d'un facteur 3,5 (pour un investissement de près de 1 MF, il faut ajouter 2,5 MF pour l'élimination des rejets toxiques, soit un coût final de 3,5 MF). Combien de crématoriums et quelles collectivités sont-ils prêts à payer cet investissement ? A notre connaissance, seule la ville de Strasbourg a choisi un

---

(1) Cette différence serait essentiellement due à la pratique de l'attente. Pendant la crémation, la famille et les proches attendent dans une salle adjacente. Le temps maximal est de 90 mn. Cette pratique est typiquement française et n'existe nulle part ailleurs en Europe, ce qui explique les différences de rendement entre les crématoriums français et étrangers.

(2) Certaines mesures plus radicales ont également été envisagées, telle l'extraction des dents traitées avant la crémation. Cette solution n'a -heureusement- jamais été pratiquée.

crématorium aux normes allemandes, beaucoup plus rigoureuses que les normes françaises et a donc payé ce prix *(1).*

Nulle alerte donc, mais une sage précaution sur la forme et deux recommandations :

- Le suivi des personnels travaillant dans des crématoriums doit être amélioré et les mesures d'exposition au mercure (par prélèvement de cheveux) doivent être systématisées,

- Si les taux de crémation continuent de progresser au rythme de ces dernières années, et si l'amalgame continue à être massivement utilisé, des mesures de limitation des rejets de mercure semblent recommandées. Pour éviter que le prix des crémations, déjà parmi les plus élevés en Europe, soit encore augmenté, ces mesures coûteuses seront inévitablement accompagnées de modifications des conditions techniques de crémation (suppression des « attentes »...).

Le choix de la crémation est affaire de conscience et doit bien évidemment rester un choix intimement personnel. Mais le développement de cette technique ne doit pas faire supporter d'éventuels risques par autrui.

IV. RECOMMANDATIONS

A. RAPPEL DES RECOMMANDATIONS « OFFICIELLES »

1. Les recommandations officielles

La plupart des études, rapports, concluent en appréciant le risque encouru, la sévérité des dommages, les avantages et les inconvénients des matériaux, et formulent des recommandations. On peut classer ces recommandations en deux catégories : les alarmistes, prônant l'interdiction totale de l'utilisation de l'amalgame et/ou la dépose des anciens amalgames ; les apaisantes, favorables à la poursuite de recherches et formulant quelques restrictions d'usage.

---

(1) Même s'il n'y a aucune disposition spécifique sur le mercure, les installations limitant les autres rejets (dioxines, poussières...) sont aussi efficaces pour réduire les émissions de mercure.

On retiendra ici les plus récentes et, vraisemblablement les moins contestables, venant d'autorités internationalement reconnues.

Le groupe de travail de la Commission européenne a rendu son rapport en 1997. Se fondant sur plus de 200 références scientifiques publiées, qui dans leur très grande majorité sont de nature à apporter des apaisements aux inquiétudes et cris d'alarme qui tendent à se multiplier dans l'opinion publique, le groupe a « *recommandé de poursuivre les recherches sur la dégradation des produits (l'amalgame) et l'identification de groupes à risques, évaluer les matériaux alternatifs avec le même soin que les amalgames, améliorer la coopération entre centres de recherche*».

Le CSHPF (Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France), dans son avis du 19 mai 1998 a lui aussi formulé des recommandations pour les patients, les professionnels et les pouvoirs publics (voir texte intégral en annexe II).

2. Les critiques des recommandations officielles

Ces recommandations sont jugées timides et insuffisantes par les opposants les plus farouches aux amalgames dentaires. Leurs critiques doivent être examinées.

La première critique concerne le non respect de la pluralité des opinions. Il s'agit d'une critique particulièrement grave laissant suspecter un manque de rigueur scientifique, voire d'honnêteté intellectuelle, quand ce n'est pas de la compromission pure et simple... Cet argument est irrecevable et même insultant. Le groupe de travail de la Commission européenne, dont les préoccupations en matière d'environnement et de santé publique sont connues, était composé d'une trentaine d'experts venant de douze pays différents. C'est leur faire insulte. L'argument vaut aussi pour le CSHPF.

La seconde critique, concomitante, est liée à la non prise en compte d'études supposées imparables établissant clairement la nocivité de l'amalgame dentaire. Quatre études auraient été ainsi oubliées par le CSHPF, remettant en cause le bien fondé de ses recommandations. Outre l'étude de Tübingen, qui a été amplement présentée dans le présent rapport, on relèvera une étude sur la transmission de mercure par la dentine, un relevé de mercure dans la salive de quelques dizaines de patients, par un médecin du sud de la France fortement impliqué dans la lutte contre l'amalgame, et une expérience sur les rejets mercuriels après implantation de douze amalgames chez des brebis pleines.

Cette critique est là encore très contestable. On ne compte pas moins de 15 000 études sur le mercure et ses effets. Il n'est pas possible de les citer toutes. La sélection s'est opérée principalement sur les études publiées dans un journal scientifique, ce qui n'est pas le cas d'au moins deux des études citées ci-dessus, qui,

en outre, donnent de nouvelles évaluations intéressantes, mais n'apportent pas réellement d'idée nouvelle. L'étude sur les brebis démontre parfaitement la transmission du mercure de la brebis au foetus (de la mère à l'enfant), ce qui est déjà parfaitement connu.

Dans de telles circonstances et dans un tel climat d'échauffement des esprits, il paraît délicat de préconiser, à son tour, des recommandations.

B. LES RECOMMANDATIONS COMPLÉMENTAIRES DE L'OFFICE

Un certain nombre de recommandations élémentaires se dégagent de l'analyse qui vient d'être faite. Des actions peuvent être entreprises, tant en direction des patients qu'en direction des praticiens et des pouvoirs publics.

1. Recommandations aux patients

a) La prévention

Le lecteur pardonnera ce rappel élémentaire, mais la meilleure garantie contre l'amalgame dentaire consiste simplement ... à éviter d'en poser, par une hygiène buccale satisfaisante. L'apparition des caries est directement liée à la nature de l'alimentation (sucres) et à l'hygiène buccale. Un soin régulier (brossage deux fois par jour) et méthodique (brossage de toutes les dents, y compris les dernières molaires du fond, les plus mal brossées), doublé d'une visite régulière chez le dentiste éviteraient l'obturation d'une dent malade. Il est couramment admis que **80 % des caries pourraient être évitées par la seule hygiène dentaire.**

L'effet de la prévention a été évalué sur des populations suivies pendant 20 ans au Royaume-Uni et aux Pays-Bas. Le nombre de caries est réduit selon les âges de 50 à 62 %.

Effets de la prévention

	Temps T		**Après 10 ans de prévention**		**Après 20 ans de prévention**		**Evolution en 20 ans**	
tanche d'âge	**16-24**	**25-34**	**16-24**	**25-34**	**16-24**	**25-34**	**16-24**	**25-34**
dents cariées	**2,1**	**2,3**	**2**	**1,9**	**0,8**	**1,1**	**- 62 %**	**- 52 %**

dents traitées *	**15,5**	**18,4**	**14,4**	**17,5**	**10,4**	**15,5**	**32,9%**	**15,8%**

***** dents cariées, manquantes, obturées. *Source : étude M.C. Downer*

La prévention passe aussi par une modification des comportements. Même si cela est un voeu pieux, il est souhaitable d'éviter la mastication de chewing-gum *(1)*.

Contrairement à une opinion répandue, la prévention ne concerne pas seulement la population jeune. Les soins augmentent avec l'âge et on note une recrudescence des caries chez les patients âgés, non plus sur les faces structurantes des dents, mais au niveau des collets sur les racines dentaires. Autrefois, les dents étaient retirées, aujourd'hui, elles sont soignées mais le taux de caries augmente chez les patients du troisième âge.

Lorsque la carie survient, la cavité doit être traitée au plus tôt. Là encore, une visite régulière chez le dentiste permet d'éviter des dégradations. Plus la dent est traitée tôt, et moins l'amalgame est indiqué. On enseigne aujourd'hui à préserver au maximum les structures saines et la pose de l'amalgame dentaire qui suppose une préparation de la cavité (ou contre dépouille) est donc déconseillée, sur un strict plan clinique. Le soin est alors réalisé à l'aide de composites. Pour le Professeur Collomb, la qualité de l'hygiène dentaire dans les pays scandinaves qui permet de traiter les caries dès leur apparition n'est pas étrangère à la prééminence des composites : « *Le recours généralisé aux composites dans les pays scandinaves s'explique moins par une quelconque position dogmatique sur les amalgames que pour des raisons cliniques. Grâce à l'efficacité de la prévention, on ne traite que peu de carie ou que des petites lésions initiales, de faible volume. Les pays scandinaves ont recours au composite parce que leur politique de prévention a été efficace* ». En ce qui concerne la Suède, la première partie de l'argument est partiellement erronée, car il y a bien un refus de principe d'utiliser les amalgames au mercure, mais la seconde reste parfaitement pertinente : la politique de prévention a été très efficace (on compterait moins de trois caries par adulte et moins d'une carie par enfant) et la pose d'amalgames est par conséquent parfaitement injustifiée.

---

(1) Nul n'a jamais chiffré le coût pour la collectivité de l'usage de chewing-gum, qui fut d'ailleurs l'un des symboles d'une culture venue d'Outre Atlantique voire même de la Libération de la France (chewing-gum dans les rations militaires et distribué aux populations libérées). Entre le coût direct de nettoiement des chaussées et le coût indirect sur les soins dentaires...

b) Choisir avant tout la raison

Votre rapporteur considère qu'avant toute chose, la raison doit l'emporter. **Attention à ne pas privilégier systématiquement un matériau (le composite) qui a aussi ses inconvénients**. Attention à ne pas verser dans le catastrophisme appuyé par ceux là seuls qui maîtrisent l'accès aux médias modernes. L'opposition aux amalgames est d'autant plus écoutée qu'elle utilise les moyens modernes de communication. Un travail peut être refusé par l'Université ? Internet lui donne aussitôt l'écho qu'il n'a pas et qu'il n'aurait jamais eu. Tandis que, comme le dit un praticien, « *il ne viendrait à l'idée de personne d'ouvrir un site en faveur des amalgames car le sujet est débattu, rebattu depuis des années. D'ailleurs, il n'existe pas de pro amalgame, ce serait absurde, il n'existe que des utilisateurs d'amalgame.* » En outre, il existe des millions de porteurs d'amalgames en parfaite santé.

Il y en a cependant un certain nombre qui sont inquiets et qu'il faut soigner. La pose de composites peut être préférée à celle de l'amalgame mais cette préférence peut-elle aller jusqu'à vouloir substituer l'un à l'autre ? On a dit à plusieurs reprises que la dépose d'amalgames libère momentanément de fortes vapeurs de mercure. Pour éviter des rejets mercuriels continus mais faibles, dont l'impact sur la santé n'est qu'hypothétique, un patient pourrait absorber des doses massives. Ainsi, le remède à un mal éventuel, peut être bien pire que le mal d'origine. Sans expérience et sans précaution sérieuse (pose de digues), la dépose d'amalgames anciens est une opération déconseillée. En l'absence de garanties sérieuses apportées par le praticien sur la méthode qu'il va utiliser et sauf choix délibéré du patient qu'aucun argument ne pourrait infléchir, **la dépose « de confort » des amalgames et leur substitution par des composites ne paraît pas opportune**.

Cette réticence concerne en particulier le remplacement d'amalgames anciens. Tout simplement parce qu'un amalgame ancien a été posé « à l'ancienne », c'est à dire avec une contre dépouille importante, réduisant d'autant la paroi dentaire. Or la grande majorité des professionnels considère que plus cette paroi est mince, et moins le composite est recommandé.

Certes, le patient peut aussi changer de médecin soignant et choisir un professionnel des composites. Il sera toujours difficile pour un patient de se prononcer sur la compétence d'un professionnel, en particulier d'un médecin. La compétence est difficile à juger ; mais la confiance, elle, ne se mesure pas et ne se décrète pas. C'est pourtant elle qui doit rester au centre de la relation médecin-patient. En d'autres termes, un patient qui a confiance dans son praticien, fût-il habitué aux amalgames, a peu de raisons de changer pour un autre qu'il ne connaît pas, fût il professionnel des composites ou « bio prothésiste ».

2. Recommandations aux praticiens

Votre rapporteur éprouve une certaine gêne à formuler des recommandations aux professionnels, dans la mesure où il n'est pas praticien lui-même et que la présente étude est nécessairement incomplète et pourra toujours susciter la critique de ces derniers. Néanmoins le défi doit être relevé.

Quelques pratiques doivent être améliorées, que ce soit en amont ou en aval des soins : l'écoute des patients, la formation professionnelle, le polissage des amalgames.

a) L'écoute et l'information des patients

La pose d'un matériau d'obturation doit être systématiquement précédée d' **un entretien avec le patient**, un entretien qui ne soit pas de pure complaisance, mais qui manifeste une intention réelle et sérieuse d'écoute. Les troubles rénaux, les allergies, les maladies sont vraisemblablement des contre indications à la pose d'amalgames. L'appréhension vis-à-vis des amalgames, même exagérément entretenue, doit être prise en compte. Le facteur psychologique ne doit être ni sous-estimé, ni évidemment déconsidéré.

Cette écoute doit être complétée par **une information**. On peut dire aujourd'hui qu'elle est nulle. On notera, pour le regretter, les plus grandes réticences à améliorer cette information puisque de nombreuses publications parlent désormais d' « *amalgames d'argent* », occultant ainsi la composante la plus contestée du matériau.

b) La formation professionnelle

Il y a là de grandes et graves lacunes. D'une part, **la formation aux allergies, au risque mercuriel, est pratiquement écartée de la formation universitaire**. D'autre part, quelques doutes subsistent sur la capacité réelle de tous les praticiens à opérer indifféremment avec amalgames ou composites. Ce point a été parfaitement expliqué par le Professeur Collomb, en audition :

« Les deux techniques de pose (amalgame et composite) sont aujourd'hui couramment enseignées dans les seize facultés dentaires de France. La transition est en cours. Supprimer de façon autoritaire l'amalgame serait aujourd'hui très dangereux pour la santé, car il ne faut pas nier que plusieurs praticiens anciens n'ont guère été formés à la pose des composites ou manquent de pratique. Un éventuel basculement -qui ne serait d'ailleurs pas justifié- imposerait des actions de formation ou de (re)formation de grande envergure. La faculté forme des jeunes praticiens, mais la formation continue échappe à l'université. Le praticien est parfaitement libre de choisir son domaine : chirurgie, implantologie... Rien ne prouve qu'il se dirige spontanément vers la pose des composites. »

On peut craindre en particulier que toutes les précautions indispensables lors de la pose et surtout de la dépose d'amalgames (digue de protection pour éviter l'inhalation de vapeurs) ne soient pas systématiquement appliquées.

L'évolution, peut-être légitime, que l'on décèle en faveur de la pose de composites doit s'accompagner d'un intense effort de formation.

c) Améliorer les pratiques médicales et assurer un polissage des obturations

Le rôle du polissage est amplement décrit dans la littérature médicale. La finition de la surface des obturations est importante pour la durée de vie de l'obturation et pour la santé des tissus avoisinants. Le polissage supprime les arrêtes et les aspérités, diminue par conséquent la surface de contact entre l'amalgame et la salive et augmente la résistance des obturations. Les formateurs recommandent un polissage, au plus tôt un jour après la pose, de l'ordre de 1 à 15 mn.

Le problème est que, quoique unanimement recommandé... un très grand nombre d'obturations ne sont pas polies !

L'un des mérites incontestables de l'étude de Tübingen est d'avoir mis en relief **l'importance décisive du polissage**. Constatant que les teneurs mesurées dans la salive étaient deux fois supérieures aux teneurs habituellement mesurées dans des autres tests, l'étude a émis l'hypothèse qu'un tel écart s'expliquait par le fait que l'échantillon examiné (18.000 tests validés) était vraisemblablement beaucoup plus proche du réel que dans de nombreux tests antérieurs.

Ce n'est pas sans fondement que l'étude émet quelques doutes sur la validité des mesures antérieures réalisées par exemple auprès de quelques dizaines d'étudiants en faculté dentaire, à l'hygiène dentaire irréprochable, et dont la plupart des amalgames avaient sans doute été vérifiés -et polis- en clinique. Car, entre un test en laboratoire, voire in situ mais auprès d'un public sélectionné, et un test auprès du grand public, il y a toujours une différence. Cette différence porte un nom : le réel, et, en l'espèce, le réel est morose : chez les « vrais gens » le polissage de l'obturation est beaucoup moins fréquent qu'à l'université...

Selon l'étude, l'absence de polissage maintiendrait de larges surfaces de contact avec la salive (le polissage entraînerait une réduction des surfaces en contact d'un facteur 100 !), et provoquerait une augmentation des rejets mercuriels de 50 % à 150 % de mercure en plus (ainsi que 50 % à 100 % d'étain, d'argent et de cuivre en plus).

L'étude a constaté -en Allemagne- que plus des deux tiers des obturations en amalgame n'étaient pas polies. Le chiffre n'est pas connu en France, mais serait, au mieux, de cet ordre de grandeur (selon certains praticiens, le chiffre de 90 % d'amalgames non polis n'est pas irréaliste...). On observera par exemple que des

catalogues professionnels choisissent de « mettre en scène » leurs matériels de soins (fraises, matrices interdentaires...) à partir de photos de dents porteuses d'amalgames non polis ! On s'étonnera également du fait que le groupe d'études de la Commission européenne, pourtant composé de professionnels, ait pu faire pratiquement l'impasse sur la nécessité de polissage, allant même jusqu'à affirmer que l'un des avantages de l'amalgame était qu'il pouvait être posé en une seule fois. Exit le polissage...

A l'exception des cas où le polissage n'est matériellement pas possible (notamment sur les « faces proximales », c'est à dire lorsque la deuxième face de l'obturation jouxte une autre dent), il s'agit à l'évidence, d'**une négligence professionnelle courante**, justifiée tant par des raisons pratiques (car tous les patients ne reviennent pas volontiers chez leur dentiste une fois que la carie est soignée) que pour des raisons financières (car la séance de polissage prise en charge par la sécurité sociale est soit partielle -comme en Allemagne, soit nulle -comme en France).

Compte tenu des inquiétudes manifestées autour de la pose des amalgames, une telle dérive des praticiens paraît peu admissible, et **il est fortement recommandé que les autorités régulatrices rappellent régulièrement les règles professionnelles élémentaires.**

Dès lors que les soins sont pris en charge par les systèmes d'assurance, **la multiplication des contrôles du polissage** peut également être envisagée.

Quel serait l'effet d'un polissage rendu obligatoire sur les pratiques dentaires ? Les avis sont partagés, car deux interprétations contradictoires sont possibles. D'une part, un meilleur polissage aurait pour effet de limiter les rejets mercuriels, et de retarder, si besoin était, la substitution supposée nécessaire des amalgames. D'autre part, on a pu lire aussi que le polissage alourdirait le prix des interventions, et qu'une obligation conduirait alors à condamner à terme la pose des amalgames. Quels que soient les risques ou les chances de l'évolution possible (confirmation ou renonciation aux amalgames), on ne peut se satisfaire du statu quo qui fait reporter sur la santé des patients ce que la simple conscience professionnelle permettrait d'éviter.

d) Améliorer le suivi des amalgames

Tous les produits vendus doivent faire clairement apparaître leur composition et le pourcentage de mercure. Ce qui permettra de repérer les amalgames les plus chargés en mercure. Les amalgames les moins chargés doivent être préférés. **Le circuit de collecte impose aujourd'hui des contraintes administratives lourdes pour un résultat extrêmement modeste. Tout ce circuit doit être revu** pour améliorer son efficacité. Malgré toutes ces contraintes, les praticiens ne disposent pas d'une comptabilité claire des entrées et sorties

d'amalgames, ne dispose pas d'un outil (livre ou informatique) de gestion des stocks. La formation médicale pourrait utilement être complétée par des modules de gestion administrative et comptable élémentaire. (cette carence n'est évidemment pas propre à la formation initiale des chirurgiens dentistes...).

3. Recommandations aux pouvoirs publics

a) Poursuivre des recherches ciblées

Les recherches méritent d'être poursuivies dans trois directions : les groupes à risques, les matériaux, les aspects sociaux et financiers.

Comment qualifier les « groupes à risques », et quelles précautions prendre visant les jeunes, les personnes âgées ou malades et les individus à multicaries ?

La poursuite des études sur les matériaux d'obturation se justifie dans notamment trois domaines:

- le suivi du devenir des composites,

- le « risque de proximité », lié à la présence de métaux divers, susceptibles de générer des courants éléctrogalvaniques. Ce courant augmente la corrosion et la libération de mercure mais quelles sont les « distances » minimales à respecter ?

- l'effet de la mastication a été amplement démontré. Mais le chewing-gum n'est pas seul en cause. Que penser aussi des gommes utilisées à titre de prévention des caries ou des gommes de prévention du tabagisme ?

Des recherches peuvent également être conduites dans le domaine social. Le ministère de la santé pourrait utilement se doter d'une cellule d'information destinée aux praticiens tant pour les aider s'ils souhaitent contrôler la qualité de l'air dans leur lieux de travail, que pour leur donner des informations sur les différents aspects du débat amalgames/composites (point sur les contentieux, point sur la législation, point sur les allergies).

Il est tout a fait certain que les individus ne sont pas allergiques ou sensibles de la même manière et dans les mêmes proportions au mercure dentaire. L'écoute du patient, vivement recommandée, peut être utilement complétée par un examen attentif de sa carte santé individuelle. Encore faut-il que l'information pertinente y figure. Des réflexions doivent être engagées sur ce point.

b) Revoir la tarification

La tarification est un autre débat inévitable. Dans le contexte actuel des finances sociales, il est vraisemblablement illusoire d'espérer une amélioration des remboursements. Toute réflexion doit être menée à enveloppe financière constante. Mais il faut se rappeler que dans de nombreux pays, les évolutions se sont produites de façon indirecte par ce biais. Aujourd'hui, la tarification de l'obturation d'une carie est identique quel que soit le matériau utilisé. Cette tarification n'est pas favorable à un travail soigné sur l'amalgame car le polissage, notamment le polissage avec digue, encore plus exigeant, n'est pris pas en charge. Une piste de réflexion consisterait à différencier les remboursements avec une diminution de la prise en charge de la pose de l'amalgame, complétée par un remboursement du polissage, les deux opérations (pose et polissage) étant remboursées au même tarif que le composite.

c) Améliorer la collecte et le suivi des déchets d'amalgames

La collecte et le suivi des déchets d'amalgames sont très insuffisants. Les praticiens ne sont pas tous dotés de séparateurs, la collecte après séparateur est mal assurée, et surtout la destination finale des déchets ainsi collectés est plus qu'incertaine. Il est vraisemblable qu'une fraction non négligeable et même que la plus grande partie des déchets collectés soient dirigés vers les incinérateurs, générant des pollutions atmosphériques.

Si tel était le cas, la situation serait inacceptable. La filière doit être soumise pour faire un point précis. Une obligation de traitement, avec retour des produits chez le fournisseur peut être envisagée.

Un certain flou entoure incontestablement les déchets mercuriels. Selon une information récente , les pays de l'Est de l'Europe qui disposent de stocks importants, écouleraient le mercure dans les pays occidentaux. Une comptabilité lisible du mercure entrant/sortant chez les utilisateurs et diffuseurs d'amalgames permettrait de mieux suivre ce dossier.

DEUXIÈME PARTIE : LES CONSÉQUENCES DES MÉTAUX LOURDS SUR L'ENVIRONNEMENT

I. SOURCES ET CARACTÉRISTIQUES DES MÉTAUX LOURDS

A. LES « MÉTAUX LOURDS »

1. Caractéristiques

a) Les métaux lourds

Un métal est une matière, issue le plus souvent d'un minerai ou d'un autre métal, dotée d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant ainsi aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisables dans l'industrie, l'orfèvrerie.... On appelle en général métaux lourds les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes *(1)* caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 grammes par cm^3. On retrouve dans certaines publications anciennes l'appellation de « métal pesant ». Quarante et un métaux correspondent à cette définition générale auxquels il faut ajouter cinq métalloïdes Ces métaux sont présentés dans le tableau ci-après :

---

(1) Un métalloïde est un élément qui combine certaines caractéristiques du métal et d'autres caractéristiques opposées, l'absence de conductivité électrique par exemple. L'arsenic est un métalloïde.

Table périodique des éléments

(le fond grisé indique les éléments de masse volumique supérieure à 5g/cm^3 ;
le cercle indique les éléments cités comme toxiques
pour l'homme et l'environnement dans divers documents)

Source ADEME - retombées atmosphériques des métaux en France

L'appellation métaux lourds est cependant une appellation courante qui n'a ni fondement scientifique, ni application juridique.

- Les métaux lourds sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles. On dit que les métaux sont présents « en traces ». Ils sont aussi « la trace » du passé géologique et de l'activité de l'homme.

La classification en métaux lourds est d'ailleurs souvent discutée car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement « lourds » (le zinc), tandis que certains éléments toxiques ne sont pas tous des métaux (l'arsenic par exemple). Pour ces différentes raisons, la plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation métaux lourds, l'appellation « éléments en traces métalliques » -ETM- ou par extension « éléments traces ».

- La toxicité des métaux lourds a conduit les pouvoirs publics à réglementer les émissions en fixant des teneurs limites. Cette réglementation n'est cependant d'aucun secours pour déterminer sans ambiguïté une liste de métaux à surveiller car la liste varie selon les milieux considérés : émissions atmosphériques, rejets dans l'eau, règles sur l'épandage des boues ou la mise en décharge...

L'arrêté du 2 février 1998, relatif aux installations classées pour la protection de l'environnement, fixe notamment les émissions de toute nature que doivent respecter ces installations. L'arrêté ne définit pas les « métaux lourds » mais sélectionne un certain nombre de métaux sujets à des contraintes environnementales, en l'espèce le respect de limites d'émission dans l'eau. Douze métaux sont concernés : Aluminium, Arsenic, Cadmium, Chrome, Nickel, Cuivre, Etain, Fer, Manganèse, Mercure, Plomb, Zinc. D'autres réglementations sont plus restrictives. L'arrêté du 8 janvier 1998 fixant les descriptions techniques applicables à l'épandage des boues sur les sols agricoles détermine des « *teneurs limites en éléments traces* », pour sept métaux seulement. D'autres choix sont possibles. La réglementation sur les émissions atmosphériques fixe des valeurs admissibles sur quinze métaux.

La réglementation n'est donc d'aucun secours et contribue même à entretenir l'ambiguïté (7, 12 ou 15 métaux soumis à des contraintes environnementales). Difficulté supplémentaire, dans son rapport sur les éléments en France, l'Académie des Sciences ne prend en considération que neuf éléments, classés en « éléments en traces » : Arsenic, Cadmium, Chrome, Cuivre, Mercure, Nickel, Plomb, Sélénium et Zinc...

Le tableau ci-dessous est un indicateur des difficultés de classement :

Valeurs admissibles réglementées en France pour certains milieux

	Mercure	**Plomb**	**Cadmium /Cuivre**	**Arsenic**	**Nickel/ Zinc**	**Cobalt**	**Manganèse**
air	**oui**	**oui**	**oui**	**oui**	**oui**	**oui**	**oui**
eau	**oui**	**oui**	**oui**	**non**	**oui**	**non**	**oui**
épandage des boues	**oui**	**oui**	**oui**	**non**	**non**	**non**	**non**
décharge	**oui**	**oui**	**non**	**oui**	**oui**	**non**	**non**

Il existe néanmoins une constante. Parmi les métaux lourds, on distingue principalement trois d'entre eux : le mercure, le plomb et le cadmium. Pourquoi distinguer ces trois métaux ? Il y a, d'une part, une raison historique. Les premiers biochimistes ont distingué ces trois métaux en raison de leur affinité avec le soufre qui permettait d'identifier les protéines « qui **précipitent lourdement »** ou donnent facilement des sels (sels de mercure, sels de plomb...). Dans son tableau de classification des éléments chimiques, réalisé à partir de la masse atomique et du

nombre d'électrons des éléments, le chimiste russe Mendeleïev, en 1869, reprend la distinction.

D'autre part, les trois métaux ont aussi quelques caractéristiques physico-chimiques communes :

- ils ne se détruisent pas. Ils se transportent, changent de forme chimique, mais ne se détruisent pas.

- ils ont une conductivité électrique élevée, qui explique leur utilisation dans de nombreuses industries.

- mais surtout, ils présentent une certaine toxicité pour l'homme, entraînant notamment des lésions neurologiques plus ou moins graves. Tandis que tous les autres ont une utilité dans le processus biologique -certains métaux (les oligo-éléments) sont même indispensables à la vie (le fer, le cuivre, le nickel, le chrome...)-, les trois métaux cités sont des éléments uniquement toxiques.

Le présent rapport sera pour l'essentiel limité à ces trois principaux métaux lourds. La liste n'est cependant pas bloquée puisque quelques autres métaux -et non métaux- seront aussi évoqués lorsqu'ils présentent un intérêt similaire (cas de l'arsenic dans l'eau par exemple).

b) Les sels métalliques

Les métaux sont utilisés sous forme solide (métallique) en alliage, lorsqu'ils se combinent avec un autre métal, ou en sels, lorsque le métal est combiné avec certains éléments non métalliques.

Leur formation découle d'une attaque oxydante : le métal est oxydé en ion positif (cation) et se combine alors avec un ion négatif (anion) pour donner un sel. Les exemples sont très nombreux, en voici quelques uns :

- l'attaque du fer métallique par l'oxygène en présence d'eau acidifiée donne un sel de fer. Si l'acide est l'acide chlorhydrique (HCI), le sel de fer que l'on pourra déposer par évaporation est du chlorure ferrique,

- l'attaque du mercure métallique (Hg) par du soufre (S) à chaud donne du sulfure de mercure (HgS).

De nouveaux sels peuvent être formés par des réactions d'échange chimique entre un sel et un autre sel ou un acide ; par exemple, du chlorure de plomb mis en solution avec de l'acide sulfurique donnera naissance à du sulfate de plomb.

Les anions pouvant former des sels avec les métaux sont légion ; les plus courants sont listés ci-après :

- chlorure (CI) *de sodium ; mercurique, d'aluminium*
- sulfate (SO_4)
- sulfure (S) *de plomb, d'arsenic*
- nitrate (NO_3)
- oxyde (O) *de fer, de plomb*
- hydroxyde (OH)

La plupart des sels sont solubles, et c'est sous cette forme que les métaux contaminent l'environnement et en particulier l'alimentation. Quand le métal est associé au sulfure, il forme un sel insoluble, et c'est sous cette forme qu'il se trouve dans les gisements. Il peut alors être exploité. L'extraction dégage cependant du dioxyde de soufre (SO_2), responsable de pollutions acides.

2. Plomb, cadmium, mercure

Plomb, cadmium, mercure sont classés parmi les métaux lourds toxiques. Certaines publications anciennes parlent de « métaux pesants », en raison d'une masse volumique importante : 1 litre de mercure par exemple, pèse 13,6 kg.

Les caractéristiques chimiques sont les suivantes :

	Plomb	**Cadmium**	**Mercure**
Masse atomique	**270**	**112**	**200**
Masse volumique	**11,35 g/cm^3**	**8,6 g/cm^3**	**13,6 g/cm^3**
Température de fusion	**327°**	**320,9°**	**- 38°**
Température d'ébullition	**1.740°**	**765°**	**357°**
Symbole chimique	**Pb**	**Cd**	**Hg**
Minerai d'origine	**Galène**	**Scories du zinc**	**Cinabre**

Les principales utilisations se présentent comme suit :

Le **plomb** est issu d'un minerai, la galène. L'utilisation du plomb est directement liée à la métallurgie. Avec deux pics notables. La métallurgie a connu

son apogée sous l'empire romain, lorsque le plomb était utilisé pour la production de la monnaie, les canalisations, la vaisselle... Ce phénomène peut être parfaitement suivi par l'analyse des glaces polaires. La révolution industrielle a entraîné de nouvelles utilisations massives et une augmentation exponentielle depuis un siècle tout en se transformant radicalement. Pendant la première moitié du siècle, le plomb a été utilisé dans l'industrie, l'imprimerie et les peintures. Dans la seconde moitié du siècle, l'utilisation dominante était liée aux carburants automobiles, le plomb étant ajouté à l'essence comme antidétonant. Cette utilisation est aujourd'hui prohibée.

Le **cadmium** est un élément naturel, présent dans certains minerais (notamment le zinc) sous forme d'impuretés. Ce métal était inconnu jusqu'au XIXème siècle, jusqu'à ce que ses caractéristiques physico-chimiques soient mises en évidence et utilisées notamment dans les batteries. Le cadmium a été abondamment utilisé dans des utilisations diffuses pour protéger l'acier contre la corrosion (cadmiage), ou comme stabilisant pour les plastiques et les pigments.

Principales utilisations du plomb et du cadmium
(milliers de tonnes)

Plomb		**Cadmium**	
Production mondiale	**6.000**	**Production mondiale**	**20**
Consommation française	**273**	**Consommation française**	**1,8**
Batteries et accumulateurs	**72 %**	**Batteries et accumulateurs**	**70 %**
Ouvrés en plomb	**10 %**	**Pigments**	**13 %**
Chimie	**7 %**	**Plasturgie**	**8 %**
Autres	**15 %**	**Autres**	**9 %**

Le **mercure** est rare dans le milieu naturel : il se trouve cependant, en traces, dans les roches, parfois dans des concentrations justifiant une exploitation. Le mercure est notamment extrait du cinabre (sulfure de mercure). Il existe une mine en Espagne (mine Almaden). Cette exploitation a pratiquement cessé car le recyclage croissant du mercure sur un marché déclinant rend inutile l'extraction primaire. Le mercure, comme le plomb, est utilisé depuis l'Antiquité. Ses capacités à s'associer à d'autres métaux ont été mises à profit pour extraire l'or. Le mercure a aussi été utilisé pour ses propriétés biologiques, y compris ses propriétés toxiques (comme biocide). Il a été utilisé en tannerie, en médecine, pour traiter la syphilis, par exemple. Comme le cadmium, le mercure est aujourd'hui utilisé pour ses

propriétés physico-chimiques. Le mercure est extrêmement volatile, réagit à la chaleur, et est un excellent conducteur d'énergie électrique. Il est utilisé dans la production du chlore et quelques produits de consommation ou de mesure (piles, thermomètres...). Ces utilisations sont en déclin. La production annuelle mondiale de mercure est de l'ordre de 3.000 tonnes.

Pour chacun de ces éléments, la production primaire (à partir de minerais) est désormais complétée et sera bientôt doublée par la production secondaire, à partir de la valorisation de déchets. Comme dans le même temps, la consommation ne cesse de diminuer, la question qui se pose est celle de savoir comment et jusqu'où recycler un métal sur un marché en déclin.

3. Données complémentaires sur le mercure

a) Caractéristiques

Le mercure est un métal qui présente des caractéristiques rares :

- c'est le seul métal liquide à température ambiante (entre -10° et + 40°C). Une caractéristique d'où est tiré son symbole chimique Hg, du mot grec latinisé *hydrargyrum*, argent liquide ou « vif argent ». Il se divise par l'agitation en fines gouttelettes. C'est aussi le seul métal dont la température d'ébullition soit inférieure à 650° (357°),

- c'est un métal qui se caractérise par une extrême volatilité (d'où, peut être, le nom du dieu grec Mercure, messager des dieux, sans doute par référence à la grande mobilité de ce métal),

- c'est un métal qui se combine très facilement avec d'autres molécules, que ce soient des métaux (amalgames), des molécules inorganiques (soufre) ou organiques (carbone),

- c'est un métal dit « lourd » dans la classification du chimiste Mendeleiev, dans la mesure où il possède une « masse atomique » de 200 (hydrogène =1).

- c'est un métal toxique (voir deuxième partie). La toxicité du mercure vient de son extrême volatilité (puisqu'il peut être facilement respiré), de sa relative solubilité dans l'eau et les graisses (il peut être facilement transporté dans le corps), et de sa capacité à se lier avec d'autres molécules qu'il va modifier ou dont il va transformer les fonctions.

b) Les formes du mercure

Sur le plan physico-chimique, le mercure est un métal qui change facilement de forme et de propriétés. Très volatil, il passe aisément de l'état liquide à l'état gazeux à température ambiante. Il présente aussi un pouvoir de dilatation important, d'oû son utilisation dans les thermomètres. A la fois lourd et liquide, le mercure a été le matériau de référence pour mesurer les pressions (baromètres, tensiomètres, ...). En présence d'oxygène, le mercure s'oxyde très facilement passant de l'état métallique (Hg^0), liquide ou gazeux, à l'état ionisé (Hg2+). C'est aussi un métal qui s'associe facilement aux molécules organiques formant de nombreux dérivés mercuriels.

• La forme chimique que prend le métal, en fonction de la température et du milieu, s'appelle la spéciation. Le mercure se présente en deux familles distinctes :

- Le mercure métallique ou inorganique qui prend lui-même trois formes différentes :

- le mercure métallique élémentaire, sous forme **liquide** (noté Hg°). C'est le mercure classique, sous sa forme la plus connue, qui est utilisé dans les thermomètres ou lors des travaux pratiques de chimie dans les lycées,

- le mercure sous forme **gazeuse** (noté Hg°). Le mercure, en chauffant, se transforme en vapeur. Cette première forme est notée Hg °

- le mercure inorganique, sous forme **ionique**. C'est ce qu'on appelle les atomes de mercure (notés Hg^{2+})

- L'autre grande famille est constituée par le **mercure organique**, quand il se combine avec une molécule contenant du carbone, à la base de tout élément vivant (ou qui a été vivant).

• Il existe des échanges permanents entre ces différentes formes, car le mercure a une grande capacité à se transformer, notamment sous l'effet de l'acidité du milieu, et de la présence de molécules -ou « ligands »- assurant ces combinaisons (chlore, soufre). La transformation peut être décrite comme suit :

du mercure métallique aux ions mercuriques : l'oxydation. Le mercure sous forme de vapeurs est inhalé. Par l'action de la catalase présente dans les globules rouges, le mercure métallique est transformé en ions mercuriques, qui passent dans le sang. La relation n'est pas univoque. Il existe une réaction inverse qui permet de passer des ions mercuriques au mercure métallique.

des ions mercuriques au mercure organique : la méthylation. La méthylation se déroule principalement en milieu acqueux ou dans les intestins, en fonction de l'acidité et de la présence de soufre. Les composés de mercure organique les plus connus sont le méthylmercure et le diméthylmercure.

B. LES SOURCES D'ÉMISSION

Poser la question des conséquences des métaux lourds sur l'environnement peut paraître à certains égards incongrue dans la mesure où les métaux lourds sont des éléments naturels, présents dans tous les compartiments de notre environnement, l'air, l'eau, les sols.

1. Les sources naturelles

a) Les gisements de métaux lourds

Si l'on s'intéresse aux effets sur la santé de quelques microgrammes de métal (0,000001 gramme), les gisements des métaux lourds au sein de la biosphère se chiffrent par millions de tonnes. Les métaux lourds se retrouvent dans tous les compartiments de l'environnement. Selon les métaux, les réserves les plus importantes se trouvent dans les roches et/ou les sédiments océaniques. On estime le gisement de mercure à 300 milliards de tonnes dont 99 % se trouvent dans les sédiments océaniques.

Les métaux lourds, comme tout minerai, sont présents dans les roches, et sont diffusés avec l'érosion. Les métaux lourds en surface ne viennent cependant pas tous de la roche, puisqu'il peut y avoir cumul entre ce qui vient du sous-sol et ce qui est apporté par l'air, qui peut provenir de très loin (plomb dans les glaces des pôles).

En règle générale, les métaux sont fixés dans les roches sous deux formes. Il y a d'une part, les oxydes et silicates, peu altérables en climat tempéré. Les oxydes sont libérés de la roche par érosion et transportés tels quels dans les sols et sédiments. Il y a d'autre part, les sulfures et carbonates, très altérables, qui seront attaqués chimiquement. Les métaux changeront de support. Une partie soluble sera évacuée avec l'eau, vers les sols, les sédiments ou la nappe phréatique. Une partie sera piégée dans les argiles et sédiments de ruisseau.

Dans les climats tempérés, le passage des métaux lourds de la roche vers le sol s'accompagne d'une diminution des concentrations du métal dans son

environnement par un mécanisme de dilution. Le taux de dilution, qui dépend de la solubilité du métal et des caractéristiques de la roche, est souvent supérieur à 80 %.

Ces métaux lourds sont répartis sur l'ensemble de la surface du globe, y compris en France. Une concentration anormale d'un métal peut signifier la présence d'un gisement exploitable. Mais il existe un grand nombre d'anomalies naturelles en métaux qui n'ont pas fait l'objet d'une exploitation et qui constituent pourtant des réservoirs en métaux importants. Il existe en France 300 à 400 sites présentant des anomalies géochimiques naturelles dans le sous-sol *(1).*

b) Le passage du minerai au contaminant

Ces gisements naturels, enfouis dans les roches, deviennent accessibles et contaminants potentiels à quatre occasions :

- l'exploitation (les mines) et l'utilisation,

- l'érosion qui transporte les métaux vers les sols, les eaux de surface et les sédiments,

- les prélèvements d'eau. En puisant dans des nappes phréatiques de plus en plus profondes, on peut tomber sur une nappe contaminée par une roche très chargée en métaux lourds. Cette source de mobilisation des métaux lourds est la moins connue, mais aujourd'hui l'une des plus fréquentes,

- les éruptions volcaniques terrestres ou sous-marines. Une éruption volcanique libère surtout de grosses quantités de gaz carbonique et de soufre, mais aussi des métaux lourds. On estime que les volcans libèrent en moyenne annuelle dans le monde, de 800 à 1.400 tonnes de cadmium, 18.800 à 27.000 tonnes de cuivre, 3.200 à 4.200 tonnes de plomb, et 1.000 tonnes de mercure dans l'atmosphère.

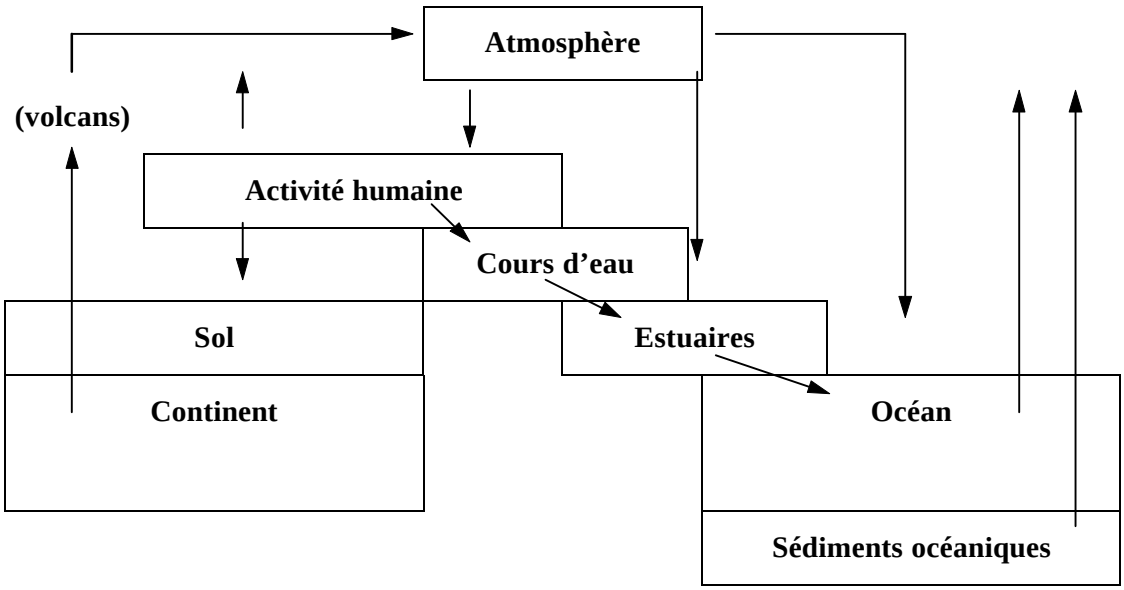
Il y a donc des sources de contamination naturelles. Une fois en circulation, les métaux se distribuent dans tous les compartiments de la biosphère : terre, air, océan.

---

(1) Le BRGM a procédé à un inventaire des formations géochimiques de la France, qui permet de repérer les « anomalies » par rapport au fond naturel.

Les échanges sont permanents et se chiffrent par milliers ou centaines de milliers de tonnes. Les flux naturels sont complétés par les flux d'origine anthropique.

Cycle géochimique simplifié des métaux lourds



Le cycle géochimique du plomb représente un flux annuel de 600.000 à 1.300.000 tonnes. Les seuls rejets atmosphériques de plomb représentent 300 à 400.000 tonnes dont 95 % d'origine anthropique. Les rejets atmosphériques de mercure représentent 5 à 6.000 tonnes, répartis pour moitié entre les émissions naturelles et les émissions anthropiques.

Estimation du stock et du flux planétaires de mercure (tonnes)

Stock	Flux	
	Sources naturelles	Sources anthropiques
Sédiments 300.000.000.000	Volcans 1.000	Combustion du charbon 2.100
Sols 20.000.000	Emissions volatiles 610	Incinération de déchets 1.200
Océans 14.000.000	Sources marines 770	Autres industries 300
	Autres 120	
	Total : 2.500	Total : 3.600

Sources : AGHTM, OSPAR

2. Les sources anthropiques

L'activité humaine n'a apporté aucun changement dans les volumes de métaux lourds. Il n'y a ni création, ni suppression. Elle a surtout changé la répartition des métaux, les formes chimiques (ou spéciations) et les concentrations par l'introduction de nouveaux modes de dispersion (fumées, égoûts, voitures...). Si une partie des métaux lourds part directement dans le sol et les eaux, l'essentiel est d'abord émis dans l'atmosphère avant de rejoindre les deux autres éléments.

· ***Emission et utilisation***

Il faut distinguer les utilisations présentées ci-dessus et les émissions. Dans certains cas, l'utilisation et l'émission sont égales et concomitantes (le plomb dans l'essence, utilisé comme antidétonant et rejeté dans les gaz d'échappement). Dans d'autres cas, l'émission est inférieure à l'utilisation (le mercure est utilisé dans le process industriel pour fabriquer du chlore, mais la plus grande partie est recyclée en interne). Enfin, dans d'autres cas, l'émission est retardée par rapport à l'utilisation. C'est le cas du plomb et du cadmium utilisés dans les piles, batteries et accumulateurs. Il n'y a aucun dégagement de métal pendant l'utilisation. Les rejets toxiques surviennent en fin d'usage, lorsque les batteries sont stockées dans des décharges ou lorsque les piles sont incinérées. Le même décalage se produit dans le cas du mercure utilisé dans certains produits courants (thermomètres, baromètres). Il n'y a aucune émission de mercure pendant usage. L'émission survient en cas de bris.

L'importance et les modalités des rejets sont très différentes selon les métaux.

• **Les rejets physiques** concernent essentiellement le plomb, et dans une moindre mesure, le cadmium. Ils sont dus à deux phénomènes : d'une part, l'activité métallurgique et minière. La France a connu plusieurs siècles d'exploration et d'exploitation minière. Les principales substances exploitées sont le fer, le charbon, le talc, le phosphate, la potasse, l'antimoine, le plomb, le zinc, la fluorine, la barytine, le tungstène, l'uranium, l'or. Ces gisements, dont l'extraction a atteint une apogée entre 1945 et 1975, ont généré une grande quantité de déchets dont certains présentent des risques pour l'environnement. Une estimation récente évalue à 130 millions de tonnes la quantité de résidus générés par les mines métalliques en France. Le plomb est l'un des principaux contaminants dans ces résidus miniers.

D'autre part, les rejets sont liés au sort des produits en fin de vie, chargés en plomb. C'est le cas des batteries d'automobiles. Chaque année, 7,5 millions de batteries sont remplacées ou abandonnées, soit 75.000 tonnes de plomb.

Les rejets de mercure liquide sont beaucoup moins importants. Le mercure se retrouve toutefois dans les canalisations en sortie de sites d'utilisation (hôpitaux, cabinets dentaires, ...).

• **Les rejets atmosphériques** concernent tous les métaux et représentent des masses importantes qui se chiffrent par dizaines (mercure, arsenic, cadmium), par centaines (chrome) ou par milliers de tonnes (plomb). Les émissions atmosphériques de métaux lourds ont diminué de 50 % entre 1990 et 1998 passant de 7.356 tonnes à 3.336 tonnes en 1998, dont près de la moitié pour le zinc, et un peu plus du tiers pour les trois métaux considérés. Les différentes sources et différents métaux seront analysés dans la suite du rapport (II).

II. LES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DES MÉTAUX LOURDS

A. PANORAMA

1. Mesure générale

Les activités humaines représentent la principale source de pollution de l'air, les plus importantes étant la production d'énergie électrique, l'industrie et l'automobile. Au milieu des années 70, la production de plomb comme additif aux carburants représentait 380.000 tonnes (voir supra). Avec les efforts répétés pour limiter les rejets de métaux lourds, ceux-ci sont devenus un élément mineur de la pollution atmosphérique, par rapport à d'autres constituants tels que les oxydes de carbone (CO_2), d'azote (NOx), et de soufre (SO_2)*(1)*... Mais l'homme inhale 20 m^3 d'air par jour. Aussi les rejets de métaux toxiques, même limités, doivent être considérés avec attention.

Les rejets atmosphériques de métaux lourds sont récapitulés dans les tableaux ci-après.

Estimation (en %) des émissions atmosphériques d'origine anthropique pour huit métaux en France par secteurs d'activités et pendant la période 1993-1995

---

(1) Un oxyde est un composé issu de la combinaison d'un élément avec l'oxygène. Il existe des oxydes métalliques (oxyde de plomb...) et des oxydes non métalliques.

Evolution et origines des émissions de métaux lourds dans l'air en France

	Evolution en tonnes				Répartition en % (en 1998)			
	1990	1995	1998	2002	Energie	Indus-trie	Trans-ports	Autres
Arsenic (As)	24,1	21	22,3	18,5	6 %	93 %		1 %
Cadmium (Cd)	15,7	13,4	14	14,1	1 %	86 %		13 %
Chrome (Cr)	376	194	240	256	1 %	99 %		
Cuivre (Cu)	92,3	90,4	91,4	90,8	3 %	35 %	60 %	2 %
Mercure (Hg)	43,4	37,5	36,2	33,8	9 %	85 %		6 %
Nickel (Ni)	280	229	225	218	48 %	47 %		5 %
Plomb (Pb)	4.576	1.605	1.190	387		27 %	72 %*	1 %
Sélénium (Se)	10,8	11,2	12	12,1	6 %	92 %		2 %
Zinc (Zn)	1.938	1.297	1.505	1.570	1 %	97 %		2 %

*Source CITEPA - traitement OPECST - * En 2002, ce pourcentage sera voisin de 0.*

Ce tableau permet de constater l'évolution extrêmement rapide des sources d'émission et des quantités émises au cours des dix dernières années. Pendant longtemps, l'automobile a été la principale source d'émission du plomb dans l'air. Cette particularité a disparu. L'industrie est à l'origine de la plus grande part des émissions, tous métaux confondus. Les efforts de réduction d'émission ont porté leurs fruits : les émissions de mercure ont diminué de 20 %, les émissions de plomb ont chuté de 90 % après l'interdiction du plomb dans l'essence.

2. Les difficultés de mesures

Il convient d'apprécier ces résultats avec prudence. Il s'agit d'estimations qui comportent des lacunes.

a) La distinction émissions et immission

• En premier lieu, il faut bien **distinguer les émissions**, mesurées en sortie de cheminée d'usine ou des pots d'échappement, **et l'immission** qui est la teneur d'un polluant dans l'air au niveau du sol et au niveau des voies respiratoires. On distingue deux types de rejets : les effluents gazeux ou sous forme de particules. Il y

a évidemment un rapport entre émission et immission mais dans des proportions et selon des modalités variables. Le rapport de dilution entre émission et immission peut varier de 10 à un million selon la distance qui sépare l'émetteur du récepteur. La taille des particules détermine largement leur devenir. Les particules les plus « grosses » qui viennent des frottements restent pour l'essentiel à proximité de leurs lieux de production (exemple : le zinc et le cadmium liés à l'usure des pneus restent sur la chaussée ou dans une bande étroite de part et d'autre de la chaussée). Les particules les plus fines (moins de 0,1µm de diamètre) restent en suspension dans l'air, en l'absence de précipitations et par conséquent, peuvent être transportées sur de très longues distances. Ainsi, certains lieux peuvent être contaminés sans être ni particulièrement exposés, ni même à proximité des sources d'émission. On trouve des traces de la métallurgie romaine dans les glaces polaires et des traces de plomb dans l'essence dans l'air et le sol du Massif Central malgré une circulation automobile réduite. Les concentrations vont donc dépendre en partie de facteurs indépendants des sources et de la volonté de l'homme : circulation de l'air, pluviométrie...

b) Les limites des mesures

• En second lieu, les relevés d'émission se fondent pour l'essentiel sur des données délivrées par les industriels eux mêmes, soit au titre des caractéristiques techniques des installations (c'est ainsi que procède le Centre d'Information Technique et d'Evaluation de la Pollution Atmosphérique - CITEPA- pour évaluer les émissions atmosphériques), soit au titre de l'autosurveillance (mesure faite en sortie de cheminée par l'industriel).

Il y a donc trois sources d'erreurs potentielles :

Il y a tout d'abord une certaine **marge d'incertitude**, d'un facteur de l'ordre de 1 à 2. L'inventaire du CITEPA est le moins mauvais des inventaires, mais il ne faut pas prendre les résultats au chiffre près. Il est plutôt utile soit pour donner des ordres de grandeur, soit pour suivre les évolutions. Cette incertitude est manifeste dans le cas du mercure. Selon le CITEPA, les rejets de mercure dans l'atmosphère sont en France de l'ordre de 36 tonnes dont 9 % en provenance de la combustion du charbon. OSPAR a, pour sa part, évalué les rejets de mercure dans le monde à 3.600 tonnes, dont 58 % en provenance du charbon...

Ensuite, **l'autosurveillance n'est pas systématique** (les petites installations de traitement des ordures ménagères par incinération n'y sont pas astreintes, par exemple) et les estimations à partir des données techniques des fabricants supposent que l'installation fonctionne effectivement selon les modalités prévues, et ce, sur des périodes longues, ce qui n'est pas garanti.

Enfin, les émissions industrielles ne tiennent pas compte des **émissions diffuses hors cheminées** (aération des locaux, imprégnation des cheveux et des

vêtements) qui peuvent être importantes, voire même plus polluantes pour l'environnement proche que les émissions mesurées. Ce phénomène a été relevé, notamment, dans les crématoriums, où l'essentiel des émissions de mercure (liées aux amalgames dentaires) sont des émissions diffuses, par pénétration au travers des briques du four de combustion (voir supra).

3. Eléments de réglementation

Quatre types de réglementations interviennent dans le domaine de la pollution atmosphérique :

- les valeurs limites dans l'air ambiant.

La première réglementation de ce type en Europe visant à protéger la santé humaine en fixant les limites de concentration de métaux -et autres polluants- dans l'air ambiant remonte à 1982 *(1)*. Une valeur limite a alors été fixée pour le plomb, de 2 µg/m3 d'air, en moyenne dans l'atmosphère. Cette valeur a été reprise en droit français avec un objectif qualité quatre fois inférieur soit 0,5 µg/m3. Cette indication, limitée à l'origine au seul plomb, entre aujourd'hui dans un cadre plus général de suivi de la qualité de l'air défini par une directive cadre de 1996 *(2)* qui concerne l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant et prévoit l'élaboration ultérieure de « directives filles » pour treize polluants ou familles de polluants, dont les trois métaux lourds habituels, l'arsenic, le nickel...

La première « directive fille », adoptée en 1999, concerne l'oxyde d'azote (NOx), le dioxyde de soufre (SO2) et le plomb, jugés prioritaires. Elle fixe une valeur limite dans l'air ambiant pour le plomb de 0,5 µg/m3, à atteindre au 1er janvier 2005, sauf dérogation. Cette valeur correspond à l'objectif qualité défini par la France. Les projets de directives sont en cours d'élaboration pour les autres métaux.

- les valeurs applicables au milieu professionnel dans l'air ambiant. Il s'agit de « valeurs limites d'exposition » -VLE-, ou de valeurs moyennes d'exposition -VME. Ces limites concernent tous les métaux lourds, avec des seuils variables selon la forme chimique.

- les valeurs limites d'émissions pour les industries et les usines d'incinération des ordures ménagères.

---

(1) Directive 82/884/CEE du 3 décembre 1982
(2) Directive 96/62/CEE du 27 septembre 1996

***- enfin, en complément de la réglementation sur l'air ambiant, la France a adopté un programme de surveillance des métaux lourds dans l'air* ambiant,** qui repose sur des mesures réalisées par un « réseau de surveillance », constitué par des structures associatives regroupant les différents partenaires concernés : collectivités locales, administrations, associations impliquées dans l'environnement (type AIRPARIF en Ile de France...). Dix sites ont été équipés d'appareils de mesures.

Au lancement de ce réseau de surveillance, au début des années 90, on mesurait surtout les éléments de la pollution d'origine industrielle : dioxyde de soufre, fumées... Aujourd'hui, la batterie d'indicateurs est beaucoup plus large et compte treize polluants, parmi lesquels on trouve évidemment les métaux lourds.

L'évolution des pollutions atmosphériques par les métaux lourds a été considérable. L'élément principal de cette évolution a été la suppression du plomb dans l'essence, démarrée en France au début des années 90 et totale depuis le 1er janvier 2000.

B. LA LIMITATION DES MÉTAUX LOURDS DANS LES PROCÉDÉS DE PRODUCTION : LE MERCURE DANS L'INDUSTRIE DU CHLORE

1. La diminution du mercure dans l'industrie du chlore

a) Le procédé de fabrication

Le chlore est l'une des bases de l'industrie chimique tant pour ses applications directes (le chlore est utilisé dans 60 % de produits chimiques) que pour son sous-produit : la soude caustique, utilisée dans de très nombreux produits (lessives, savons, pâte à papier...). Chaque tonne de chlore produit 1,1 tonne de soude. Ces deux matières premières sont fabriquées par électrolyse d'une solution d'eau salée.

L'électrolyse repose sur un courant électrique généré par un couple métallique -une électrode positive (l'anode) et une électrode négative (le cathode), qui traverse une solution saline. La réaction est un dégagement de chlore au niveau de l'anode, et un dégagement de sodium au niveau de la cathode. Jusqu'à ces dernières années, le mercure était utilisé comme électrode négative. La réaction entraînant la formation d'un amalgame mercure sodium séparés par la suite dans un réacteur par apport d'eau. L'amalgame réagit au contact de l'eau, du mercure produit de l'hydrogène, de la soude, et regénère du mercure. La quasi totalité du mercure repart vers l'électrolyte, et le système fonctionne « en boucle ». Mais une

partie est dégagée dans l'air (90 % des émissions) et se retrouve dans l'eau et les produits.

Le rapprochement de données éparses permet d'évaluer les rejets à moins de 4 % du stock (rejets ± 3 MT en 93-95- source SHD, pour un stock de 77 MT - source Ademe).

b) Les rejets industriels

L'industrie du chlore génère essentiellement **deux types de rejets** :

- Les rejets solides

Le mercure entre en contact avec un grand nombre de produits au cours du procédé : saumure, air de refroidissement, eau de lavage, filtres, charbon actif... Toutes ces interfaces entraînent la formation de déchets solides, traités en interne (pour récupérer le mercure qui va être à nouveau utilisé dans le process), ou traités en externe, dans des installations autorisées (décharges de classe I ou centres de stockage de déchets ultimes). L'AGHTM évalue les déchets internes à 20 tonnes et les déchets externes à 5 tonnes.

La concentration en mercure de ces différents déchets va de quelques millionièmes (40 à 100 ppm de Hg dans les boues), à près de 50 % (pour les déchets distillables, incorporant du mercure réutilisable). Les coûts de traitement varient entre 2.000 à 15.000 F/tonne.

- Les rejets atmosphériques

A la suite de recommandations internationales (travaux OSPARCOM...*(1)*), les industriels européens se sont engagés vers la réduction des émissions de mercure, tant par amélioration des procédés industriels (chlore et soude sont aujourd'hui pratiquement sans mercure -ou «démercurisés ») que par l'utilisation de techniques de substitution, notamment le procédé dit à diaphragme, sans mercure.

Ainsi, selon les données fournies par la profession, les émissions de mercure, en France, liées à la production de chlore auraient chuté de 70 % en 15 ans (voir tableau ci-après).

Le procédé mercure est cependant encore utilisé dans les deux tiers des sites industriels de l'industrie du chlore d'Europe occidentale, et beaucoup plus dans les autres zones de production (85 % aux États-Unis). Toute trace de mercure est quasiment absente de la soude fabriquée en Europe, mais la soude importée (notamment des pays de l'Est) n'offre pas les mêmes garanties. Ces produits qui

---

(1) Voir partie : L'amalgame dentaire.

circulent et sont distribués tout à fait officiellement, seraient considérés comme inacceptables s'ils étaient produits en Europe.

Emissions de mercure des électrolyses en France

(par g/T de capacité)

	1983	1985	1987	1989	1991	1993	1995	1997	1999
Air	**4,2**	**4**	**4,2**	**3,7**	**3,6**	**2,8**	**2,5**	**2,1**	**1,6**
Eau	**1,1**	**0,7**	**0,6**	**0,5**	**0,4**	**0,3**	**0,2**	**0,2**	**0,05**
Produits	**0,9**	**1**	**1**	**1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,1**	**0,05**
Total	**6,2**	**5,7**	**5,8**	**5,2**	**4,1**	**3,2**	**2,8**	**2,3**	**1,7**

Source SHD - Syndicat des halogènes et dérivés

Pour l'estimation des émissions de mercure, il faut multiplier le chiffre par 1.648 tonnes correspondant à la capacité française de fabrication, soit 2,8 tonnes, soit entre 2 et 2,5 tonnes de rejets effectifs.

2. Discussion critique

a) Vers le « zéro mercure » ?

La tendance à la diminution des rejets mercuriels devrait se poursuivre, et doit, naturellement, être encouragée. Doit-elle cependant être accélérée ? En prônant par exemple le « zéro mercure » dans les procédés de fabrication, voire en imposant la fermeture des usines utilisant encore le procédé mercure ?

Une telle proposition, qui a ses partisans dans une logique purement environnementale, présente cependant quelques inconvénients.

· La première critique -rebattue mais non infondée- est de créer une charge et un handicap supplémentaire*(1)* aux fabricants européens sur un marché solide et

(1) Le coût du remplacement complet de l'appareil de production est estimé entre 3 et 4 milliards de francs.

en croissance (la consommation de chlore augmente régulièrement, notamment pour tous les produits plastifiés utilisés dans le Bâtiment et les Travaux Publics). La comparaison se fait notamment avec les États-Unis qui ont des coûts d'énergie inférieurs et conservent leurs procédés mercure traditionnels. On observera une fois de plus que « l'exemple américain » est loin d'être toujours « exemplaire »..., et est même parfois l'exemple... de ce qu'il ne faut pas faire.

La concurrence internationale est incontestablement encore un frein aux changements, mais elle ne saurait justifier l'immobilisme. D'ailleurs, les réformes s'imposeront un jour à l'autre, quand il n'y aura plus de choix.

- La seconde critique porte sur **la démarche elle-même**. Un durcissement des règles risque de pénaliser une profession qui s'est volontairement engagée dans la voie de l'amélioration. Certes, les évolutions ont été impulsées au niveau international, mais elles ont été décidées par les professionnels. L'objectif fixé par PARCOM (voir présentation dans la partie amalgame dentaire) en 1990 était de parvenir à 2 grammes d'émissions mercurielles dans l'air par tonne de chlore. En 1996, en pratique, cet objectif a été atteint par deux biais : la suppression de mercure dans les nouvelles installations et la réduction des émissions dans les usines existantes.

Selon les professionnels, les émissions totales auraient diminué de 85 % en 10 ans, pour atteindre 10 tonnes en 1997 ; en 2010, les émissions mercurielles pourraient être ramenées à 1 gramme par tonne, entraînant une émission de 9 tonnes par an, ce qui ferait de l'industrie du chlore un contributeur mineur des émissions mercurielles générées par l'homme en Europe. Cette évolution a été menée sur la base du volontariat et dans une démarche progressive. Les signes de succès sont évidents. Aujourd'hui, les améliorations doivent être davantage cherchées du côté de nos partenaires commerciaux.

b) Que faire du mercure inutilisé ?

Il existe enfin une troisième question, plus rarement évoquée, mais aussi plus impertinente : que faire du mercure qui demain ne sera plus utilisé ? à 345 tonnes dans le monde. Sur ces bases, l'arrêt complet du procédé mercure imposerait de trouver une destination aux cellules d'électrolyse à cathode de mercure, ce qui représente 12.000 tonnes de mercure en Europe dont 3 à 4.000 tonnes en France.

Aujourd'hui, le remplacement des anciennes usines à électrolyse à mercure ne pose pas de difficulté. Soit parce que les cellules sont conservées en l'état (on parle de « cellules dormantes »), soit parce qu'il existe un marché secondaire par l'utilisation du mercure recyclé, qui s'ajoute à la production de mercure primaire.

L'arrêt du procédé à mercure ne peut être immédiat sans quelques précautions. Une réflexion doit s'engager sur le partage entre production primaire, à

partir de minerai, et production secondaire, à partir de mercure recyclé. Sur un marché déclinant, il n'y a pas de place pour les deux, notamment, lorsque l'arrêt des procédés d'électrolyse à mercure apportera une quantité massive de matière à écouler. Cet apport massif pose la question de la pérennité du site d'extraction actuel (notamment la mine d'Almaden en Espagne).

Il reste cependant un marché secondaire non négligeable sur les instruments de mesure, l'électronique, les lampes. Pourra-t-il absorber les quantités disponibles.

Dans le cas contraire, la question qu'il faut poser est : Que faire des nouveaux déchets ? Ce problème n'est pas insurmontable, dans la mesure où 2.000 tonnes de mercure ne représente finalement qu'un petit volume (équivalent à 890 tonnes), mais il est indispensable de se poser cette question avant de décider d'arrêter la production par électrolyse à mercure. Il semble que de nombreux travaux menés jusque là n'aient pas totalement considéré cet aspect des choses. L'analyse a été rectifiée en 1999-2000. Les initiatives tendant à précipiter l'interdiction des électrolyses à mercure ont d'ailleurs été repoussées à cette occasion. Le principe de l'interdiction totale des rejets, envisagée à l'horizon 2010, a été repoussé à l'horizon 2020.

Si les réflexions sur les effets du mercure et les restrictions d'usage sont bien avancées, la problématique « déchets » est encore à la traîne. Tout se passe comme si « l'on verrait plus tard ». Jusqu'à quand ?

C. L'INTERDICTION DU PLOMB DANS LES TRANSPORTS : LE PLOMB DANS L'ESSENCE

1. Le plomb dans l'essence

Le plomb est ajouté à l'essence depuis les années 1920, pour deux raisons. Il sert à lubrifier les soupapes des moteurs et surtout a un rôle d'antidétonant, en évitant que le mélange air-essence n'explose trop tôt. Cette caractéristique est symbolisée par « l'indice d'octane ». Avec l'évolution des moteurs à essence (le plomb n'existe pas dans le diesel), la demande en indice d'octane a augmenté (plus l'indice d'octane est élevé, meilleures sont les capacités d'accélération) et l'additif de plomb est devenu de plus en plus nécessaire. Le plomb représentait alors le tiers du poids des particules émises par les gaz d'échappement.

La production mondiale de plomb pour la production d'additifs aux carburants automobiles n'a cessé d'augmenter jusqu'au milieu des années 70, pour atteindre alors 380.000 tonnes de rejets par an.

a) L'industrie américaine

Les États-Unis sont les premiers à avoir interdit le plomb dans l'essence, en 1975. On observera que le choix initial des États-Unis en 1975 n'est pas directement lié aux pollutions atmosphériques par le plomb. Les préoccupations liées à la pollution de l'essence ont démarré dans les années 70 avec les oxydes d'azote (NOx) résultant de la combustion dans le moteur de l'oxygène et de l'azote. La solution passait par le pot catalytique qui permet de décomposer les NOx. Après quelques années d'utilisation du pot catalytique, des analyses ont montré que le plomb est un poison des pots catalytiques. C'est seulement à ce moment que l'essence au plomb fut interdite. Dans le même souci de lutter contre la pollution, les États-Unis, dans les années 90, ajoutent à l'essence sans plomb, un autre agent antidétonant, le MTBE, composé à base de carbone et d'hydrogène. L'ajout du MTBE sera finalement interdit quelques années plus tard.

La mesure s'impose, mais beaucoup plus tard, en Europe, qui devient à partir du milieu des années 80 le premier responsable des émissions de plomb dans l'atmosphère. Cette diminution prend d'abord la voie d'une réduction du pourcentage de plomb incorporé dans l'essence, grâce aux progrès des carburants et des moteurs (du maximum, dans les années 1960, qui était de 1,3 g de plomb par litre, on est passé à 0,63 g en 1970, puis à 0,15 g en 1995). La réduction passe ensuite par les mesures de prohibition, décidée d'abord de façon unilatérale dans certains pays d'Europe (pays du Nord, Allemagne) puis de façon collective, par une directive européenne (directives auto oil 98/69 et 98/70 qui interdit l'essence plombée) et une norme fixée par les industriels. Les pratiques diffèrent cependant encore beaucoup selon les pays. Quatre pays ont une dérogation, normalement temporaire (Portugal, Espagne, Italie, Grèce).

La commercialisation de l'essence sans plomb débute en France en 1990. La substitution totale est décidée par l'arrêté du 23 décembre 1999 et est appliquée en métropole depuis le 2 janvier 2000 (une dérogation existe cependant encore dans les DOM).

Cette substitution est aujourd'hui totale. Les nouveaux moteurs fonctionnent avec des indices d'octane peu élevés. Les anciens moteurs, du parc ancien, qui fonctionnaient avec de l'essence plombée, sont eux aussi alimentés par une essence sans plomb, mais « additivée » par du potassium (essence dite « supercarburant sans plomb »).

2. Les conséquences de l'interdiction

a) Automobile et métaux lourds

Les résultats sont immédiats. La diminution des émissions de plomb liées à l'essence est drastique. Les émissions passent en France de plus de 4.000 tonnes en 1990 (le transport routier est alors responsable de 90 % des émissions atmosphériques de plomb) à 800 tonnes en 1998, et devraient totalement disparaître en 2002 (l'industrie serait alors seule responsable des émissions de plomb, soit environ 450 tonnes par an).

Emissions anthropiques de plomb dans l'air en France métropolitaine

(en tonnes)

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	2002
Additifs dans les carburants	**4 070**	**2 600**	**1 750**	**1 500**	**1 300**	**1 250**	**1 000**	**900**	**800**	**0**
Industrie	**450**	**450**	**450**	**450**	**450**	**450**	**450**	**450**	**450**	**450**
Total	**4 520**	**3 050**	**2 200**	**1 950**	**1 750**	**1 600**	**1 450**	**1 350**	**1 250**	**450**

Source UFIP

Il ne faudrait pas conclure que l'automobile a cessé d'être un émetteur de métaux lourds. Plusieurs sources d'émission demeurent : plaquettes de frein (plomb), usure des pneus (zinc et cadmium), batteries en fin de vie (plomb), mais les valeurs sont évidemment considérablement réduites par rapport aux années 80, où rappelons-le, l'Europe était alors la principale source mondiale d'émission de plomb.

Il y a une **grande incertitude sur les lieux de dépose** et les **effets du plomb automobile**. Le plomb émis par le trafic automobile peut être transporté sur de très longues distances, à la surface des sols et des océans. Les particules en circulation dans l'air sont incorporées dans l'eau de pluie. On estime que 15 à 25 % des eaux de ruissellement sont imputables à l'eau de pluie qui ont des concentrations moyennes de 0 à 0,15 milligramme par litre.

Le plomb concerne surtout les **axes routiers**. L'incertitude sur l'étendue des pollutions est soulignée par l'Académie des Sciences. *« On estimait auparavant*

que la zone touchée par les retombées de plomb et de cadmium était d'une centaine de mètres de chaque côté des axes routiers (1). En fait, on admet actuellement que la zone considérée comme affectée, si sa teneur est supérieure à 100 ppm en surface, est vraisemblablement bien moins importante, un bande de l'ordre de 10 à 20 mètres de largeur ».

En revanche, les **eaux** de ruissellement des chaussées sont très chargées en polluants.

Les conséquences de la pollution atmosphérique au plomb sur les **zones rurales** et les plantes ne sont pas non plus parfaitement établies. Le plomb se dépose surtout en surface, est peu biodisponible, et par conséquent affecte surtout les parties aériennes des plantes et très peu les racines. Pour simplifier, on peut dire qu'on peut cultiver des radis en bord d'autoroute, mais pas de salade.

Le risque en zone rurale est en revanche plus important pour les animaux susceptibles d'absorber le plomb en surface, dans l'herbe.

L'impact le moins contestable se situe en **zone urbaine** où le risque est double ; d'une part, le risque d'ingestion des poussières, en particulier par les enfants en bas âge (bacs à sable dans les jardins publics) ; d'autre part, l'inhalation de particules. Sauf cas exceptionnel, depuis que les mesures existent, les teneurs en plomb dans l'air n'ont jamais atteint des niveaux inacceptables.

b) La concentration du plomb dans les villes

Le tableau ci-après donne des mesures de concentration en plomb dans les villes. Ces concentrations sont établies en moyenne annuelle. La valeur limite fixée par la France et l'Union européenne est aujourd'hui de 2 micro-grammes par m3. L'objectif qualité adopté par la France, la recommandation de l'OMS et le nouveau seuil fixé par l'Union européenne, applicables en 2005, sont de 0,5 microgramme par m3. Ces seuils sont aujourd'hui respectés et les pétroliers considèrent que la pollution au plomb liés à l'essence est un problème du passé, en Europe et aux Etats-Unis.

Il faudrait surtout distinguer la contamination des sols et la contamination par voie aérienne des végétaux, qui est beaucoup plus pertinente en termes de santé publique (exemple d'un vin dans la vallée du Rhône, interdit d'exportation dans quelques pays en raison de sa teneur en plomb, teneur qui est revenue à la normale à la suite de la suppression du plomb dans l'essence). Cette dernière contamination s'étend sur des distances beaucoup plus longues.

---

(1) Le Professeur PICOT du CNRS mentionne même des retombées significatives jusqu'à 200 mètres.

Plomb émis et concentrations
(données 1996)

Pays	Plomb en tonnes	Concentration dans les principales villes (µg/m3)	
Italie	**1 964**	**0,42**	**Gênes**
Royaume-Uni	**1 646**	**0,10**	**Londres**
France	**1 562**	**0,28**	**Paris**
		0,30	**Lille**
Espagne	**1 175**	**0,39**	**Barcelone**
Allemagne	**361**	**0,09**	**Düsseldorf**
		0,16	**Dortmund**
Belgique	**170**	**0,28**	**Bruxelles**
Finlande, Autriche, Suède	**0**	**0**	

Concentration annuelle de plomb dans quelques villes françaises

(en µg/m3)

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Paris	**0,41**	**0,29**	**0,22**	**0,26**	**0,28**	**0,22**	**0,25**	**0,18**	**0,15**
Toulouse	**0,55**	**0,55**	**0,43**	**0,38**	**0,23**	**0,22**	**0,22**	**0,18**	**0,22**
Grenoble	**0,71**	**0,63**	**0,55**	**0,46**	**0,34**	**0,28**	**0,26**	**0,15**	**0,17**
Lille	**0,24**	**0,19**	**0,17**	**0,16**	**0,15**	**0,14**	**0,11**	**0,08**	**0,07**
Montpellier	**0,49**	**0,26**	**0,20**	**0,14**	**0,11**	**0,10**	**0,10**	**0,05**	**0,08**

Source : MATE - Principaux rejets industriels en France - Février 2000

Les effets sur la santé (voir supra) de cette diminution du plomb dans l'essence sont incontestables. Il y a une relation directe entre la quantité de plomb utilisé et le plomb atmosphérique : 8000 tonnes de plomb utilisé correspond à un niveau de plomb dans l'atmosphère de 1 µg par m^3.1000 tonnes de plomb correspondent à un niveau de plomb dans l'atmosphère de 0,2 µg par $m^{3.}$ Dans son important rapport sur le plomb, l'Académie des Sciences indique que deux études successives menées en 1982 (au moment de l'utilisation de l'essence avec le plomb) et 1995 (date à laquelle le mouvement de substitution était déjà bien entamé) ont montré une diminution de 50 % de l'imprégnation de la population adulte par le plomb.

Concentration en métaux lourds
de produits liés à la circulation automobile
(en mg/kg)

	Plomb	Cadmium	Zinc	Cuivre
Carburant	**150**		**10**	**-**
Huiles moteur	**9**		**1 060**	**-**
Caoutchouc	**1 100**		**615**	**247**
Usure pneus	**1 000**	**1**	**630**	**250**
Plaquette de freins	**1 050**		**124**	**30 600**
Corrosion	**116**		**108**	**-**
Revêtement chaussée	**100**	**1**	**150**	**50**

Source : Académie des Sciences - Contamination des sols par les éléments en traces - Tableau IV-6

D. LES ÉMISSIONS INDUSTRIELLES

Les émissions atmosphériques de métaux lourds ont beaucoup diminué en moins de dix ans. Cette baisse affecte principalement le plomb (- 75 %) et le zinc (- 22 %) qui sont les deux principaux métaux émis dans l'atmosphère. Cette baisse est le résultat de réglementations restrictives, voire prohibitives (sur le plomb par exemple), mais aussi d'efforts importants des industriels eux-mêmes. Plusieurs corporations ont mobilisé leurs membres pour réduire les émissions polluantes. Le résultat final est particulièrement net.

Cette baisse générale a eu aussi pour effet de modifier radicalement la part des différents secteurs dans les émissions atmosphériques. Ainsi, à côté de l'industrie métallurgique qui reste l'une des sources principales d'émission de polluants métalliques, apparaît le rôle déterminant des usines de traitement par incinération des ordures ménagères. Ce point important sera examiné dans la suite du rapport.

Il est proposé de récapituler quelques unes des principales émissions atmosphériques des métaux lourds. Les tableaux présentés ci-après en pleine page

pour quelques métaux sont issus de données du CITEPA -Centre Interprofessionnel Technique des Etudes de la Pollution Atmosphérique- et du MATE -Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement- qui a recensé les principaux rejets industriels*(1)*. Le lecteur intéressé par les autres métaux est invité à se reporter à ces deux publications remarquables.

1. Le plomb

Le commentaire du CITEPA : - *Les émissions de plomb ont été longtemps dominées par le transport automobile du fait de la présence de plomb dans l'essence : en 1990, la part du trafic routier dans les émissions totales était encore de 90 %. L'introduction de carburants sans plomb, préalable indispensable à celle des pots catalytiques sur les véhicules à essence, provoque un délaissement progressif de l'essence plombée. En 1997, le transport routier ne représente plus que 71 % des émissions qui ont chuté en valeur absolue d'un facteur 3,5. Cette baisse devrait connaître un dénouement aussi brutal que proche puisque la vente de carburant plombé a été interdite à compter du 1er janvier 2000. C'est pourquoi le niveau des émissions estimées en 2002 présente une baisse importante d'un facteur 3 par rapport à 1997. On notera, qu'en dehors du transport routier, les principales sources sont constituées de l'incinération des déchets, de la métallurgie des métaux ferreux et non-ferreux et de quelques autres procédés industriels.*

Les émissions de plomb émanant du transport automobile ayant pratiquement disparu, restent les émissions industrielles. Là encore, les efforts des industriels ont été importants, et la réduction des émissions de métaux lourds est de l'ordre de 20 % en 10 ans. L'ordre des contributeurs à la pollution aux métaux lourds s'est trouvé transformé, au point que désormais, la principale source d'émission ne provient plus de l'industrie mais des usines d'incinération des ordures ménagères.

Un tableau récapitulatif est donné page suivante. Il appelle quelques brefs commentaires :

- les rejets de plomb ont considérablement chuté. Les émissions issues de l'automobile, responsable de 90 % des émissions totales de plomb, ont quasiment disparu. Les émissions industrielles totales sont relativement stables.

---

(1) Seules les émissions significatives (supérieures à 0,02 kg/jour pour le cadmium et le mercure, supérieures à 0,2 kg/jour pour le plomb) sont prises en compte ce qui explique que le nombre d'établissements recensés varie selon les métaux. Les données étant données par jour, l'estimation annuelle est calculée sur la base de 330 jours (kg/jour x 330)..

- l’effort des industriels et des pouvoirs publics s’est porté principalement sur les gros émetteurs. Ces efforts ont porté leurs fruits. METALEUROP, premier responsable industriel des émissions de plomb en France, qui rejetait 57 tonnes de plomb en 1990, n’en rejette plus que 22,3 tonnes en 1998, soit une baisse de 60 %.

- il y a un écart considérable entre le premier émetteur et les autres. METALEUROP, premier émetteur, rejette autant de plomb que les trente-neuf autres établissements suivis.

- sur les vingt premiers établissements émetteurs, quatorze sont des usines d’incinération des ordures ménagères.

Les émissions relevées sont toutefois sans rapport avec les émissions de l’automobile il y a quelques années.

EMISSIONS DE PLOMB

Source CITEPA / MATE - Traitement OPECST

Evaluation des émissions atmosphériques de plomb (tonnes)

1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	2002 (p)
4 576	3 080	2 210	1 946	1 768	1 605	1 413	1 296	1 190	382

Source CITEPA

Origine des émissions (toutes activités, en tonnes)				
	1990	1994	1998	2002
Transports	4 108	1 415	806	0
Industries	393	322	357	362
- déchets	(76)	(80)	(73)	np
- métaux ferreux	(258)	(185)	(223)	np
- autres	(59)	(57)	(61)	np
Autres	75	31	27	25
TOTAL	4 576	1 768	1 190	387

Source CITEPA

Principaux émetteurs 1998			
Etablissements	Communes	Flux moyen kg/jour	Flux annuel tonnes/an
METALEUROP	Noyelles Godault (62)	67,5	22,3
U I O M *	Le Mans (72)	11,7	3,86
U I O M	Ivry s/Seine (94)	6,2	2,05
U I O M	Vesoul (70)	6,1	2,01
U I O M	Strazeele (59)	5,1	1,68
TOTAL 40 premiers établissements		139,8	46,13

** UIOM (Unité d'incinération des ordures ménagères) - Source MATE*

Principales régions émettrices : Nord-Pas-de-Calais, Alsace, Ile de France, Provence Alpes Côte d'Azur
CITEPA - « Inventaire des émissions dans l'air en France » -août 1999

2. Le cadmium

Les émissions de cadmium sont relativement stables. La légère baisse constatée dans la première moitié des années 90 a été compensée par une légère hausse dans la seconde moitié. Le traitement des ordures ménagères est le premier secteur responsable des émissions de cadmium. **Sur les vingt premiers établissements émetteurs, quinze sont des usines d'incinération.**

Le commentaire du CITEPA : - *Les émissions de cadmium proviennent du traitement des déchets par incinération et des procédés industriels tels que la métallurgie des métaux ferreux et non ferreux. La combustion à partir des combustibles minéraux solides, du fioul lourd et surtout de la biomasse engendre une part significative des émissions. Les émissions sont relativement stables au cours de la période étudiée et ne devraient pas connaître de fortes évolutions à court terme.*

Le tableau récapitulatif des émissions est donné page suivante.

EMISSIONS DE CADMIUM

Source CITEPA / MATE - Traitement OPECST

Evaluation des émissions atmosphériques de cadmium (tonnes)

1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	2002 (p)
15,7	16,1	15,4	14,7	14,2	13,4	13,6	13,8	14	14,1

Source CITEPA

Origine des émissions (toutes activités) tonnes				
	1990	1994	1998	2002
Industries	13,8	12,2	12	12,1
- métaux	(6,4)	(5,1)	(5,6)	np
- traitement déchets	(5,7)	(5,6)	(4,7)	np
- autres	(1,7)	(1,5)	(1,7)	np
Autres	1,9	2	2	2
TOTAL	15,7	14,2	14	14,1

Source CITEPA

Principaux émetteurs 1998			
Etablissements	**Communes**	**Flux moyen kg/jour**	**Flux annuel tonnes/an**
METALEUROP	Noyelles Godault (62)	2,91	0,96
T L M	Marseille (13)	1	0,33
U I O M*	Ivry s/Seine (94)	0,4	0,31
U I O M	Angers (49)	0,4	0,13
U I O M	Strazeele (59)	0,34	0,11
TOTAL 37 premiers établissements		8,26	2,72

**UIOM (Unité d'incinération des ordures ménagères) - Source MATE*

Principales régions émettrices : Nord-Pas-de-Calais, Alsace, Ile de France, Provence Alpes Côte d'Azur, Pays de Loire

CITEPA - « Inventaire des émissions dans l'air en France » -août 1999

MATE - Direction de la présentation des pollutions et des risques - Principaux rejets industriels en France - février 2000

3. Le mercure

Les émissions de mercure sont en diminution sensible : - 20 % en huit ans. Le traitement des ordures ménagères est, de loin, le premier secteur responsable des émissions de mercure puisqu'il est à l'origine de plus des trois quarts des émissions totales.

La diminution est cependant sensible depuis le milieu des années 90, notamment depuis la suppression du mercure dans les piles (voir supra). **Sur les vingt premiers établissements émetteurs, seize sont des usines d'incinération.**

Le commentaire du CITEPA : - *Les émissions de mercure décroissent de manière importante au cours des dernières années avec l'amélioration des performances de l'incinération des déchets, mais aussi sans doute par des actions préventives en amont, telles que la limitation ou l'interdiction d'emploi de ce métal dans les piles, les thermomètres médicaux, le tri sélectif, etc. Les autres émetteurs identifiés sont les installations de combustion (traces de mercure dans les combustibles minéraux solides) et certains procédés de la métallurgie des non-ferreux. A noter que les émissions provenant de la production de chlore (2ème poste par le niveau d'émission) ont été réduites de plus de 40 % entre 1990 et 1997. Les émissions devraient se maintenir à peu près au même niveau qu'actuellement au cours des prochaines années bien que 1998 fasse exception par suite d'un accroissement ponctuel des consommations de combustibles minéraux dans le secteur de la production d'électricité.*

Le tableau récapitulatif des émissions de mercure est donné page suivante.

EMISSIONS DE MERCURE

Source CITEPA / MATE - Traitement OPECST

Evaluation des émissions atmosphériques de mercure(tonnes)

1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	2002 (p)
43,4	45,8	46,3	43,9	41,8	37,5	35,9	34,3	36,2	33,8

Source CITEPA

Origine des émissions (toutes activités) tonnes				
	1990	1994	1998	2002
Industries	37	36,9	29,4	29
- déchets	(28,7)	(28,9)	(22,4)	np
- chimie	(5,4)	(4,4)	(3,4)	np
- autres	(2,9)	(3,6)	(3,6)	np
Transform. énergie	4,2	3	4,9	3
Autres	2,2	1,9	1,9	1,8
TOTAL	43,4	41,8	36,2	33,8

Source CITEPA

Principaux émetteurs 1998			
Etablissements	Communes	Flux moyen kg/jour	Flux annuel tonnes/an
ELF ATOCHEM	Château Arnoux (04)	0,9	0,297
SOLVAY	Tavaux (39)	0,8	0,264
U I O M	Issy les Moulineaux (92)	0,73	0,241
ELF ATOCHEM	Martigues (13)	0,44	0,145
U I O M*	Strasbourg (67)	0,38	0,125
TOTAL 33 premiers établissements		6,1	2,013

** UIOM (Unité d'incinération des ordures ménagères) - Source MATE*

Principales régions émettrices : Provence Alpes Côte d'Azur, Ile de France, Franche Comté, Nord-Pas-de-Calais, Alsace.

CITEPA - « Inventaire des émissions dans l'air en France » -août 1999

MATE - Direction de la présentation des pollutions et des risques - Principaux rejets industriels en France - février 2000

4. Les autres métaux

Le commentaire du CITEPA sur d'autres métaux (extraits)

Zinc (Zn) - *Issues de la combustion du charbon et du fioul lourd, les émissions de zinc sont également dues à des procédés industriels appartenant à la métallurgie des ferreux et des non-ferreux, ainsi qu'à l'incinération des déchets. Des progrès substantiels ont été réalisés dans le secteur de la sidérurgie depuis la période d'observation. Ce secteur représente néanmoins plus de 60 % des émissions de zinc en 1997 contre près de 20 % pour l'incinération des déchets. Les émissions devraient rester stables au cours des prochaines années, bien que légèrement supérieures au niveau le plus bas atteint vers 1995, du fait principalement de l'intensité accrue de certaines activités.*

Arsenic (As) - *Les rejets d'arsenic sont imputables, d'une part, à la présence de traces de ce métal dans les combustibles minéraux solides ainsi que dans le fioul lourd et, d'autre part, dans certaines matières premières utilisées notamment dans des procédés comme la production de verre, de métaux non-ferreux ou la métallurgie des ferreux. La remontée prévisible pour 1998 vient d'une augmentation ponctuelle des quantités de charbon et de fioul lourd consommées. Il n'y a pas de variation importante attendue à court terme.*

III. LES REJETS DES MÉTAUX LOURDS DANS L'EAU

A. PRÉSENTATION GÉNÉRALE

1. L'eau et les métaux lourds

L'industrie a souvent privilégié les sites à proximité des fleuves pour trois raisons : pour le transport de matières premières, pour l'alimentation en eau, qui permet de refroidir les installations, et pour les possibilités de rejets des effluents industriels. Pendant des dizaines d'années, les fleuves ont hérité des rejets industriels et des eaux résiduaires industrielles, déchets liquides résultant de l'extraction ou de la transformation de matières premières, et de toutes les formes d'activité de production. Même si les principaux établissements industriels se sont dotés de stations d'épuration spécifiques, l'essentiel des rejets sont des rejets directs parfois appelés « rejets naturels » (sic). En effet, l'eau -des fleuves, des rivières, des canaux, de la mer- a

longtemps été « l'exutoire » qui permettait d'évacuer ces déchets. Le mot reste employé et dans une étude récente, le Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement -MATE- recense les différents « exutoires » des rejets industriels des entreprises *(1)*.

Les éléments traces, présents sous une forme particulaire dans les sols apparaissent sous l'effet de l'érosion. Le ruissellement sur les surfaces imperméables (sols, chaussée) ainsi que les sources anthropiques s'ajoutent à ces sources naturelles liées à l'érosion. L'eau est évidemment un élément particulièrement important pour les polluants en général et les métaux lourds en particulier car l'eau va entraîner des réactions chimiques liées à l'acidité, l'alcalinité, la température, l'oxygénation... Les milieux aquatiques sont très sensibles aux éléments en traces par la coexistence de deux phénomènes de bioaccumulation et de biomagnification : les éléments en traces se concentrent au fur et à mesure des absorptions dans la chaîne alimentaire (eau ⇨plancton ⇨ poisson herbivore ⇨ poisson carnivore ⇨ homme...) *(2)*.

Les métaux lourds sont des micro polluants de nature à entraîner les nuisances même quand ils sont rejetés en quantités très faibles (leur toxicité se développe par bioaccumulation). D'ailleurs, de petites quantités en proportion (mesurées en microgrammes par litre) sont souvent compensées par un effet volume compte tenu de l'importance des débits d'eau.

L'industrie est responsable de la quasi totalité des rejets de métaux lourds dans l'eau. La nécessité de réduire ces rejets n'est plus discutée.

2. Les difficultés d'analyse

L'analyse des rejets de métaux lourds dans les eaux se heurte cependant à deux difficultés.

a) Les difficultés de mesure

Les métaux lourds dans les eaux sont encore peu étudiés, et sont beaucoup moins surveillés que l'azote et le phosphore par exemple. On observera par exemple que dans l'ancien système de classement de la qualité des eaux (classement allant de 1 à 4, le niveau 1 étant le niveau le moins pollué, le niveau 3 par exemple correspondant à des eaux pouvant poser des problèmes quant à la survie des poissons et seulement utilisables pour les

---

(1) Source : MATE - Principaux rejets industriels en France - Bilan de l'année 1998 février 2000

(2) Voir 2ème partie, chapitre II

usages industriels), les métaux lourds n'étaient pas systématiquement pris en compte. Tout dépendait des outils utilisés alors par les agences de l'eau... Le nouveau système d'évaluation, dit seq-eau, en cours de constitution, permettra de disposer d'un système homogène sur tout le territoire, incluant cette fois les métaux lourds.

La deuxième difficulté est d'ordre technique. La mesure de la qualité des eaux stricto sensu ne permet pas toujours de déceler des contaminants en traces car ces derniers se retrouvent moins dans l'eau que dans les sédiments car ils ont tendance à s'adsorber. C'est pourquoi les mesures s'orientent aujourd'hui vers les sédiments qui concentrent bien davantage que les eaux (en mesurant les teneurs des sédiments avant et après le point de rejet présumé, ce qui permet d'évaluer la contamination et de déterminer la source avec certitude).

b) Les difficultés d'analyse

La présence et la mesure d'un contaminant est en elle-même insuffisante. Les variables déterminantes sont la solubilité du métal et sa faculté à être assimilé qui dépendent toutes deux de la forme chimique du métal et des conditions trouvées dans l'eau, ce qui permet de distinguer trois étapes d'analyse :

La solubilité. Le comportement d'un micro polluant est conditionné par sa forme physico chimique. Les éléments en trace vont être plus ou moins mobiles, plus ou moins solubles. Dans l'eau, les métaux sont présents sous forme d'oxydes ou de sels, selon les métaux d'origine. Les composés de plomb sont peu solubles, sauf les chlorures. Le chlorure, le nitrate et le sulfate de cadmium sont solubles dans l'eau, tandis que les sulfures et l'oxyde de cadmium sont pratiquement insolubles. Les composés insolubles sont de préférence absorbés par les sédiments, d'où la présence parfois très forte de cadmium dans les vases de certaines rivières, les lacs et les canaux.

Les lieux d'accumulation. Les éléments en traces qui s'adsorbent préférentiellement sur les particules solides peuvent s'accumuler dans certaines zones favorables à la sédimentation ou à la concentration de particules. Ces zones d'accumulation sont des sources potentielles de pollution. Les particules qui y sont stockées peuvent être remises en suspension à l'occasion de crues. Les rejets peuvent être sous forme particulaire dans l'eau douce, mais ils peuvent être rendus solubles en présence d'eau saline (estuaire de la Gironde par exemple). La concentration en cadmium des eaux de mer est deux fois plus faible que celle des eaux douces.

La biodisponibilité et le changement de forme du contaminant. L'exemple typique de ce phénomène concerne le mercure : le mercure déposé sur la couche sédimentaire est en général rejeté sous forme inorganique, mais il peut prendre une forme organique et se transforme en méthylmercure (qui est la forme la plus toxique pour l'homme) sous certaines conditions. C'est notamment le cas lorsque l'eau est stagnante, peu oxygénée et associée à des matières organiques en décomposition. Ce phénomène est essentiel pour comprendre la contamination des populations amérindiennes en Guyane par exemple (la situation en Guyane est analysée en fin de rapport).

B. MESURES

L'importance de la pollution des fleuves aux métaux lourds est connue pour certains d'entre eux. Quelques éléments sont en revanche encore mal étudiés ou peu connus. C'est le cas des sédiments, notamment des sédiments de dragage, et des canalisations.

1. Indicateurs sur la pollution des fleuves

a) Indicateurs par sources

Les principaux émetteurs de métaux lourds dans les différents «exutoires » -fleuves, canaux, mer- sont donnés dans l'ensemble du tableau de la page suivante. Les entreprises appartiennent le plus souvent aux secteurs de la métallurgie et de la chimie.

LES PRINCIPAUX REJETS DES METAUX LOURDS DANS LES EAUX RESIDUAIRES

Plomb

Etablissements	Communes	Exutoire	Flux kg/j	Flux t/an
ALUMINIUM PECHINEY	Gardanne	Méditerranée	52,10	17,19
METALEUROP	Noyelles Godault	Canal de la Deûle	14,8	4,88
M D P A Potasse d'Alsace	Mulhouse	Rhin	10,9	3,60
PROFIL EUROP	Lorson sous Lens	Canal de Lens	5,56	1,83
SFPO	Boulogne sur Mer	Manche	3,10	1,02
Total des 57 premiers établissements			102,25	33,74

Cadmium

Etablissements	Communes	Exutoire	Flux kg/j	Flux t/an
METALEUROP	Noyelles Godault	Canal de la Deule	4,54	1,5
UNION MINIERE	Auby	Canal de la Deûle	2,67	0,88
SFPO	Boulogne sur Mer	Manche	0,41	0,13
M D P A Potasse d'Alsace	Mulhouse	Rhin	0,23	0,08
TREDI	Saint Vullas	Rhône	0,2	0,06
Total des 24 premiers établissements			8,86	2,92

Mercure

Etablissements	Communes	Exutoire	Flux kg/an
ALSACHIMIE	Chalampe	Rhin	102
ELF ATOCHEM	Martigues	Méditerranée	57
ELF ATOCHEM	Jarrie	Romanche	36,7
ALBEMARLE	Thann	Thur	29,5
METALEUROP	Noyelles Godault	Canal de la Deûle	27,4
Total des 17 premiers établissements			341,8

Arsenic

Etablissements	Communes	Exutoire	Flux kg/j	Flux t/an
M D P A Potasse Alsace	Mulhouse	Rhin	27	8,91
SC GRANDE PAROISSE	Le Grand Quevilly	Seine	4,84	1,60
METALEUROP	Noyelles Godault	Canal de la Deûle	1,72	0,57
HOECHST Marion Roussel	Neuville S/Saône	Saône	0,67	0,22
ALUMINIUM PECHINEY	Gardanne	Méditerranée	0,60	0,20
Total des 13 premiers établissements			35,73	11,79

Cuivre

Etablissements	Communes	Exutoire	Flux kg/j	Flux t/an
ALUMINIUM PECHINEY	Gardanne	Méditerranée	26,10	8,61
M D P A Potasse d'Alsace	Mulhouse	Rhin	16,10	5,31
RHODIA	Roussillon	Rhône	14,83	4,89
ALSACHIMIE	Chalampe	Rhône	4,90	1,62
ASPOCAMP	Evreux	Itou	3,25	1,07
Total des 78 premiers établissements			99,64	32,88

Chrome

Etablissements	Communes	Exutoire	Flux kg/j	Flux t/an
ALUMINIUM PECHINEY	Gardanne	Méditerranée	1 689	557
RIAL	Graulhet	Dadou	430	142
TIOXIDE EUROPE	Calais	Mer du Nord	81	26,7
MILLENIUM CHEMICALS	Le Havre	Seine	63,3	20,9
M D P A Potasse d'Alsace	Mulhouse	Rhin	37	12,2
Total des 20 premiers établissements			2 362	779

Source : MATE - Principaux rejets industriels en France - Bilan de l'année 1998 - février 2000

Ces informations ne donnent qu'une idée imparfaite de l'enjeu local. Les grandes entreprises, « sous observation » permanente, contrôlent le plus souvent leurs émissions atmosphériques et leurs rejets liquides. Tel n'est pas le cas des petites entreprises artisanales, encore nombreuses dans le secteur de la métallurgie. Une simple visite chez un récupérateur de matériaux (qu'on appelait autrefois les « ferrailleurs ») suffit à se convaincre de la marge parfois non négligeable entre l'exigence réglementaire et la réalité du terrain. Les entreprises récupèrent les épaves. Les épaves, donc les batteries. Les batteries, donc l'acide. Le plomb est vendu aux collecteurs, et l'acide... est « collecté dans des bacs en plastique... ». Un certain doute demeure sur le sort final de cet acide.

Une note établie par la DRIRE de Picardie rappelle les quelques infractions à la réglementation sur les rejets liquides et les enjeux financiers.

La réglementation des ICPE -installations classées pour la protection de l'environnement- impose aux industriels de traiter leurs eaux résiduaires toxiques et leur interdit de rejeter directement ces effluents dans la nappe. *« En l'absence d'exutoire naturel dans le Vimeu* » (sic), il était admis par les ateliers existants que ces eaux de process préalablement traitées soient dirigées vers le réseau pluvial séparatif. L'agence financière de bassin a mis en place une politique d'aides substantielles pour permettre de réaliser les investissements correspondants pour interdire tout rejet d'effluent toxique.

Malgré cette interdiction réglementaire, quelques industriels continuent de rejeter des effluents liquides de leur atelier de traitement de surface (cuivrage, chromage, nickelage de métaux, notamment pour la robinetterie) dans les fossés.

Il faut néanmoins rappeler les enjeux financiers :

Société A - 10 personnes
Coût du zéro rejet : 2,85 MF d'investissement, 215.000 F de fonctionnement

Société B - 20 personnes
Coût du zéro rejet : 4 MF d'investissement

Société C - 10 personnes
Aucun projet technique présenté

Société D - 3 personnes
Coût du zéro rejet : 1 MF d'investissement - 810.000 F de fonctionnement

Société E - 21 personnes
Coût du zéro rejet : 2,2 MF d'investissement - 380.000 F de fonctionnement

Ces équipements représentent des coûts de 1 à 4 MF. Des coûts très importants pour des sociétés de 3 à 20 personnes.

Il ne faut pas nier ces réelles difficultés financières. C'est bien évidemment un choix de société qui est en jeu.

b) Indicateurs par « site exutoire »

Les grands fleuves navigables traversant de grandes zones industrielles et minières - d'ailleurs souvent appelés « les fleuves industriels »- sont évidemment très contaminés par les polluants les plus divers, parmi lesquels les métaux lourds.

Les données sont très éparses, et souvent confuses, car les mesures varient considérablement selon les sources et les lieux de prélèvement, et l'appréciation peut varier selon que l'on mesure les teneurs en métaux lourds des particules en suspension dans le cours d'eau ou le flux de métal transporté. Ainsi l'Académie des Sciences rappelle que : *« Si on se base sur les teneurs mesurées dans les particules, la Seine est un des fleuves du monde les plus contaminés en métaux lourds apportés aux flux (kg de métal transporté par km^2), les niveaux de la Seine sont élevés mais comparables à d'autres fleuves ».*

Concentrations en métaux lourds dans les matières en suspension de quelques fleuves (en mg/kg)

	Cadmium	Mercure	Plomb	Cuivre	Zinc
Seine	**3,3**	**0,87**	**147**	**130**	**510**
Rhône	**1,5**	**1,2**	**19,5**	**320**	**50**
Rhin	**3**	**1**	**123**	**112**	**574**
Pô	**1,7**	**1,6**	**75**	**75**	**342**
Meuse	**33**	**-**	**762**	**292**	**2 690**

Source : Académie des Sciences - Contamination des sols par les ETM - août 1998

Concentration de mercure dans quelques fleuves
(mercure dissout en µg/litre)

Seine	**0,5 - 11,9**	**Mer du Nord**	**0,18 - 0,96**
Rhône	**0,28 - 3,3**	**Manche**	**0,3 - 0,84**
Loire	**0,42 - 2,02**	**Côte belge**	**0,13 - 1,42**
Elbe	**0,76 - 3,28**	**Atlantique Nord**	**0,31 - 0,85**

Source : OSCAR 2000 - Ospar background document on Mercury

Ce dernier tableau montre une présence de mercure non négligeable dans les mers, ce qui confirme l'existence de sources naturelles d'émission. Les teneurs relevées sont cependant très inférieures aux teneurs dans « les fleuves industriels ».

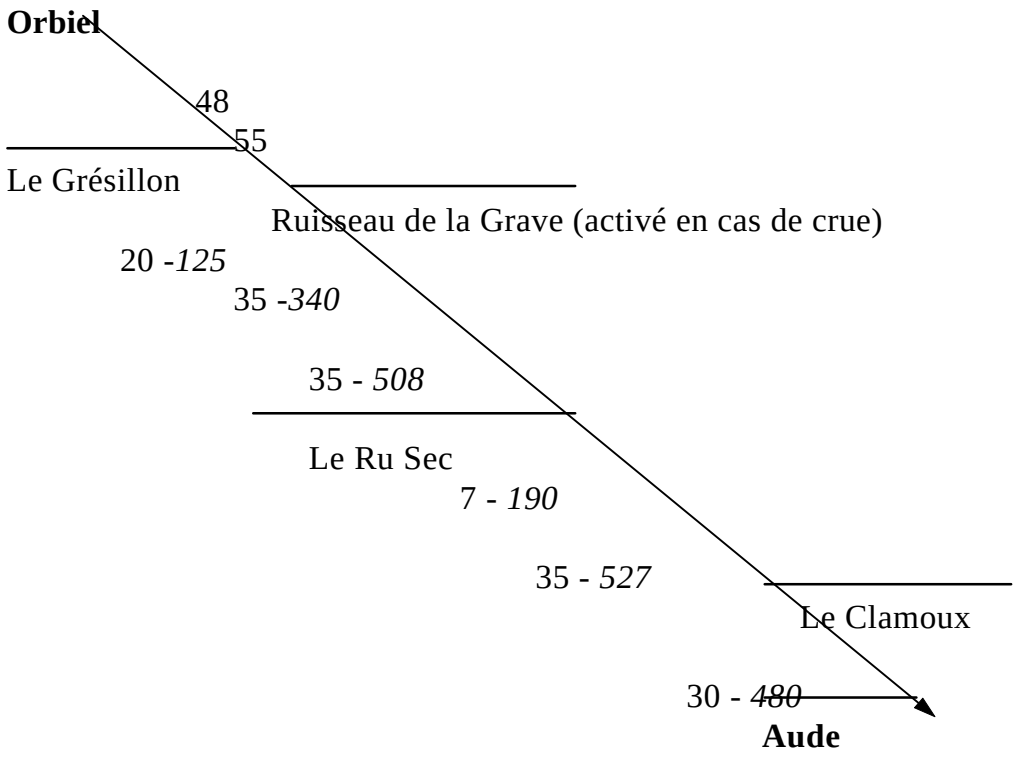
L'héritage industriel : la pollution de la Vallée de l'Orbiel par l'arsenic

La Vallée de l'Orbiel, à moins de 50 km de Carcassonne (Aude) est caractérisée par la présence de filons minéralisés qui a permis l'exploitation de nombreux métaux : fer, plomb et surtout l'or, au XIXème siècle. L'or est contenu dans des roches riches en fer et en arsenic. L'extraction produit des résidus de traitement qui contiennent de l'arsenic, stockés à l'air libre ou enterrés. Au contact de l'air et/ou de l'eau, notamment à l'occasion des crues, l'arsenic se trouve mobilisable et est entraîné dans l'environnement. Les cultures localisées dans la vallée et l'alimentation en eau potable en pâtissent.

Les flux d'arsenic ont plusieurs origines : le relargage naturel lié à l'érosion du sol et des digues ; le relargage à partir du ruissellement sur les terrils de l'ancienne mine, notamment de Salsigne ; l'envol de particules; les rejets des eaux d'infiltration de la mine. Dans ce dernier cas, les rejets d'arsenic sont sous forme dissoute tandis que l'érosion, l'envol ou le ruissellement entraînent l'arsenic sous forme particulaire. Ces flux sont considérablement amplifiés en cas de crues et d'inondations. On estime qu'en période de hautes eaux, la quantité de polluants transportés est multipliée par dix. L'arsenic est donc présent à l'état naturel, la concentration est d'origine anthropique, le relargage se produit à l'occasion d'événements naturels, qui mettent en relief et traduisent une certaine imprévoyance humaine.

Le schéma ci-après présente les différentes étapes d'enrichissement de l'eau de surface, vecteur principal de la pollution de la vallée. On observera l'augmentation considérable des contaminations en cas de crues.

Schéma d'enrichissement de l'ORBIEL en arsenic
(concentration d'arsenic en µg/litre)
(moyennes eaux - *hautes eaux*)



Devant ce constat d'une pollution potentielle activée à l'occasion d'événements naturels -semble-t-il de plus en plus fréquents- les pouvoirs publics ont formulé quelques recommandations et fait part de quelques inquiétudes :

- prévention : couverture ou déplacement des stocks de résidus de fonderie, consolidation des digues, collecte des eaux de ruissellement en contact avec les terrils miniers,

- limitation de consommation de plantes ou légumes qui concentrent l'arsenic (thym...). Plusieurs arrêtés d'interdiction de cueillette ont été pris ces deux dernières années.

- reste le « *problème difficile à résoudre à court terme de la question de l'irrigation* ». La solution passe vraisemblablement par la réglementation de l'utilisation de l'eau et la recherche de nouvelles ressources. « *Il faut s'en inquiéter dès aujourd'hui pour anticiper des solutions envisageables dans le futur sous peine de voir les cultures devenir impropres à la consommation de façon permanente* ».

Source DRIRE - Languedoc Roussillon

2. Les sédiments de dragage

La pollution des fleuves est connue. Il existe cependant d'autres indicateurs moins suivis . Les rejets particulaires sont entraînés dans le fleuve et se retrouvent concentrés dans les ports et les estuaires.

Les teneurs en mercure dans les sédiments des estuaires par exemple sont plusieurs milliers de fois supérieures aux teneurs de l'eau. Le gisement est souvent ignoré. L'activité de dragage des estuaires, mal connue, est pourtant considérable : entre 110 et 130 millions de tonnes chaque année dans l'Union européenne, autour de 29 millions de tonnes en France. Ces gisements sont peu étudiés alors que les rares informations sur ce sujet méritent pourtant attention.

Cette importance est illustrée avec le tableau ci-après, mesurant le mercure dans les sédiments.

Mercure dans les sédiments de dragage
(tonnes - 1996)

	Tonnes draguées (millions de tonnes)	**Mercure total**	**Ports**	**Estuaires**
France	**28,8**	**1,8**	**0,9**	**0,9**
Belgique	**29,9**	**6,5**	**1,4**	**5,1**
Royaume-Uni	**24,1**	**7,6**	**7,2**	**0,4**
Espagne	**2**	**4**	**2,2**	**1,8**
Allemagne	**19,1**	**0,3**	**0,2**	**0,1**
Total Union européenne	**117**	**23,2**	**14,8**	**8,3**

Source : document OSPAR.
OSPAR background document on Mercury - Ospar commission 2000.

Les sédiments, surtout, sont un révélateur de pollution du passé. Ce phénomène est parfaitement illustré par l'analyse des sédiments de « la

Deûle », rivière du Pas-de-Calais et « exécutoire » des rejets de METALEUROP et d'Union Minière, deux des principaux ensembles métallurgiques de la région. Certes, METALEUROP peut être satisfaite d'avoir diminué en dix ans ses rejets de cadmium par 40, ses rejets de zinc par 50, ses rejets de plomb par 100, mais les sédiments traduisent et rappellent le temps où les rejets de cadmium, de zinc et de plomb étaient 40, 50, 100 fois plus élevés...

Les résultats pour l'année 1994 s'établissent comme suit :

Rejets et sédiments prélevés dans la Deûle - 1994

	Plomb	**Zinc**	**Cadmium**	**Mercure**	**Nickel**	**Cuivre**	**Arsenic**
Rejets (en mg/litre) Premier chiffre : 1985 Dernier chiffre : 1994	**35-0,4**	**29-0,7**	**4-0,13**	**np**	**np**	**np**	**np**
Sédiment de la Deûle (en mg/kg de matière sèche)	**10.000**	**9.000**	**2.000**	**80**	**500**	**380**	**350**
VDSS	**200**	**4.500**	**10**	**3,5**	**70**	**95**	**19**

Source : CIRE Nord /DRASS Pas-de-Calais

VDSS : Valeur de définition de source sol, qui correspond au seuil en-dessous duquel on considère qu'un sol ne constitue pas une source de pollution à évaluer. Les chiffres de ce tableau sont donnés par le BRGM.

Il apparaît ainsi clairement que les sédiments ont des niveaux de concentration considérables par rapport aux émissions et par rapport aux valeurs d'un sol non pollué. Il y a certes une diminution notable par rapport à une étude menée en 1982 (les valeurs constatées dans les sédiments pour le plomb et le zinc étant alors quatre fois plus élevées), mais le problème demeure.

Ce gisement est souvent ignoré. Une réflexion devrait s'engager sur ce point. Dans une étude communiquée par la Préfecture du Pas-de-Calais *(1)*, les experts avancent cette conclusion qui n'est guère optimiste : *« Les teneurs dans les sédiments prélevés dans le canal de la Deûle ont diminué fortement depuis 1982 mais restent élevées surtout à proximité des usines. Pour l'instant, nous ne connaissons pas les conséquences de ces teneurs élevées sur le milieu aquatique, la diffusion le long des voies d'eau, et s'il existe des solutions pour réduire cette pollution ».*

---

(1) Impact sur la santé humaine et la pollution des sols du secteur industriel de Noyelles-Godault et Auby - CIRE nord/DRASS Pas-de-Calais - janvier 2000.

Faut-il et comment traiter les métaux lourds des sédiments et des estuaires ? Les recherches pourraient utilement s'engager sur ce thème.

3. Les rejets dans les canalisations

Les rejets dans les canalisations concernent les rejets de métaux lourds industriels ou de particuliers, dans le circuit des eaux usées. Ce second point n'a évidemment pas la même importance que le précédent, qui concerne des millions de tonnes très fortement contaminées, mais il intéresse certaines activités ou certains lieux.

L'un des meilleurs exemples concerne les cabinets dentaires et les rejets d'amalgame au mercure. Les rejets de mercure sont évalués de 4 à 8 tonnes par an et les sédiments mercuriels présents dans les conduites d'égouts, entre 16 et 33 tonnes. Ce point sera précisé dans la suite du rapport. Mais on peut d'ores et déjà constater qu'il s'agit d'une source non négligeable de contamination environnementale.

Les rejets dans les canalisations peuvent également poser des problèmes directs dans certaines circonstances, en cas de fuite ou de débordement. Une entreprise peut, en effet, rejeter ses effluents dans le réseau d'eaux pluviales, dirigées vers les stations d'épuration. Les polluants métalliques circulent dans les canalisations et se déposent en partie, tout au long du parcours, exactement comme les sédiments au fond d'une rivière. Mais en cas de fortes précipitations, un débordement se produit, une partie des sédiments est remis en suspension et se dépose ailleurs -y compris hors des canalisations- susceptible alors de polluer l'environnement.

Cette situation s'est effectivement produite, il y a quelques années en Picardie, comme en témoignent ces extraits du rapport de l'Inspection des installations classées de cette région :

« Le présent rapport fait suite à la demande de M. le Procureur de la République près le Tribunal de Grande Instance d'Alberville, de connaître la situation des ateliers de traitement de surface implantés sur la commune de Friville Escarbotin (80) et susceptible d'être à la l'origine des pollutions par les métaux lourds.

M. X, agriculteur, exploite ces pâturages traversés par un réseau d'eaux pluviales de 1 000 et 1 200 mm de diamètre, un second réseau de 500 mm rejoint le premier pour évacuer dans un réseau de même dimension, souterrain puis à ciel ouvert jusqu'à un bassin de décantation. Ce tuyau aval ne peut absorber la quantité d'eau provenant de réseaux précédents lors de

fortes précipitations d'où un débordement dans la prairie, hors du fossé d'évacuation.

Depuis plusieurs mois, le cheptel pâturant les terrains en cause serait affecté par une mortalité chronique des vaches et veaux : avortements, réforme prématurée, chute de la production laitière et de sa qualité. Selon M. X. l'absorption des eaux par les bovins serait à l'origine de tous ces problèmes.

Les résultats d'analyses réalisées à la demande de la cellule « Police de l'Eau » sur le fossé d'évacuation des eaux pluviales à 30 mètres à l'amont du bassin de décantation des eaux de la commune ***mettent en évidence la présence de métaux lourds dans les réseaux d'eaux pluviales****. Les installations de traitement de surfaces (nickelage, chromage de surfaces métalliques) sont suspectées être à l'origine de cette pollution.*

Outre le non respect de l'interdiction de rejet en nappe imposée par la réglementation nationale, les contrôles ont mis en évidence, chez une minorité d'industriels, des ***négligences dans la conduite ou l'entretien des stations de traitement*** *des effluents qui sont ensuite collectés par le réseau communal des eaux usées ou par celui des eaux pluviales. Le rejet direct ou indirect d'effluents industriels contenant des métaux peut se traduire par une pollution des eaux de surface et des eaux souterraines.*

Selon un rapport d'autopsie réalisée par un cabinet vétérinaire « après avoir cherché les différentes causes de nombreux décès survenus dans son troupeau, il est apparu qu'une intoxication par du cuivre ou d'autres minéraux était hautement probable ».

L'investigation du BRGM sur les sédiments révèle que la pâture de M. X. est une sorte de lieu de décantation. Les taux constatés en chrome, cuivre, nickel, zinc, sont très supérieurs à la moyenne.

Aucun dosage ne permet cependant d'affirmer que le lait est pollué par une contamination métallique, la présence de métaux lourds dans les viandes et, sauf exception (foie) dans les abats se situent dans les limites admissibles.

Les pâtures auraient également reçu, il y a quelques années, des épandages de boues en provenance de la station d'épuration. On peut donc s'interroger sur l'éventuelle pollution par les métaux des pâtures de M. X.. »

Après que les pâturages aient été mis en jachère et les bêtes déplacées, la situation est redevenue normale. Ce type de situation a été rencontré dans de nombreuses autres régions malheureusement. Il convient

toutefois de signaler des améliorations mesurées du fait du raccordement effectif de ces installations à des réseaux d'assainissement adaptés.

4. Les limites de l'auto contrôle

L'effort des principaux émetteurs pour réduire leurs émissions et rejets est incontestable et, dans l'ensemble, efficace. Quelques observations méritent cependant d'être formulées.

Il convient de maintenir et dans certains cas, de renforcer une certaine vigilance à l'égard des auto contrôles.

L'auto contrôle est une façon de responsabiliser le producteur. C'est en quelque sorte un partenariat environnemental. Les progrès dans ce domaine imposent la confiance réciproque et la participation de tous. Il n'y a certainement pas d'autre solution durable. Les entreprises sont avant tout notre richesse et nos emplois. Rien ne serait plus maladroit que de les maintenir en situation d'accusées permanentes, fautives, coupables et responsables. Les anciens sites pollués sont aussi notre histoire.

Votre rapporteur fait le choix de la confiance et de la responsabilité. Mais la confiance ne veut pas dire la naïveté. Des pollutions importantes ont été révélées après des auto contrôles parfaitement apaisants. Les estimations des rejets sont parfois notoirement sous-évaluées et doivent être revues à la hausse après contrôles.

On s'étonnera aussi des fausses transparences qui parient sur l'ignorance ou l'incompétence de l'auditoire. Tel syndicat professionnel, évoquant les niveaux d'émission à 0,0000000 x gramme ; le nombre de zéros après la virgule n'étant là que pour montrer la très faible importance des rejets, alors qu'un ou deux zéros de moins, parfaitement imperceptible pour le grand public, serait gravement préoccupant ou dangereux.

Tel est le cas d'une société qui, cumulant les émissions métalliques de toute nature (les unes se chiffrant par milliers de tonnes, les autres par tonnes, certains métaux étant toxiques et d'autres ne l'étant pas) donne une lecture totalement partielle de la réalité.

Dans son premier rapport sur l'environnement, en 1999, l'Union Minière recense les réels effets de la société et les résultats parfois remarquables dans certains domaines (notamment sur les émissions aériennes).

Mais alors pourquoi, dans le souci d'apaiser systématiquement toute inquiétude, opérer des regroupements contestables (en cumulant par exemple les émissions de zinc qui se chiffrent par tonnes et les émissions de mercure qui se chiffrent à moins de 10 kilos) et faire dire aux chiffres le contraire de ce qu'ils montrent ? Votre rapporteur parie sur la responsabilité et la transparence. A chacun d'y veiller.

Extrait du rapport sur l'environnement de l'Union Minière (1999)
Emissions de métaux dans les eaux (kilos)

	1995	1999	Calculs OPECST
Zinc	**15.814**	**14.570**	**(- 7,9 %)**
Mercure	**5**	**18**	**(+ 260 %)**
Cadmium	**622**	**874**	**(+ 40 %)**
Arsenic	**297**	**869**	**(+ 192 %)**
Plomb	**623**	**1.111**	**(+ 78 %)**
Nickel	**1.660**	**3.673**	**(+ 120 %)**
Tous métaux	**24.025**	**25.582**	**(+ 6,5 %)**
production (milliers tonnes)	**1.869**	**1.982**	**(+ 6,1 %)**

La présentation de l'Union Minière

« *Le total des rejets métalliques dans l'eau sont relativement stables depuis cinq ans, autour de 25 tonnes, alors que la production a augmenté considérablement. Les émissions de métaux écotoxiques ont cependant augmenté de 15 %, en raison principalement des émissions de cadmium à Auby (nord de la France), et de nickel à Olen (Belgique)* ».

Une autre lecture possible

Les rejets métalliques dans l'eau ont augmenté modérément en cinq ans, au même rythme que la production. La stabilité totale des émissions est due à la baisse des émissions de zinc, principal métal émis, tandis que l'émission d'un certain nombre de métaux lourds toxiques augmente très sensiblement, de + 40 % pour le cadmium, + 122 % pour l'arsenic,

à + 260 % pour le mercure.

IV. LES MÉTAUX LOURDS DANS LES SOLS

Même si les concentrations de métaux lourds dans les sols paraissent beaucoup moins importantes que celles relevées dans les sédiments, la contamination des sols constitue un enjeu fondamental non seulement parce qu'il affecte notre environnement proche, chargé en symboles (la terre nourricière), mais aussi et surtout parce que l'enjeu de la pollution des sols n'est ni plus ni moins que l'alimentation en eau potable. L'analyse organisée, sinon méthodique, des sols, est cependant récente et remonte à une dizaine d'années seulement, avant d'être imposée, en 1996, pour la gestion des sites et sols pollués, et en 1998, par la réglementation sur l'épandage des boues.

A. LES SOURCES DE CONTAMINATION

1. Le fond pédogéochimique

a) Le but des mesures

L'étude des sols permet d'éviter à la fois un contresens et une impasse.

Le contresens consiste à confondre concentration et contamination (apport par une activité humaine), voire même pollution (apport constituant un danger). La détermination d'un fonds pédogéochimique -équivalent à celle d'un bruit de fond dans une analyse de bruit- permet d'évaluer les concentrations naturelles en éléments traces en l'absence de toute contamination d'origine anthropique, liée à l'épandage de boue ou à une activité industrielle.

L'impasse aurait consisté à fixer une valeur unique de « normalité ». Au-delà d'un certain seuil de contaminant, un sol aurait été considéré comme pollué. Certains pays d'Europe (Pays-Bas par exemple) ont choisi ce type de classification, qu'il est évidemment tentant d'appliquer et de transposer en

France pour la raison simple qu'il n'y a, a priori, aucune raison pour considérer qu'un sol serait pollué ici et serait considéré comme non pollué là.

Cette idée séduisante doit être discutée. Le fond pédogéochimique naturel est lié à la concentration en métaux originels du sous-sol sur lequel se développe le sol. Les processus de formation du sol (pédogénèse) tendent à accumuler ou à appauvrir dans le sol les concentrations initiales de la roche en fonction des propriétés physico-chimiques des métaux. Ainsi, le fond pédo-géochimique d'un sol naturel non contaminé peut varier d'environ un à trois pour un même métal à l'échelle du territoire français compte tenu de la grande diversité géologique de notre pays.

Comme l'explique l'une des personnes auditionnées : *« On n'aurait pas idée de fixer la même valeur de sang pour les porcs, les poules et les chevaux. Vouloir fixer une seule valeur seuil « normale », pour tous les types de sols, aux propriétés physiques et chimiques différentes est à la fois impossible et déraisonnable »*. D'une part, les experts mettent en avant les difficultés de mesure liées au respect d'un protocole rigoureux précisant les conditions de prélèvement (les analyses sont trop souvent limitées aux 10 ou 20 premiers centimètres négligeant les horizons profonds...). Ils évoquent les résultats contestables de mesures approximatives conduites par des personnes qui n'ont pas de connaissance particulière de ce qu'est véritablement un sol. D'autre part, cette notion de valeur seuil peut servir de signal d'alerte, mais en aucun cas de valeur sanction, pouvant pénaliser des régions entières du fait de leurs concentrations naturelles. On peut cependant imaginer des normes sectorielles qui tiennent compte de la nature des sols ET de leur usage. Mais cela peut varier aussi selon les productions.

b) Les résultats des mesures

Ces travaux d'analyse des sols ont été conduits il y a quelques années. Que nous apprennent-ils ? Le constat général est que les teneurs en métaux lourds dépendent bien davantage de la nature de la roche, l'acidité du sol, la dynamique hydraulique, l'abondance de matières organiques que de l'activité humaine. Sur large échelle, les sols sont insensibles à l'activité humaine. Il n'y a guère de différences entre sols agricoles cultivés et sols forestiers non cultivés, à l'exception du cadmium, plus présent dans les sols cultivés. Les sols sont cependant très hétérogènes. Certaines régions présentent des anomalies naturelles marquées. C'est le cas de la bordure nord-nord est du Morvan (Yonne, Côte-d'Or), de la Bourgogne, incontestablement chargées en cadmium. Le plomb est aussi présent dans le Poitou. Le sol de la Guyane est très chargé en mercure.

Les teneurs des sols agricoles français en éléments traces métalliques se présentent comme ci-après :

Teneurs des sols en ETM en mg/kg de terre sèche

	Cd	Pb	Cr	Cu	Ni	Zu
Mediane*	**0,16**	**34,1**	**66,3**	**12,8**	**31**	**80**
Moyenne*	**0,42**	**64,8**	**75**	**14,9**	**41,3**	**149**
Maximum (hors anomalies)	**6,29**	**3.000**	**691**	**107**	**478**	**3.820**
Anomalies naturelles	**16**	**3.000**	**3.180**	**100**	**2.000**	**3.800**
Seuil d'épandage des boues	**2**	**100**	**150**	**100**	**50**	**300**

Source : Courrier de l'environnement de l'INRA - février 2000

** La médiane est souvent considérée comme plus représentative que la moyenne, influencée par quelques valeurs extrêmes*

Le plomb et le cadmium dans les sols présentent deux particularités. D'une part, contrairement aux autres métaux, leur présence n'est pas liée à la teneur du sol en fer. D'autre part, ils sont surtout abondants dans les horizons de surface (0 à 20 cm de profondeur) en raison de leur affinité avec les matières organiques.

2. Les sources anthropiques

Dans certaines zones ou dans certaines parcelles, la présence marquée de métaux lourds est directement liée à l'activité humaine. Il existe toute une gamme d'apports en métaux lourds.

a) Les apports semi intentionnels

On parle d'apports semi intentionnels lorsque les propriétés toxiques des métaux lourds ont été utilisées pour agir sur la végétation, pour la protéger des insectes, pour désherber... C'est le cas des vignobles contaminés par le cuivre. Ces traitements dits «à la bouillie bordelaise » ont été réalisés pour lutter contre le mildiou depuis parfois un siècle. La dose d'apport annuel

variait entre 3 et 20 kg de cuivre par hectare, les sols de vigne peuvent atteindre aujourd'hui 600 mg/kg (alors que le seuil d'épandage des boues impose une limite de 100 mg) ce qui limite l'activité microbienne et peut même rendre impossible la plantation de jeunes vignes ou une culture céréalière après arrachage. Les vignobles plus ou moins touchés représentent un million d'hectares.

Autre exemple, de nombreux pesticides ont contribué à la contamination des sols par des éléments de traces métalliques. Les traitements concernent principalement les vergers et les vignobles, par des composés à base de plomb et d'arsenic (l'arséniate de plomb), de 1 à 5 kg par hectare.

Les métaux lourds les plus toxiques comme des dérivés mercuriels ont également été utilisés comme fongicides. Des sels de mercure ont été utilisés comme fongicides sur les terrains de golf ou dans les rizières. Dans le Nord-Pas-de-Calais, on utilisait très souvent les ferrocyanures issus des installations de cokeries pour désherber les sites. Les sels de mercure ne sont plus autorisés en France.

b) Les apports directs non intentionnels

L'élément trace métallique n'est pas recherché pour ses propriétés, mais est une impureté d'un amendement organique. L'apport direct est volontaire mais comporte des éléments contaminants. Cette situation correspond aux sols ayant reçu de grandes quantités de boues* avant qu'elles ne soient réglementées (le sol est alors chargé en plomb, cadmium et mercure), ou de grandes quantités de lisiers (le sol est alors chargé de cuivre et de zinc, ajoutés aux rations des animaux). Les apports en compost d'ordures ménagères peuvent avoir les mêmes effets, en diminuant l'activité microbienne. Certains engrais phosphatés contiennent également des teneurs notables en cadmium qui peut s'accumuler dans les sols au fur et à mesure des amendements.

c) Les apports de proximité

Dans ce cas, il n'y a pas d'apport direct sur le sol, volontaire ou involontaire, mais le sol contaminé est voisin d'une source de contamination, et reçoit des particules de métaux lourds. Les zones les plus connues sont les parcelles situées à proximité d'usines métallurgiques ou d'exploitations industrielles polluantes. Les contaminants habituels sont le plomb, le cadmium et le zinc...

---

* *Les boues font l'objet d'une partie du rapport -voir supra.*

Par extension, ce phénomène concerne aussi les zones urbanisées, ainsi que les grands axes routiers. la contamination des sols venant alors soit des gaz d'échappement, soit de l'usure des pneus. Jusqu'à l'interdiction du plomb dans l'essence, les gaz d'échappement contenaient du plomb dont 40 % étaient dispersés dans l'atmosphère et 60 % se déposaient sur la chaussée ou sur les bordures, sur des distances plus ou moins longues (voir supra). Les sols en bordure des axes routiers sont également chargés en cadmium et en zinc, liés à l'usure des pneus, (le zinc entre dans la composition des pneus où le cadmium l'accompagne comme impureté).

d) Les retombées atmosphériques diffuses

Les métaux lourds se dispersent également dans les hautes couches de l'atmosphère et retombent ailleurs, après un transport sur de très longues distances. On estime qu'une particule de mercure dans l'atmosphère reste un an dans celui-ci, avant de retomber. L'activité métallurgique de la Rome antique peut être suivie par les mesures de plomb dans la glace des pôles.

La contribution de l'homme à la mise en circulation des éléments traces métalliques et leur dissémination dans l'environnement sont très variables et dépend des métaux et des voies de rejets. La répartition entre les différentes sources s'établit comme suit :

Contribution de différentes sources à l'enrichissement moyen annuel de terres émergées en éléments traces métalliques

Eléments	Cuivre	Zinc	Cadmium	Plomb
Total (milliers de tonnes)	**216**	**760**	**20**	**382**
Déchets agricoles	**55 %**	**61 %**	**20 %**	**12 %**
Déchets urbains	**28 %**	**20 %**	**38 %**	**19 %**
Engrais	**1 %**	**1 %**	**2 %**	**1 %**
Retombées atmosphériques	**16 %**	**18 %**	**40 %**	**68 %**

Source : Etude de transfert des ETM vers le sol et les plantes - Virginie Maisonneuve / Mireille Vignoles - INRA - mai 2000

B. L'ACTION PUBLIQUE

1. Le cadre légal et réglementaire

a) Le cadre légal et le principe de prévention

La lutte contre la pollution des sols, de l'eau, de l'air, passe avant tout par la prévention, moins coûteuse et plus efficace que la réparation.

Contrairement à d'autres pays, la France ne s'est pas encore dotée d'un cadre légal unique spécifique aux sols pollués. Le cadre légal résulte d'un ensemble de dispositions législatives :

- la loi du 15 juillet 1975 sur les déchets : *« toute personne qui produit des déchets de nature à porter atteinte à la santé de l'homme et à l'environnement est tenue d'en assurer l'élimination »*.

- la loi du 11 juillet 1976 sur les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE). *« Les installations pouvant présenter des dangers ou inconvénients ... pour la santé (...) ou pour la protection de l'environnement ... doivent être autorisées. Cette autorisation est subordonnée à la réalisation d'une étude d'impact qui présente les mesures qui suppriment, limitent et compensent les inconvénients de l'installation... »* D'autres mesures ont été ajoutées par la suite, notamment l'obligation d'information de l'acheteur et de remise en état du site.

- la loi du 3 janvier 1992 sur l'eau, qui instaure l'obligation de prévention pour éviter la pollution des eaux superficielles ou souterraines.

- la loi du 2 février 1995 sur le renforcement de la protection de la nature, qui instaure le principe de précaution.

b) Le dispositif administratif

Il est constitué essentiellement de cinq circulaires, datées respectivement du 3 décembre 1993, du 3 avril 1996, du 7 juin 1996, du 16 mai 1997, et du 10 décembre 1999, cette dernière définissant les objectifs de réhabilitation et venant clore le dispositif constitué par ces circulaires.

La circulaire du 3 décembre 1993 énonce les principes de la politique nationale de recherche et de réhabilitation des sites pollués, avec la recherche systématique de sites potentiellement pollués, l'usage de la notion de risque, ou fondement de la démarche, et un traitement adapté à l'impact effectif du site sur l'environnement.

La circulaire du 3 avril 1996 pose le principe du recensement des sites potentiellement pollués par les sites industriels en activité.

La circulaire du 7 juin 1996 traite des procédures de réhabilitation, et précise les conditions de saisine de l'ADEME (dans le cas des « sites orphelins »).

La circulaire du 16 mai 1997 concerne les sites pollués par des substances radioactives.

La circulaire du 10 décembre 1999 décrit les deux catégories de risques à envisager (voir ci-après) et les objectifs de la réhabilitation.

2. L'approche par l'analyse du risque

a) La méthode générale

La France a choisi de traiter la contamination des sols par une approche d'analyse des risques.

Le risque -R- est défini par la combinaison de trois facteurs :

- le danger -D- de la source polluante lié à la quantité et la nocivité,
- le transfert -T- des substances vers le milieu,
- la cible -C- : l'homme ou l'environnement.

Le risque n'existe que par la présence simultanée de ces trois facteurs :

R= f (D, T, C).

D'autres méthodes étaient concevables. Cette méthode d'appréciation se distingue en effet de celle de certains de ses pays voisins qui appuient leur politique sur des critères définis en terme de concentration des sols. Cette position a l'avantage apparent de la simplicité : au-delà d'une teneur donnée d'un polluant déterminé, le sol est considéré comme pollué. On note cependant une évolution dans les pratiques à l'étranger pour se rapprocher de l'analyse française. Les valeurs guides utilisées sont établies à partir d'évaluation de risques pour des scénarios d'exposition. Etre au-delà d'une valeur entraîne l'action.

• Cette analyse des risques est organisée par un **dispositif administratif** qui prévoit notamment des **outils méthodologiques**, articulés en trois phases :

1. Le diagnostic initial
2. L'évaluation simplifiée des risques -ESR- d'ailleurs fort mal nommée puisqu'il ne s'agit pas à proprement parler d'évaluer les risques, mais plutôt de classer les sites en différentes catégories, en fonction d'une batterie de 49 paramètres (répartition et mobilité des substances,

proximité des nappes, perméabilité des sols,...). Trois catégories sont prévues : les sites à banaliser ne nécessitant pas d'action particulière pour l'usage du site et de son environnement, les sites à surveiller, les sites nécessitant des investigations approfondies.

3. Le diagnostic approfondi et « l'évaluation détaillée des risques » (EDR) ou évaluation approfondie des risques (EAR). L'EDR a pour but d'évaluer l'impact des substances chimiques dangereuses constituant les sources de pollutions pour l'homme, en fonction des usages actuels et prévisibles de sites et sur l'environnement (faune, flore, ressources naturelles), au travers des mécanismes de transfert, des polluants... L'EDR permet d'identifier les sites induisant des risques importants et inacceptables, et de définir une stratégie de réhabilitation.

b) Les deux catégories de risques

Les deux catégories de risques à envisager ont été définis par la circulaire du 10 décembre 1999. Il s'agit des risques pour la santé humaine et les risques pour l'environnement.

- **Les risques pour la santé humaine**, quantifiés par l'EDR, selon les substances. On distingue d'une part les risques liés aux substances toxiques pour lesquelles une dose admissible est connue. Le critère fixé par la circulaire est que la dose journalière ingérée (DJI) ne doit pas dépasser la dose admissible (DJA). D'autre part, les substances qui agissent sans seuil, quelle que soit la concentration d'exposition, et dont les principales sont les substances dites cancérigènes. Un calcul d'excès de risques doit être effectué à partir de l'absorption de ces substances par les personnes susceptibles d'y être exposées et de l'excès de risque unitaire (ERU) donné par les tables toxicologiques. Il en découle un excès de risque individuel (ERI) qui s'exprime par un chiffre correspondant à une probabilité de développer un cancer liée au site. La circulaire fixe l'objectif de 10^{-5} (une chance sur 100.000) lorsque ce niveau de risques ne peut être atteint en raison des coûts liés aux travaux nécessaires, ou des techniques disponibles (10^{-4}), sous une double réserve : la production d'une étude technico-économique montrant l'impossibilité d'atteindre le niveau de 10^{-5}, et la prise de mesures pour éviter tout usage pouvant conduire à une exposition prolongée des sujets les plus sensibles (enfants, femmes enceintes, malades, etc...).

- **Les risques pour l'environnement** sont aussi quantifiés par l'EDR. Il faut ici encore distinguer deux catégories de risques. Avec d'une part les risques relatifs à la quantité des eaux souterraines ou superficielles destinées directement ou potentiellement à l'alimentation en eau potable. Le principe retenu est qu'il faut pouvoir conserver les captages existants et que l'installation de nouveaux captages ne soit pas compromise. D'autre part, les risques relatifs aux autres impacts sur l'environnement, qui doivent être estimés par des études spécifiques, qui permettront de déterminer l'impact du site sur la faune et la flore notamment, et de définir les objectifs de réhabilitation vis-à-vis de ces enjeux.

3. La connaissance des sites pollués : le travail d'inventaire

Le travail d'inventaire passe par deux actions parallèles :

a) L'inventaire des sites industriels anciens - BASIAS

Le principe de prévention concerne les sites industriels et sites à risques (décharges...) en activité. Mais l'activité industrielle actuelle ne donne qu'un aperçu tronqué des sites éventuellement pollués. Il est clair que la vigilance n'a pas été suffisante dans le passé, et que de nombreux sites industriels dont l'activité a cessé peuvent devenir source de risque, notamment s'ils changent d'affectation.

Un recensement des anciens sites industriels est nécessaire. Ce recensement est opéré à partir des inventaires départementaux, eux-mêmes réalisés à partir d'archives. Ce recensement est cependant incomplet, non seulement en raison du degré variable de conservation des archives, mais aussi parce que les industries éteintes avant la première grande loi de 1917 sur les établissements dangereux ne sont pas toutes répertoriées.

Ces résultats élaborés dans les départements sont regroupés dans une base de données établie et gérée pour le compte du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE), par le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM). Il s'agit de la base de données des Anciens Sites Industriels et Activités de Services -BASIAS-, base accessible sur Internet *(1)*. Cette base doit évidemment être distinguée d'une autre base, également gérée par le BRGM mais qui concerne cette fois l'inventaire de bases géochimiques.

b) L'inventaire des sites et sols pollués - BASOL

• **La notion de site pollué**. Selon la définition du MATE « un site pollué est un site qui, du fait d'anciens dépôts de déchets ou d'infiltration de substances polluantes, présente une pollution susceptible de provoquer une nuisance ou un risque pérenne pour les personnes ou l'environnement ».

On distingue trois sources de pollutions aux métaux lourds :

- les installations de production. Les métaux lourds sont utilisés comme élément du produit (batteries) ou élément des process (fabrication de chlore). Les pollutions sont liées aux émissions atmosphériques, aux rejets liquides ou particulaires, aux déversements accidentels ou intentionnels de produits toxiques, alliés à une « étanchéité des sols théorique ».

- les installations de stockage. Les dépôts à même le sol sont lixiviés par la pluie entraînant des quantités de métaux dans la nappe et les cours d'eau. Les canalisations, évacuant ou desservant les installations- sont également des points de concentration des métaux lourds.

---

(1) http ://basias.brgm.fr

- les dépôts de déchets. La gestion des déchets industriels a longtemps été extrêmement élémentaire et réduite à la plus simple expression de l'enfouissement ou de l'entassement, sur des sols non préparés et/ou inadaptés.

Ces trois sources peuvent concerner des entreprises en activité ou des friches.

Une friche industrielle résulte de l'arrêt d'une installation industrielle. Elle se traduit par un terrain laissé à l'abandon, avec ou sans bâtiment. Un site pollué résulte d'une pollution des sols qui peut avoir pour origine l'abandon de déchets ou de produits toxiques, des déversements accidentels ou intentionnels de produits toxiques pour les sols. Une friche n'est pas nécessairement polluée. Un site pollué n'est pas nécessairement une friche.

- **Le recensement des sites pollués**.

Ces sites sont recensés à partir d'une méthodologie précise et récapitulés dans une base de données dite BASOL, gérée par le MATE diffusée sur Internet.

Inventaire des sites pollués

1992	1994	1996	1998	2000*
552	669	896	896	3009

* Sites appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif. Le bond en 2000 s'explique par un recensement élargi aux anciennes usines à gaz et aux sites en cours d'évaluation sans préjuger de l'instance effective d'une pollution.

Répartition des sites pollués

Par type de site	Par nature de polluants (en cas de pollution d'une nappe d'eau)
Site banalisé 198 sites soit 4 %	**Hydrocarbures 24,3 %**
Site avec restrictions d'usage, 124 soit 31%	**H.A.P.* 11,1 %**
Site devant faire l'objet d'un diagnostic	**Plomb 9,1 %**
241 soit 8 %	**Zinc 7,5 %**
Site pollué 1.667 soit 35 %	**Solvants halogénés 7,5 %**
	Chrome 6,6 %
	Cuivre 5,9 %
	Arsenic 5,4 %
	Nickel 4,1 %
	Cadmium 3,3 %

* *Hydrocarbures aromatiques policycliques*

La localisation des sites est établie comme suit :

Répartition géographique des sites pollués en 2000

Régions	Nbre de sites	%
Alsace	135	4,5%
Aquitaine	189	6,3%
Auvergne	45	1,5%
Bourgogne	63	2,1%
Basse Normandie	65	2,2%
Bretagne	51	1,7%
Centre	96	3,2%
Champagne Ardenne	133	4,4%
Corse	5	0,2%
Franche Comté	68	2,3%
Guadeloupe - Guyane - Martinique	16	0,5%
Haute Normandie	149	4,9%
Ile de France	359	11,9 %
Limousin	19	0,6 %
Lorraine	247	8,2%
Languedoc-Roussillon	50	1,7 %
Midi-Pyrénées	167	5,5 %
Nord-Pas-de-Calais	415	13,8 %
Provence Alpes Côte d'Azur	165	5,5 %
Pays de la Loire	86	2,9 %
Picardie	109	3,6 %
Poitou Charente	52	1,7 %
La Réunion	11	0,4 %
Rhône Alpes	313	10,4 %
T O M	1	0,03 %
Total	**3.009**	100 %

4. La réhabilitation des sites

La réhabilitation des sites est la phase ultime du processus décrit ci-dessus, fondé sur une recherche systématique des sites potentiellement pollués et sur la définition de priorités. Le traitement des sites doit être « raisonné » c'est-à-dire adapté aux impacts effectifs sur l'environnement et sur la santé, eux-mêmes liés à l'usage auquel le site est destiné.

L'évaluation détaillée des risques, qui tient compte des usages actuels et futurs, conduit à plusieurs **scénarios** :

- la vie sur le site, avec éventuellement quelques restrictions (présence des enfants, jardinage...),
- présence des services ou d'industries,
- zone de loisirs (promenades, baignades...),
- zone d'activité spécifique, avec fréquentation particulière (parc d'attractions...).

Ces différents scénarios conduisent à différentes **actions** possibles :

- élimination ou évacuation des déchets, couverture des dépôts,...
- mise en place de servitudes d'utilité publique : limitations d'accès, de droits de construire, interdiction de récolte,...
- aménagements de précaution : précaution contre l'incendie, contre l'émanation de gaz, contre les vols ou les actes de malveillance (gardiennage...), pose de « piézomètres sentinelles » (appareils de mesure des teneurs en métaux lourds dans les lieux de captage des eaux souterraines)...
- travaux d'aménagement affectés à la protection de l'environnement (pompage) ou la réhabilitation des sites (enlèvement de terres contaminées, apport de nouvelles terres, plantation de plantes métallophiles...).

Les exemples suivants sont concernés par cette problématique :

Mines d'or de Salsigne (Aude) : La mine d'or de Salsigne était exploitée par la société des Mines et Produits Chimiques de Salsigne (SMPCS), filiale du BRGM, qui déposa son bilan en 1992. Les activités et les terrains ont alors été repris par trois sociétés différentes : la Société d'Exploitation de la Pyrométallurgie de Salsigne (SEPS, en liquidation judiciaire depuis 1996), la Société Mine d'Or de Salsigne (MOS, en redressement judiciaire depuis juillet 1999) et la société SNC Lastours. Ce site minier est à l'origine de graves pollutions par l'arsenic, le cyanure et des métaux lourds sur le site et le long de la vallée de l'Orbiel, exposant la population

à des taux anormaux d'arsenic. Ainsi, la consommation et la commercialisation des légumes feuilles, cultivés dans la vallée de l'Orbiel, sont interdites depuis mai 1997, par arrêté interministériel, et celles du thym de la région de Salsigne depuis octobre 1997.

Usine Metaleurop Nord à Noyelles-Godault : Les activités de cette usine ont engendré au fil du temps une contamination importante des sols du voisinage de cette usine par le plomb et le cadmium, et ce sur plusieurs milliers d'hectares. Un rapport, rédigé sous la direction du Professeur Haguenoer, auditionné par le Rapporteur, a souligné la contamination des céréales et légumes provenant de la zone et qui sont mis sur le marché. Outre une information régulière transmise à toutes les personnes concernées (particuliers, agriculteurs, etc...), l'usine Metaleurop est actuellement incitée à acquérir la maîtrise foncière des zones les plus fortement polluées (seuls 40 ha sont encore concernés par cette disposition) et des servitudes d'utilité publique seront mises en place sur les zones moyennement polluées (2.000 ha). Parallèlement, il a été demandé à l'exploitant de l'usine de réduire de 50 % ses rejets de métaux lourds sur trois ans (rejet de 24,5 tonnes en 1997).

C. ANALYSE DES TRANSFERTS

L'analyse des transferts des métaux lourds dans les sols, par le haut (dans les plantes) ou par le bas (vers les nappes phréatiques) est essentielle à la détermination des risques pour la santé et l'environnement. Elle se heurte cependant à deux difficultés principales.

D'une part, les propriétés des sols se modifient sur des périodes de temps extrêmement longues, en tout cas beaucoup plus longues que les modifications sur l'eau et l'air, mesurables de façon quasi instantanée. Une durée qui exige une mise en perspective, un suivi scientifique rigoureux, sur plusieurs années, voire sur plusieurs générations. En d'autres termes, s'il est possible de connaître le volume et l'évolution des émissions atmosphériques, même sur de très longues périodes (par prélèvements et analyses de carottes des glaces), il n'est pas possible de connaître l'évolution d'une pollution des sols.

Ce handicap est d'autant plus grave que les capacités de mesure et surtout les éléments mesurés évoluent très vite avec les connaissances : le cadmium était inconnu au XIXème siècle, le radium était inconnu au début du XXème, le prion était inconnu il y a vingt ans !... Suivant la suggestion de quelques unes des personnes auditionnées, Votre rapporteur croit à la nécessité de disposer d'archives d'échantillons de sols qui permettront de suivre les évolutions.

Compte tenu de l'intérêt national de l'archivage, l'Office souhaite que les ministères concernés soutiennent et participent financièrement à un tel projet.

D'autre part, l'analyse des risques dépend des affectations et usages du sol. Bien évidemment, les risques ne sont pas les mêmes si un site pollué sert à construire un entrepôt ou un parking, s'il est utilisé pour des habitations ou une école, ou s'il se situe au-dessus d'une nappe phréatique. Or, ces affectations évoluent dans le temps.

Les considérations environnementales ne sont pas les seules à déterminer l'usage. Un sol est aussi un élément de capital et est donc soumis aux règles du marché. Bonnes et/ou mauvaises. Les restrictions d'usage, éventuellement définies par les pouvoirs publics dans une optique de précaution et de prévention des risques ont des répercussions foncières, immobilières, sociales. Les risques sont liés à l'usage. Et l'usage peut varier dans le temps.

1. Les métaux lourds, le sol et l'eau

a) Présentation générale

• ***L'attention portée aux pollutions des sols est récente***. Pendant longtemps, les sols ont été appréciés pour leurs qualités « auto épuratrices » : ils jouent un rôle de filtre et d « épurateur » pour les substances polluantes en transit. Il n'y avait, en vérité, pas d'analyse sérieuse de ce phénomène, mais on considérait que la terre absorbait et « digérait » tout.

Cette croyance naïve est aujourd'hui révolue :

- *« soit la charge critique est dépassée et le sol ne joue plus son rôle tampon, de sorte que les polluants pénètrent jusqu'à la nappe phréatique et les fleuves,*

- *soit les polluants s'accumulent dans le sol jusqu'au point où un changement dans les conditions physiques et/ou chimiques, et/ou biologiques, entraînera un transfert des polluants... » (1)*

- soit enfin, parce que l'analyse a bien montré des cas de pollution avérée. Certes, les contaminations des nappes souterraines par les trois métaux lourds évoqués sont dans l'ensemble rares. Le mercure, volatile, se disperse pour l'essentiel dans l'atmosphère ; le plomb reste en surface ou dans les horizons supérieurs. Seul le cadmium peut faire exception, mais les quantités sont réduites. La contamination du Lot vient d'ailleurs plus du lessivage des sols pollués des anciens sites industriels, que de la lixiviation et de la contamination des nappes. A certains endroits, la nappe phréatique a cependant été touchée entraînant une contamination de l'eau potable.

Il existe cependant des cas de pollution manifeste : les pollutions aux nitrates, et, pour rester dans le domaine des métaux, ou plutôt, en l'espèce des métalloïdes, les pollutions au sélénium et à l'arsenic (voir ci-après).

· ***Le processus de transfert*** *(2)*

---

(1) Jacques VARET, BRGM - Communication au colloque « Santé-Environnement, les risques cachés - 29 septembre 1999.

(2) Voir notamment « contamination des sols par les éléments en traces » - Académie des Sciences n° 42 - août 1998.

Les précipitations (pluie, neige) et l'irrigation sont les principales sources d'eau des sols. Une partie est évacuée par évaporation ou ruissellement de surface. Une partie pénètre dans le sol et se dirige alors soit vers les racines des plantes, soit, par gravité, vers les horizons profonds et les nappes phréatiques. Au cours de ces transports, l'eau se charge en éléments en traces dissous. Ce transfert d'éléments en traces d'un point à un autre du sol (en l'espèce des horizons de surface aux horizons profonds) a lieu soit par advection lorsque les éléments se déplacent à la même vitesse et selon les mêmes trajectoires que la masse d'eau, soit par diffusion lorsque le déplacement est retardé, le circuit est complexe.

L'importance de ces transferts est très variable selon la nature des sols et les métaux (perméabilité, acidité...)

· ***Le dilemme entre contamination de court terme et de long terme***

La question de la contamination dans les sols de cultures se heurte à un dilemme. Ou bien les métaux lourds sont mobiles, ne s'accumulent pas dans les sols, et vont être transférés vers les nappes phréatiques et les plantes, contaminant ainsi la population.

Ou bien les métaux ne sont pas mobiles, n'entraînent aucun risque immédiat pour la population, mais conduisent à une contamination durable, voire irréversible des sols. Il s'agit donc d'un choix entre le court et le long terme : ou bien les métaux lourds sont des sources de contamination immédiate, ou bien le problème est rejeté sur les générations futures.

Face à ce dilemme, le mieux est de ne pas en mettre du tout ou d'en mettre le moins possible.

L'archivage des échantillons de l'environnement : le projet ORQUE
Par M. Michel Astruc
Professeur de chimie analytique à l'Université de Pau, expert, membre du comité de pilotage

Pour pouvoir évaluer avec certitude l'impact des activités humaines – quelles qu'elles soient- sur l'environnement il est indispensable de pouvoir effectuer des mesures non seulement sur l'état du moment de l'environnement mais aussi sur son état originel avant l'intervention humaine , ce n'est que par cette comparaison que l'on peut tirer des conclusions claires et incontestables.

La procédure la plus couramment employée consiste à rechercher des « archives » naturelles, c'est à dire des lieux privilégiés ou se sont entassés successivement les témoignages instantanés sur l'état de l'environnement. Les meilleurs exemples sont

l'empilement des couches de sédiment dans un lac suffisamment profond pour que l'on puisse penser que ce matériau n'a pas été remanié au fil des années ou des millénaires ou encore l'empilement des couches de glace en Antarctique.

Le prélèvement en profondeur d'une « carotte » et son analyse par couches successives permet de retracer un historique, parfois sur des temps très longs (c'est par exemple ainsi que l'on met en évidence l'augmentation de la teneur en dioxyde de carbone de l'atmosphère ou les manifestations de la pollution globale par le plomb des essences de voitures).

Il est malheureusement rare de trouver de telles archives naturelles dans des sites soumis aux intenses phénomènes de pollution du monde moderne et il devient alors difficile de situer l'importance réelle de l'impact d'une activité humaine sur un environnement local déterminé.

La seule solution est donc de constituer des « Banques *d'échantillons de l'environnement* », prélevés de façon très soignée en des sites soigneusement sélectionnés pour leur représentativité, d'en analyser une partie au mieux des techniques analytiques actuelles et de stocker le reste dans des conditions de conservation extrêmement rigoureuses (actuellement :congelés dans l'azote liquide).

Par la suite il sera possible d'utiliser ces échantillons « historiques » :

- comme base de référence pour des comparaisons d'évolution temporelle de la teneur en certains polluants dans cet environnement (impact d'une nouvelle implantation industrielle par exemple : avant de s'installer une nouvelle entreprise pourra faire un « état des lieux »qui pourra lui servir de base de défense contre des accusations injustifiées dans un futur proche ou lointain)

- lors de la mise en évidence future du risque associé à un nouveau polluant, dont le rôle n'est pas encore imaginé ou que l'on ne sait pas encore doser, il sera possible de comparer avec certitude et fiabilité – ce qui n'est pas le cas actuellement- les données de l'environnement futur à celui de notre époque (ceci aurait été par exemple été très utile pour trancher le débat instauré autour de la pollution à la dioxine : les concentrations mesurées de nos jours sont-elles en augmentation ou non par rapport à ce quelles étaient il y a 30 ans quand la production d'électricité au charbon était majoritaire ?)

De telles « Banques » existent déjà dans quelques pays comme l'Allemagne. Il serait fort utile à notre pays d'en disposer également.

Un tel projet, baptisé ORQUE (Centre d'Observation et de Recherche sur la qualité de l'Environnement) tente actuellement de se mettre en place en Aquitaine (PAU-BORDEAUX), avec un soutien financier de la Région Aquitaine, de l'Université de Pau et du CNRS, en attendant d'autres partenaires.

b) La contamination des eaux à l'arsenic

Le réseau national de santé publique a réalisé en 1997-1998 une importante enquête -dite « Sise-Eaux », particulièrement intéressante, sur la contamination des sols à l'arsenic *(1).*

- **Premier constat : le recensement des sites pollués**

L'enquête a été menée à partir de questionnaires adressés aux DASS des 100 départements de métropole et d'outremer. 44 % (44 % seulement) ont communiqué les résultats d'analyses d'arsenic de 1 906 points de captage, soit 20 % seulement des points de captage totaux des départements ayant répondu au questionnaire. En effet, aux termes de la réglementation, l'analyse de l'arsenic dans l'eau n'est pas systématique. Les captages inférieurs à 100 m^3 par jour ne sont pas soumis aux contrôles obligatoires. Les captages compris entre 100 m^3 et 2.000 m^3 par jour sont contrôlés une fois tous les cinq ans ; les captages compris entre 2.000 et 20.000 m^3 sont contrôlés une fois tous les deux ans. Seuls les captages supérieurs à 20.000 m^3 sont contrôlés chaque année. On observera que les eaux minérales naturelles ne sont pas non plus soumises aux contrôles d'arsenic.

Il existe donc bien des secteurs géographiques hors normes, qui dépassent les seuils de contamination acceptables, dites « valeurs guides » de l'OMS, ou « concentration maximale admissible » - CMA - dans la réglementation française. Ces sites sont situés dans treize départements : Allier, Creuse, Dordogne, Eure-et-Loire, Landes, Loir-et-Cher, Moselle*, Puy-de-Dôme*, Hautes-Pyrénées*, Bas-Rhin, Saône-et-Loire, Yvelines, Vosges*.

Les départements avec astérisque sont ceux concernés par les dépassements du seuil de 50 µg/l.

Les résultats sont donnés dans le tableau ci-après.

---

(1) M. LEDRANS, P. GROSSIER, « Contamination des eaux de consommation par l'arsenic. Approche du risque sanitaire en France. Réseau National de Santé Publique - mai 1998

Contamination des eaux de consommation par l'arsenic

Teneur en arsenic*	Nombre de sites (départe-ments)	% par rapport au total des sites contrôlés	Population concernée	Nombre eaux minérales	% par rapport au total des eaux contrôlées
> 10 µg/litre seuil de contami-nation	**54 (13 dép.)**	**2,8 %**	**200.000**	**20**	**27 %**
> 50 µg/litre seuil de contami-nation importante	**13 (4 dép.)**	**0,7 %**	**17.000**	**4**	**5,4 %**

Source :Réseau national de santé publique - Synthèse OPECST
** valeurs OMS*

• Deuxième constat : les **contaminations** sont de **sources diverses**, naturelles et/ou anthropiques.

- ***Les contaminations naturelles***. L'arsenic est concentré dans certaines roches. Ainsi, même si la libération d'arsenic dépend surtout de l'acidité des sols, il existe des contextes géologiques à risques, notamment les zones de dépôt volcanique et les zones minières. On trouve ainsi des contaminations naturelles d'arsenic dans le Massif Central, les Vosges, le Haut-Rhin...

Le BRGM a mis en évidence des associations entre l'arsenic dans le sol et le sous-sol, et l'arsenic dans l'eau de captage (à l'exception des captages profonds).

Arsenic dans le sol < 60 ppm Arsenic dans l'eau < 10 µg/l

Arsenic dans le sol < 300 ppm Arsenic dans l'eau < 50 µg/l

- ***Les pollutions sont aussi d'origine anthropique***, avec deux origines possibles. D'une part, l'activité industrielle et minière. L'arsenic est un sous-produit de l'industrie du plomb, du cuivre, du zinc ; l'arsenic est utilisé dans l'industrie du cuir, du bois, dans l'industrie chimique ; l'arsenic se trouve dans les retombées des produits de fonderie, dans les rejets d'eau et

dans les lixiviats. La pollution dans la région de Salsigne, dans l'Aude, illustre ce type de pollution.

D'autre part, l'arsenic est utilisé en agriculture, dans les vignobles, les vergers, les cultures maraîchères intensives, comme fongicide, insecticide, pesticide. Si l'arseniate de plomb, longtemps utilisé dans les vergers est aujourd'hui interdit, il existe toujours des pesticides avec de l'arsenic de sodium.

7 % des sites pollués (inventaire BASOL) sont pollués à l'arsenic. Les origines de ces pollutions s'établissent comme suit :

Origine anthropique des pollutions à l'arsenic

Activités industrielles	**70 %**
Chrome	**(20 %)**
Métallurgie	**(15 %)**
Bois	**(15 %)**
Peinture	**(11 %)**
Mines	**(9 %)**
Décharges	**21 %**
Engrais/pesticides	**9 %**
Total	**100 %**

c) Discussion critique

Il existe bien quelques cas rares de situations critiques. Sur les seuls résultats communiqués, 54 sites de captage dépassaient le seuil admissible de 10 µg/l, et 13 d'entre eux présentaient des concentrations importantes, qui appelaient des mesures d'urgence, soit en fermant les captages, soit en menant une vigoureuse action d'information sur la population concernée suggérant des restrictions de consommation.

Une situation d'autant plus préoccupante que ces résultats doivent être interprétés comme des minima. On rappellera, d'une part, que seuls 44 % des départements ont répondu lors de la rédaction du rapport de synthèse ; d'autre part, que les petits points de captage n'ont pas été contrôlés.

Cette situation, qui impose des mesures sérieuses, doit cependant être perçue avec lucidité et gérée avec prudence. Quelques observations méritent d'être rappelées :

- en premier lieu, il serait imprudent d'inciter les consommateurs à se reporter vers les eaux minérales naturelles qui n'offrent pas plus de garantie que les eaux de captage. Rapportées au nombre de cas étudiés, la proportion d'eaux surdosées en arsenic est même beaucoup plus importante. Les eaux de boissons non minérales (eaux de source) peuvent, le cas échéant, être des substituts dans le cas de dépassements importants. Les eaux minérales naturelles sont censées avoir des vertus thérapeutiques vis-à-vis de certaines pathologies. C'est pourquoi on admet dans ces eaux des concentrations supérieures aux concentrations maximales admissibles retenues dans les eaux potables courantes. Sur ce seul critère d'arsenic, la plupart de ces eaux minérales naturelles seraient donc non potables.

- En second lieu, il y a un évident déficit d'information. Par crainte de dérapage médiatique, les autorités ont tendance à cacher les mesures de contamination et les risques *(1)*.

Le défi, pourtant, ne paraît pas inaccessible. Quelques informations simples peuvent être utiles à rappeler. Le risque principal lié à l'arsenic est le risque cancérigène. Il pourrait être utile de superposer la carte des risques -liés à l'arsenic- et la carte de la situation sanitaire des populations. Selon les informations partielles en notre possession, il n'y a pas de superposition.

Le « risque arsenic » est infiniment moindre que le risque tabac. La mortalité par cancer est de deux à quatre fois plus élevé chez les fumeurs par rapport aux non-fumeurs.

Cette courte analyse a aussi mis en évidence quelques carences de la réglementation. Les petits lieux de captage, comme les eaux minérales, sont exclus des mesures de contrôle d'arsenic. Une mesure une fois tous les cinq ans représente-t-elle une contrainte financière insupportable ? Des améliorations sont nécessaires sur ce point.

- On s'étonnera aussi du fait que moins de la moitié des départements avaient répondu à l'enquête sur l'arsenic. Absence d'instrument de mesure ? Ignorance des enjeux ? Indifférence à l'égard des résultats ? Voire fuite pour ne pas savoir ? Aucune de ces raisons ne saurait justifier cette négligence. Comme le rappelle parfaitement l'Académie des Sciences : *« On est frappé par une certaine inconséquence à l'égard des transferts éventuels d'éléments*

---

(1) Voir IIIème partie : Les risques sur la santé.

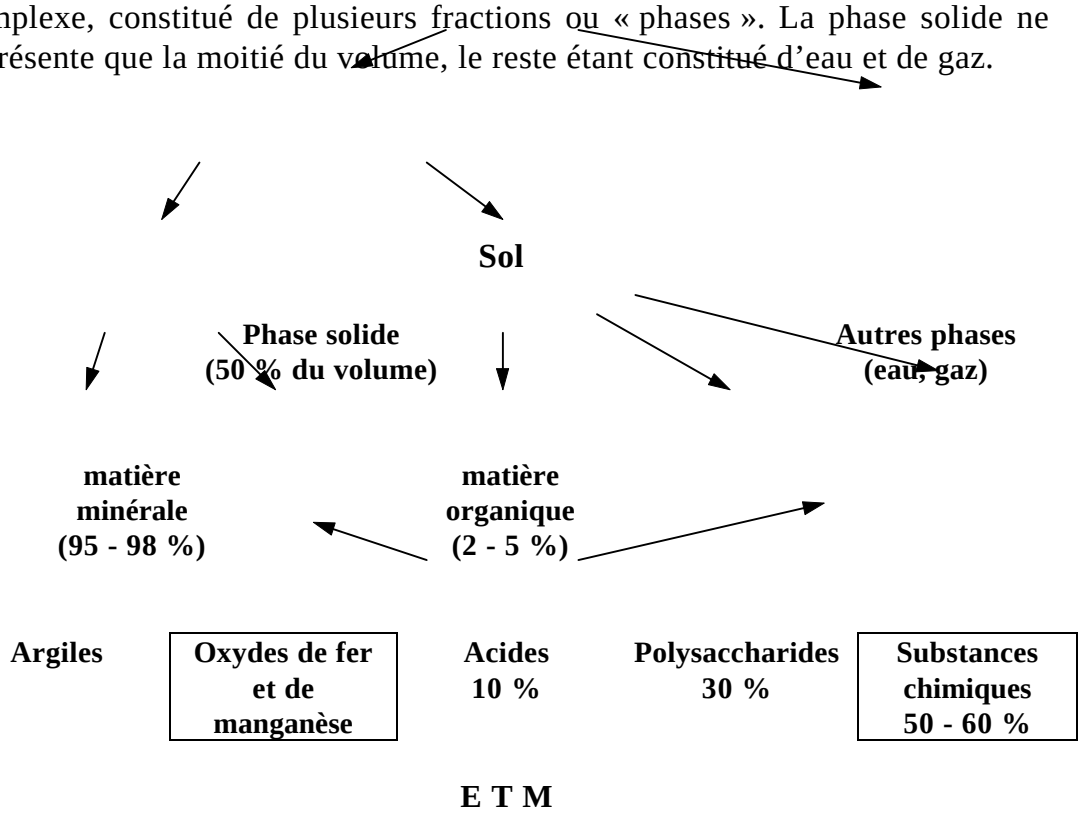
en traces : les nappes sont considérées universellement comme un patrimoine naturel d'importance moyenne. Cependant peu est fait pour apprécier la réalité des menaces ».

Il reste à définir et respecter une véritable politique de vigilance.

- Enfin, sur un plan général, on peut s'interroger sur la hiérarchisation des risques... L'arsenic étant un cancérogène avéré par voie orale, il est tout à fait nécessaire d'éviter la consommation régulière d'eaux très contaminées. Il s'agit là d'un risque bien plus significatif et dangereux que celui d'une faible contamination de l'eau potable par le plomb pour laquelle 70 milliards de francs vont être engagés...

2. Les métaux lourds et le sol

Que deviennent les métaux dans le sol ? Leur sort dépend du métal et du sol étudié. Une partie est volatilisée (mercure). Une partie part avec le ruissellement. Une partie pénètre dans le sol. Un sol est un ensemble complexe, constitué de plusieurs fractions ou « phases ». La phase solide ne représente que la moitié du volume, le reste étant constitué d'eau et de gaz.



L'étude de la répartition d'un élément trace métallique entre les composants solides s'appelle la spéciation appréhendée par une technique qui porte le nom « d'extraction séquentielle ».

Cette répartition se présente schématiquement comme suit :

La variable déterminante est le degré de solubilité du métal. Si le métal est soluble, il va passer dans les nappes et/ou dans la plante ; s'il est insoluble, il va rester dans le sol. Cette connaissance est fondamentale car elle détermine à la fois le risque réel lié à la mobilisation dans l'eau et le remède éventuel : certaines plantes peuvent capter les métaux lourds et, par conséquent, constituer une voie de réhabilitation dans l'avenir si l'on arrive à développer des techniques adaptées.

La solubilité va dépendre de plusieurs facteurs :

- le plus important est l'acidité du sol. En règle générale, un sol acide facilite la mobilisation. Un sol calcaire contribue à l'immobilisation de certains métaux (certains éléments réagissent différemment, notamment l'arsenic, plus mobile dans un sol calcaire). La maîtrise de l'acidité (mesurée par le pH) est un élément de contrôle de la mobilité des éléments traces métalliques. La présence d'argiles ou d'oxydes de fer et de manganèse va jouer le rôle de piège pour les contaminants métalliques.

- l'apport de matières fertilisantes, notamment de boues, est l'un des éléments de contrôle de la mobilité. La boue chaulée, avec apport de calcaire diminue la mobilité (sauf exception pour l'arsenic).

- l'origine de l'apport. Les éléments traces métalliques se diffusent plus ou moins facilement selon qu'il s'agit de rejets isolés ou s'ils proviennent de boues. Pour simplifier, les métaux lourds dans les boues restent dans celles-ci, au moins pendant un certain délai.

- l'aération des sols. Un tassement des sols (lié au passage d'engins...) accroît la mobilité et la diffusion dans les eaux souterraines. Un sol aéré permet d'activer les composés de fer et de manganèse présents dans le sol. Ces composés, peu solubles, maintiennent et immobilisent les métaux.

3. Les métaux lourds et les plantes

a) Présentation générale

La teneur d'un sol en métaux lourds est une donnée relativement accessoire si ce n'est pour déterminer le danger global (concentration maximale mobilisable). L'important est de déterminer la fraction biodisponible, c'est-à-dire la partie accessible au végétal ou à la mobilisation vers les ressources en eau. La biodisponibilité est l'aptitude d'un élément trace à être transférée à la plante.

Les plantes, comme les invertébrés, réagissent de façon différente selon les variétés. Certaines sont peu ou pas tolérantes et meurent au contact des métaux lourds. D'autres ont des réactions de défense, et freinent l'absorption en sécrétant des acides qui vont augmenter le pH et par conséquent réduire la mobilité des éléments traces. D'autres enfin, sont tolérantes aux métaux, et même les accumulent, les concentrent. Ces plantes sont dites « hyperaccumulatrices » et métallophiles.

Les éléments traces sont absorbés par les racines, et y demeurent le plus souvent. Le passage dans les parties aériennes (tiges, feuilles) varient selon les métaux et sont les signes d'un accroissement de la concentration des métaux dans le sol, le plomb reste dans les racines. Le cadmium passe plus facilement dans les parties aériennes.

Les études de ces phénomènes sont encore peu avancées et semblent pourtant prometteuses. Les plantes offrent deux opportunités :

- d'une part, les plantes sont d'excellents bioindicateurs soit pour observer la nature des polluants, soit pour analyser l'origine des polluants (les lichens, par exemple, n'ont pas d'accès au sol : les contaminations de lichen ne peuvent donc venir que de pollutions atmosphériques), soit pour suivre l'évolution d'une contamination (avec le passage des traces dans les racines aux traces dans les parties aériennes). Ces caractéristiques ne sont pas propres aux plantes. Les invertébrés sont également d'excellents indicateurs pour certains métaux (les gastéropodes par exemple disparaissent avec le zinc tandis que les coléoptères survivent très bien...). Ces données peuvent servir d'indicateurs de « biosurveillance », notamment des zones à risques.

- d'autre part, les plantes peuvent avoir un rôle stabilisant, voire curatif. Sans négliger l'atout esthétique, les plantes évitent surtout les envols de poussière et peuvent servir à végétaliser les sites pollués, sous réserve que la pollution ne soit pas excessive, et concerne certains métaux (zinc, cadmium par exemple. On ne connaît pas de plante accumulant le plomb ou le mercure...). Ce type d'action porte le nom de « phytoremédiation ».

Ces plantes contaminées, a fortiori les plantes accumulatrices -type gazon d'Espagne ou certaines avoines- ne peuvent et ne doivent pas servir à l'alimentation humaine ou animale. **On se préoccupe malheureusement peu de savoir si les plantes fortement accumulatrices ne sont pas utilisées pour certains animaux et génèrent ainsi (volontairement ou non) une contamination de la chaîne alimentaire. Comment contrôler alors la propagation ? Des recherches doivent être menées dans ce domaine. C'est à ce stade que des contrôles doivent s'exercer.**

On observera que l'agriculture biologique est définie notamment par les apports aux sols et aux animaux : les agriculteurs bio s'interdisent d'utiliser des pesticides et engrais chimiques de synthèse. En revanche, aucune condition n'est mise sur les sols eux-mêmes. On pourrait même imaginer une production biologique ou prétendument biologique sur un sol pollué...

Une hypothèse qui pourrait ne pas être qu'une pure hypothèse d'école.

Cette réglementation est certainement perfectible.

b) L'analyse des transferts

L'analyse des transferts de métaux lourds vers les plantes est très complexe et demande un examen extrêmement fin. Il y a plusieurs stades d'analyse :

- La connaissance générale

L'aptitude à l'accumulation dépend des espèces et de la variété. En général, les plantes à croissance rapide accumulent les métaux, notamment le cadmium, le zinc et le cuivre. Les plantes accumulent très peu du plomb par les sols et les traces de plomb que l'on retrouve sur les plantes émanent en général d'une source atmosphérique.

Aptitude à accumulation de quelques plantes

Plantes	Cadmium	Zinc	Cuivre	Nickel	Plomb
Fortement accumulatrices	**Carotte, laitue, épinard**		**Carotte**	**Chou**	**-**
Moyennement accumulatrices	**Chou, céleri**	**Maïs, betterave**	**Laitue, betterave**	**Betterave**	**-**

Faiblement accumulatrices	**Betterave, poireau**	**Céréales, poireaux**	**Pommes de terre, chou, épinard**	**Céréales, maïs, pommes de terre**	
Très faiblement accumulatrices	**Céréales, maïs**	**Pommes de terre**	**Pommes de terre**		**toutes espèces**

Source ADEME - Connaissance et maîtrise des aspects sanitaires de l'épandage des boues - 1990

- L'application pratique

Bien souvent, cette connaissance générale suffit à éliminer certaines cultures (en interdisant l'épandage de boues sur des terrains destinés à certaines cultures maraîchères par exemple) mais ne suffit pas à déterminer avec certitude les plantes peu accumulatrices qui peuvent parfaitement être cultivées sur des sols relativement chargés en métaux lourds. L'application pratique demande un degré de précision supplémentaire.

Hélas, cette précision ne fait que compliquer l'analyse. Un travail très fin a été mené sur les concentrations de cadmium sur le blé. 29 variétés de blé ont été testées sur treize types de sols, non amendés en boues. Les conclusions sont hétérogènes. Sur un même sol, les concentrations de cadmium dans le blé varient de 1 à 7 (Une variation de 1 à 4 pour 28 variétés ; et une teneur beaucoup plus importante pour une variété). Pour un même blé, les concentrations de cadmium varient de 1 à 4,5 selon les sols...

L'analyse des transferts des métaux lourds vers les plantes est évidemment fondamentale à l'analyse des risques. Les quelques exemples évoqués ci dessus montrent que cette analyse est cependant très complexe et n'appelle pas de conclusion simple. Les efforts de recherche doivent être poursuivis sur quelques productions à déterminer en commun avec les parties concernées c'est à dire avec les gestionnaires de stations et les agriculteurs.

D. LES DÉCHETS DISPERSÉS : L'EXEMPLE DES PLOMBS DE CHASSE

Les chasseurs tirent chaque année de l'ordre de 250 millions de cartouches, tous tirs confondus, soit les trois-quarts pour la chasse et le quart

pour le ball-trap. On compte 300 billes de plomb par cartouche, pour un poids d'environ 30 grammes, soit 6.000 tonnes de plomb pour les seuls tirs de chasse.

En milieu naturel, une balle de plomb met de 30 à 200 ans pour être désagrégée et dissoute. En dépit de la masse -6.000 tonnes par an !- la dispersion des tirs en milieu naturel est telle que la chasse ne pose pas de problème, ni sur l'environnement, ni sur la santé de la faune et de l'homme. A l'exception d'un cas : la chasse au gibier d'eau (canards colvert, sarcelles), pratiquée en France par 200 000 à 300.000 chasseurs.

1. Le plomb et la chasse au gibier d'eau

Les problèmes ont deux origines :

- D'une part, les tirs. La chasse au gibier d'eau, « chasse d'ambiance » parmi les plus traditionnelles et les plus appréciées des chasseurs, est très concentrée sur certains lieux. Les tirs sont aussi plus nombreux compte tenu des risques de pertes des prises, difficiles à récupérer dans les marais. Les chasseurs au gibier d'eau tirent en moyenne deux ou trois oiseaux avant d'en prélever un, et un tiers de cartouches de plus qu'un chasseur courant. Ainsi, tant la pratique, ancienne et régulière, que la localisation, entraînent une concentration des plombs dans certains marais.

- D'autre part, le gibier lui-même. Les plombs de chasse, quand ils sont accessibles, sont souvent pris pour de la nourriture et/ou pour des graviers (le « grit ») stocké dans le gésier -partie musculaire de l'estomac- pour faciliter le broyage de graines. Tandis qu'un plomb se désagrège en trente ans minimum dans la nature, une bille de plomb, absorbée, érodée par le gravier et rongé par les acides de l'estomac, se dissout en vingt jours seulement dans le gésier.

Le taux d'ingestion est variable selon les espèces et selon les lieux de chasse. Les concentrations les plus élevées se retrouvent en Camargue. Sur 20 études menées en France, le pourcentage de canards trouvés avec au moins un plomb dans le gésier est en moyenne de 22 % (moyenne d'une fourchette entre 0 et 53 %) qui ne prend pas en compte les oiseaux ayant déjà ingéré et dissous les plombs. En Camargue, la moyenne est de 31,8 % (entre 18 et 53 %). On estime que le nombre d'oiseaux présentant de fortes concentrations en plomb dans les tissus est trois fois supérieur au nombre d'oiseaux trouvés avec du plomb dans le gésier.

2. Les effets sur la santé des animaux

L'intoxication des oiseaux : le risque de saturnisme

Depuis le début des années 60, 50 000 oiseaux ont été examinés. Le risque de saturnisme est confirmé.

Quelle est la vulnérabilité des oiseaux au risque de saturnisme ? Quels sont les effets constatés ?

En se dissolvant, les billes de plomb libèrent des sels de plomb qui se diffusent dans le sang et s'accumulent dans toutes les parties du corps, notamment les tissus d'organes internes tels que le foie et les reins, mais aussi les os....

Plusieurs effets peuvent être distingués :

- En premier lieu, la mortalité est directement corrélée avec l'ingestion de plomb. Avec quatre plombs ingérés, la mortalité est quasi certaine.

Taux de mortalité des canards en fonction du nombre de plombs ingérés

1 plomb	9 % de mortalité dans les 20 jours
2 plombs	25 % de mortalité dans les 20 jours
3 plombs	67 % de mortalité dans les 20 jours
4 plombs	99 % de mortalité dans les 20 jours

- En second lieu, l'ingestion de plombs a des effets sur les comportements des animaux. Certains effets sont immédiats. L'oiseau qui a ingéré du plomb se nourrit, vole moins bien, s'oriente moins bien. D'autres effets, décalés dans le temps, affectent la reproduction. La réduction de la taille des pontes est évaluée à un tiers chez les canes ayant ingéré des plombs. Une récente thèse vétérinaire considère que « *l'ingestion d'une faible quantité de plombs de chasse chez les canards colvert peut mettre en péril le succès reproducteur des individus exposés, et par là même, la pérennité de l'espèce* ».

3. Les munitions alternatives

a) Les munitions alternatives

L'intoxication au plomb étant révélée, pour certaines espèces et certaines chasses, des solutions de munitions alternatives ont été recherchées (cartouches en fer, en étain, au bismuth...). La munition alternative la plus répandue est la grenaille de « fer doux » (steel) improprement appelée « bille d'acier ».

Cette substitution a d'ailleurs été prévue par un accord international. L'accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie, dit AEWA, dispose que *« les parties s'efforcent de supprimer l'utilisation de la grenaille de plomb de chasse dans les zones humides pour l'an 2000 »* (Annexe 3 de l'AEWA relatif au plan d'action - paragraphe 4.1.4. relatif à la chasse) Après le nombre de ratifications suffisant, cet accord est entré en vigueur en novembre 1999.

Plusieurs pays ont d'ores et déjà interdit l'utilisation des plombs dans les zones humides : les Etats-Unis, le Danemark, la Hollande, la Norvège, la Finlande, la Suisse, le Royaume-Uni (en 1999). L'accord a été signé par la France le 15 août 1996, mais n'a pas encore été ratifié.

b) L'efficacité des munitions de substitution

Les chasseurs sont souvent très réticents à l'introduction de munitions alternatives. Plusieurs arguments sont évoqués.

En premier lieu, les chasseurs mettent en doutent l'efficacité des munitions de substitution à billes d'acier. La densité inférieure à celle du plomb doit être compensée par l'augmentation de la vitesse au départ du coup qui entraîne à son tour un risque de dispersion des projectiles, rendant le tir moins efficace. La munition, censée protéger le gibier contre le risque de saturnisme, présenterait donc l'inconvénient de blesser davantage que la munition en plomb, ce qui accroît les pertes et augmente le nombre de tirs.

En second lieu, l'argument du coût est non négligeable, puisqu'on trouve aujourd'hui des cartouches à plombs à 1 franc l'unité (0,15 euros), en provenance de l'Europe de l'Est, alors qu'il faut compter de 2 à 5 francs pour une cartouche à grenaille d'acier. Ce coût peut être encore accru s'il faut procéder au remplacement des armes. Enfin, la crainte de blessures humaines par éclat a également été évoquée, notamment dans la mesure où les billes d'acier peuvent rebondir par ricochet.

Il apparaît surtout que les propositions de modification des munitions sont surtout perçues comme de -nouvelles ?- attaques contre les chasseurs, suscitant de leur part une opposition d'autant plus forte qu'elle intervient dans un contexte troublé.

c) La substitution des munitions à l'épreuve des faits

La plupart de ces arguments ne résistent pas à l'épreuve des faits. Dans les pays qui ont procédé à cette substitution, aucune usure ni aucun gonflement des tubes n'a été constaté. Les tirs à l'aveugle -sans connaître l'origine des munitions, en ball-trap- n'ont révélé aucune différence entre les munitions. Le risque de blessure par ricochet, éventuel en zone rocailleuse, est quasi nul lorsque la chasse a lieu en marais. Seul le coût des cartouches reste problématique. Encore que l'on puisse penser qu'avec des cartouches plus chères, les tirs seront moins hasardeux qu'ils ne le sont aujourd'hui.

Après un certain temps d'adaptation, une fois passé le moment d'appréhension et de rejet, quand la substitution s'est opérée, aucune différence majeure avec les anciennes munitions n'a été relevée ni en coups au but, ni en blessures infligées. La principale préoccupation concernait les blessures entraînant la perte d'oiseaux. Ce phénomène a été étudié aux États-Unis, au moment du basculement vers les cartouches à grenaille, en 1985-1986. Alors que le taux de perte diminuait régulièrement, il a brusquement augmenté de trois points, avant de reprendre plus rapidement qu'avant, son évolution baissière : le taux de perte est aujourd'hui de 13 %.

4. Perspectives

Dans les conditions actuelles de chasse, 6 000 tonnes de plomb sont, chaque année, déversées dans la nature. La toxicité du plomb dans les milieux humides est avérée. Curieusement, la convention sur la protection de certaines espèces d'oiseaux d'eau, signée en 1996, n'a toujours pas été ratifiée, et cette question n'a été abordée à aucun moment au cours des récents débats sur la chasse, de crainte sans doute qu'elle apparaisse comme une nouvelle attaque à l'encontre des chasseurs. Mais, dans les milieux internationaux, la réputation des chasseurs français laisse à désirer.

La France sera-t-elle le dernier pays d'Europe à ratifier cette convention ? L'Office déplore ce retard.

Quand le calme sera revenu, la question des munitions devra être revue. Il faut une évolution de la chasse si l'on veut -et l'on veut- qu'elle

continue. La plupart des utilisateurs du plomb se mobilisent pour limiter les risques d'exposition (essence) ou recycler les résidus (batteries). La chasse, même si elle n'est qu'un élément mineur dans cet ensemble, ne peut rester à l'écart de ce mouvement.

Cette substitution des cartouches de plomb par des cartouches à grenaille non toxiques est vivement souhaitable mais doit cependant être préparée par une double action.

Tout d'abord, la substitution doit être accompagnée d'un programme d'information adapté. S'il est vrai que les chasseurs contribuent à l'entretien de la faune et de la flore, les tirs de chasse ont, du seul point de vue environnemental, quelques inconvénients. Ces inconvénients peuvent être maîtrisés. La substitution des cartouches à plomb par des cartouches non toxiques doit être progressive afin de permettre le cas échéant de changer d'armes (le changement d'armes n'est pas impératif mais les conditions de tir sont meilleures avec un fusil adapté, à tube étroit). Elle doit s'accompagner d'une information expliquant les raisons de changement.

On peut aussi souligner qu'en dehors des plombs de chasse, les rejets de cartouche concernent aussi les douilles en laiton, encore trop souvent laissées à terre après les tirs. Les 250 millions de cartouches génèrent 1.000 tonnes de rebuts de laiton. Les actions de sensibilisation des chasseurs au ramassage et à la récupération des anciennes cartouches doivent être encouragées mais restent d'efficacité limitée.

Un système de consigne (rapporter les vieilles cartouches avant d'en acheter de nouvelles) pourrait être un relais utile de l'action pédagogique.

Cette substitution doit également être préparée par une action sur le gibier lui-même (action cynégétique par le biais d'un plan de repeuplement). L'expérience américaine peut être mise à profit. La baisse rapide des taux de perte est probablement liée à l'abondance du gibier. En apparence, les deux indicateurs sont inversement corrélés : moins il y a de gibier, moins il y a de tirs. Mais il est une règle non écrite que tous les chasseurs connaissent : moins il y a de gibier et plus on blesse, car on tire de plus loin, et la probabilité de toucher sans tuer est alors beaucoup plus grande. Ainsi, contrairement à l'idée courante, quand le gibier est abondant, le tir est plus responsable et donc moins fréquent. Le chasseur, quasi certain de ne pas rentrer bredouille, tire à bon escient, et dans de meilleures conditions. C'est ce qui s'est probablement passé aux États-Unis dans l'étude évoquée.

V. LES MÉTAUX LOURDS ET LES DÉCHETS

A. LES DÉCHETS DE MÉTAUX LOURDS

1. La diminution de la ressource

L'usage des métaux lourds dans l'industrie et dans les produits de consommation a considérablement diminué. Pratiquement tous les secteurs sont concernés et les dernières utilisations « qui résistent » sont des applications pour lesquelles soit il n'a pas été trouvé de substitut technique (cas des batteries automobiles au plomb, par exemple, utilisation de cadmium dans les piles et accumulateurs, utilisation de mercure dans les instruments de mesure, dans les tubes fluorescents...), soit la nécessité de remplacer le métal en question reste controversée (amalgames).

De très nombreux exemples illustrent ce mouvement (bannissement du mercure dans les thermomètres et les piles par exemple...). Deux secteurs sont particulièrement intéressants :

- l'un est historique, mais se traduit encore aujourd'hui par des difficultés pour traiter les déchets : les métaux lourds dans la peinture,

- l'autre est une évolution qui n'est encore qu'annoncée, mais qui aura des conséquences majeures pour les collectivités locales : les métaux lourds dans le traitement des bois.

a) Le plomb dans les peintures

Les métaux lourds, au premier rang desquels le plomb, ont été utilisés de façon massive dans les peintures jusque dans les années 60. Ils répondaient à toutes les caractéristiques recherchées : la décoration (seul but de la peinture jusqu'au 19ème siècle), en offrant des couleurs vives et stables, et la protection, d'abord des bois et boiseries, puis des constructions en acier.

Deux applications ont été déterminantes :

- *la peinture dans les habitations*. Les métaux lourds ont d'abord été utilisés à des fins uniquement décoratives. Les utilisations sont nombreuses et anciennes : « le jaune de Naples », qui est un antimoniate de plomb, « l'orange de cadmium », le « vermillon de mercure », les dérivés de cuivre qui donnent des pigments verts... La principale utilisation concerne la céruse, c'est-à-dire le carbonate de plomb qui mêlait des caractéristiques esthétiques (en donnant

un blanc très pur) et protectrices (en protégeant les bois contre les insectes et les intempéries). La dangerosité de cette peinture, entraînant le saturnisme (voir IIème partie du rapport) a d'abord été mise en évidence pour les peintres, mais la « bataille » entre « cérusiers » et « anticérusiers », promoteurs des peintures à l'oxyde de zinc, a duré plus d'un siècle. Les prohibitions ont d'abord été limitées aux bâtiments publics (1860), aux ouvriers peintres (1909), mais la céruse restait utilisée dans les bâtiments privés et par les artisans, jusqu'à l'interdiction totale, en France, en 1948.

- *la peinture utilisée en protection*. La peinture est aussi utilisée à des fins de protection. Avec deux applications principales : le minium de plomb a été utilisé sur les bateaux, à la fois pour assurer une protection anticorrosion, et pour prévenir la fixation des algues et coquillages. Le minium a été remplacé par des dérivés d'arsenic, de mercure, de cuivre et d'étain, progressivement abandonnés. L'interdiction de mercure et d'arsenic date des années 60, l'interdiction des dérivés d'étain a d'abord concerné les bateaux de plaisance, à partir des années 80. L'Organisation Maritime Consultative Intergouvernementale (OMCI) a prévu une interdiction totale pour les navires en haute mer en 2003.

L'autre application concerne les ouvrages d'art métallique. L'explosion des ouvrages d'art métallique, au début du siècle a entraîné des utilisations massives de peintures au plomb. Le fer se corrode très facilement. Les ouvrages en fer et les portes métalliques ont été couverts de peintures au plomb (silicochromate de plomb pour la Tour Eiffel qui ne doit son maintien qu'aux peintures au plomb...).

La plupart des peintures au plomb sont désormais soit interdites (céruse), soit étroitement réglementées. Les règles de mise sur le marché, d'étiquetage, d'emballage, sont précisées par des directives européennes.

Les peintures qui contiennent plus de 0,5 % de plomb ne peuvent être vendues au public et sont normalement réservées aux professionnels*(1)*. Les mesures de prévention, d'information, ne sont en aucun cas des garanties absolues. L'information existe sur les pots de peinture. Les fiches de sécurité par exemple doivent accompagner les préparations destinées aux professionnels. Sont-elles lues, conservées, exploitées ? Il y a de fortes présomptions pour que cela ne soit pas toujours le cas.

---

(1) Directive 76/769/CEE du 27 juillet 1996 relative à la mise sur le marché de certaines substances.
Directive 88/379/CEE du 7 juin 1988, modifiée par la Directive 1999/45 du 31 mai 1999 relative à la classification et l'emballage des préparations dangereuses.

b) Le traitement des bois

Le traitement des bois vise à prévenir le bois contre les nombreuses agressions qu'ils peuvent rencontrer en intérieur ou en extérieur, insectes (termites, capricornes), champignons, pluie... Les métaux lourds sont utilisés dans l'un des principaux traitements *(1)* : le CCA.

Le CCA est un mélange de cuivre, de chrome et d'arsenic, chaque composant ayant son utilité : le chrome (34 % dans une préparation) est l'agent de fixation, le cuivre (13 % dans une préparation) est le fongicide, l'arsenic (25 % dans une préparation) est l'insecticide. L'eau (28 % dans une préparation) assure l'étalement de la préparation. Le CCA est facilement reconnaissable par la couleur verte (issue du cuivre) qu'il donne au produit traité.

L'utilisation du CCA allonge considérablement la durée de vie d'un bois. Un poteau en pin non traité dure quatre ans. Un poteau traité au CCA dure 50 ans. Les poteaux France Télécom et EDF sont traités indifféremment aux créosotes ou au CCA.

Le CCA a été jusque là, massivement utilisé, pour tous les cas d'usages extérieurs (poteaux, barrières, glissières de sécurité, retenues de berges). D'abord en Allemagne, puis partout dans le monde, et surtout aux États-Unis. 120 000 tonnes de CCA sont utilisés chaque année dans le monde permettant de traiter 20 millions de m^3 de bois. 2.200 tonnes sont utilisées en France pour traiter 400 000 m^3 de bois l'an.

Sur la base de la réglementation européenne et française actuelle (décret du 15 mai 1997), le bois traité n'est pas un déchet dangereux, quel que soit le traitement. Les déchets de bois sont parmi les déchets banals et assimilés.

Cette réglementation est susceptible d'évoluer. De nouvelles méthodes d'évaluation sont en cours d'élaboration et la définition de l'écotoxicité sera précisée. Sur la base des projets actuels, un déchet sera classé dangereux s'il comporte notamment plus de 0,05 mg/litre d'arsenic, plus de 0,5 mg de cuivre ou de chrome. Ces nouveaux seuils conduiront à une reclassification de certains déchets de bois lorsqu'ils sont traités au CCA et aux créosotes ou s'ils contiennent des biocides dans une certaine proportion. Les autres bois traités ne sont pas concernés, mais force est de reconnaître que

---

(1) Les autres produits, sans métaux lourds, sont les traitements à base de matière organique pour les bois d'intérieur, les traitements chimiques -les penthachlorophenols (PCP)-, et le créosote, extrait de goudron, sous-produit de la houille. Le créosote, facilement reconnaissable aux traces noires, est utilisé pour les poteaux et les traverses de chemin de fer.

la très grande majorité des bois traités pour l'extérieur pourraient être classés en déchets dangereux.

Ainsi, le CCA est aujourd'hui remis en question parce qu'il contient du chrome et parce qu'il contient de l'arsenic, deux substances en doses suffisantes pour classer les bois traités au CCA en déchets dangereux.

La toxicité des composants est évidente. La présence du chrome et d'arsenic suffit à classer les bois traités CCA en déchets dangereux. Le chrome, notamment le « chrome 6 » utilisé dans le CCA est cancérigène et dangereux en combustion. L'arsenic (As) est un toxique cancérogène puissant. Un m^3 de poteau en pin de France Telecom est traité avec 1 kg-1,5 kg de pentoxide d'arsenic... Une dose énorme qui pourrait tuer plusieurs dizaines de personnes si elle était ingérée.

Les conditions d'élimination ne peuvent pas ne pas avoir des répercussions sur les conditions d'usage, et il est vraisemblable que la nouvelle réglementation sur les déchets entraîne un tarissement de la source elle-même.

2. La naissance d'une problématique spécifique aux déchets de métaux lourds

La problématique déchets est très différente de la problématique liée aux usages ou aux émissions de métaux lourds. Différentes raisons en font un dossier difficile à appréhender.

a) La transformation de la nature du produit

Un métal lourd peut être parfaitement inoffensif pendant son usage et poser un problème en fin de vie, lorsqu'il devient déchet. Le cas est très fréquent. L'usage du mercure dans les thermomètres ou baromètres est absolument sans danger. Le produit ne devient dangereux -en l'espèce moins pour l'environnement que pour l'utilisateur- qu'en cas de bris (voir supra).

C'est aussi le cas des batteries au plomb qui sont sans grand risque au moment de leur utilisation, mais qui représentent un déchet annuel de 75.000 tonnes de plomb qui supposent un minimum de précautions.

C'est aussi le cas pour la protection des bois aux CCA. A l'exception du cas très spécifique des aires de jeux pour enfants, qui doivent être surveillés, les CCA utilisés sur les panneaux et les plateaux de France Telecom ne posent pas de problème d'environnement ou de santé publique, sauf,

comme l'ironisait l'une des personnes auditionnées, *« le cas d'une personne qui passerait sa journée à lécher les poteaux de France Telecom...»*. En revanche, l'élimination de dizaines de milliers de poteaux, souvent brûlés, donc dégageant de l'arsenic, est un vrai problème environnemental.

La nature du produit, et surtout sa dangerosité, peut changer au cours de sa vie : inerte ou inoffensif pendant son utilisation, sa toxicité peut réapparaître en fin de vie, lors du stade de l'élimination.

b) Le décalage entre l'interdiction d'usage et le déchet

Un métal lourd peut être interdit dans un produit et se retrouver dans les déchets. Car il y a un décalage dans le temps entre la décision et ses effets, et un décalage encore plus long entre la décision et ses effets sur les déchets. Les thermomètres à mercure sont bannis depuis deux ans. Mais il y en a toujours dans les déchets. Cependant l'exemple typique est celui des piles.

c) Le risque de délocalisation et d'exportation des pollutions

La problématique métaux lourds est évidemment une problématique planétaire. Les techniques sont bien encadrées en Europe même si l'on ne peut garantir que toutes les règles soient partout appliquées et contrôlées avec la même vigilance, faisant naître alors des compétitions internes à l'Europe où le moins disant environnemental peut offrir des conditions de prix attractives. (voir notamment les problèmes liés au recyclage des batteries au plomb, dont une large part est déviée vers l'Espagne, pays dans lequel les contraintes environnementales sont, au moins sur ce point, apparemment moins respectées qu'en France).

Mais il existe aussi des difficultés pour contrôler les produits entrants, fabriqués avec des méthodes de production très éloignées des normes de européennes, outre le nécessaire renforcement des contrôles.

Deux hypothèses doivent être envisagées.

· La première concerne **le risque de délocalisation des productions**. Une tentation de faire produire ailleurs des produits devenus trop coûteux à produire en Europe en raison des contraintes environnementales. Cette hypothèse est réfutée par les professionnels du chlore par exemple : « *il y a bien des risques de délocalisation, mais les facteurs environnementaux interviennent peu. Une crise liée à la pollution a des effets redoutables pour un producteur. La crise de Bhopal, il y a 15 ans, a été fatale à la Société Union Carbide, alors très gros producteur. Quand les sociétés délocalisent, les nouvelles usines respectent les normes environnementales courantes.*

D'ailleurs, les principaux coûts de production sont la main d'œuvre et l'énergie, et non les normes ».

• La seconde hypothèse **est celle de la délocalisation des pollutions**. M. Van der Heyden, président de la chambre syndicale du zinc et du cadmium a, sur ce sujet, des propos peu rassurants

> « *La situation de la Chine est intéressante parce que c'est un très gros producteur de zinc (1,4 million de tonnes). Mais la moitié de cette production est réalisée par des petites usines de moins de 20.000 tonnes et même de moins de 5.000 tonnes. Quand un producteur fabrique, comme en Europe, 200.000 ou 300.000 tonnes de zinc, il ne peut se permettre de rejeter 1.000 ou 1.500 tonnes de cadmium dans l'atmosphère. Quand un producteur fabrique 3 ou 4.000 tonnes, il laisse 20 à 50 tonnes de cadmium s'évaporer. L'effet seuil joue pleinement. La concentration permet de respecter des normes, et d'avoir des exigences que les petits producteurs n'ont pas.*
>
> *On sait qu'il y a, en Chine, des lésions énormes liées à l'absence de normes environnementales, mais rien n'indique qu'il y aura une amélioration à court terme. On peut aussi mettre des normes sur les phosphates. Mais, là encore, on reporte la pollution sur les pays tiers. Les pays en voie de développement n'ont pas les moyens d'enlever le cadmium des phosphates. L'engrais produit avec cadmium dans ces conditions sera alors moins cher. Si on interdit la production, mais qu'on continue d'importer des phosphates chargés en métaux lourds, il n'y a aucun avantage. Au contraire, tout le monde est perdant. Les pollutions reportées ailleurs sont beaucoup plus importantes que les pollutions évitées en Europe...* »

3. De nouvelles difficultés pour les collectivités locales

La plupart des collectivités locales se sont engagées dans la voie de la valorisation et du recyclage des déchets ménagers. C'est la voie de la sagesse, et la seule solution d'avenir. Même si aujourd'hui les industriels considèrent que les coûts du recyclage sont trop élevés par rapport au coût de transformation des matières premières primaires (pourquoi recycler des vieux papiers lorsque la fabrication de papiers neufs coûte moins cher *(1))*, les

---

(1) On a déjà eu l'occasion de montrer qu'il s'agit d'une vision réductrice. L'industriel ne considère qu'une partie du coût : l'achat de la matière première

matières premières ne sont pas inépuisables. Le recyclage est le choix de l'avenir.

Les métaux lourds posent cependant des problèmes spécifiques :

Premier problème : La difficile conciliation entre la prohibition et le recyclage.

Un nombre toujours plus grand de collectivités locales ont choisi la voie du recyclage des déchets. Cette initiative doit être encouragée mais, concernant les métaux lourds, se heurte à quelques difficultés, moins techniques ou économiques (car le recyclage des métaux lourds est en général possible à des conditions économiques acceptables) que stratégiques, l'option ultime étant entre le recyclage et l'interdiction pure et simple. Les deux options sont contradictoires. (voir supra)

Deuxième problème : comment éviter les pollutions individuelles ?

Beaucoup de bois traités sont récupérés par la population et brûlés. Mais la plupart contiennent des fongicides toxiques. Les bois traités au PCP sont contaminés aux dioxynes ; les bois des habitations anciennes contiennent du plomb ; les bois de fabrication récente peuvent être contaminés par du CCA, et par conséquent, de l'arsenic.

Comment éviter qu'ils ne polluent l'environnement, qu'ils ne soient brûlés par des particuliers et inévitablement polluent l'environnement. Et s'ils sont recyclés dans des déchetteries, comment vérifier qu'ils n'entrent pas insidieusement dans des productions au sein desquelles on perdrait leur trace ?

Troisième problème : comment diriger les « bons déchets » dans les bonnes filières ?

Les deux exemples donnés ci-dessus concernent les métaux lourds dans les peintures, et les métaux lourds dans les bois de traitement. Il y en a d'autres, tels que les métaux lourds dans les piles et accumulateurs par exemple. Dans ces trois cas, il existe une constante : certains produits sont

---

(matière première primaire, tirée des ressources naturelles, et matière première secondaire, tirée des déchets recyclables) et le coût de la transformation.

La collectivité doit considérer l'ensemble du coût, sur toute la filière. En l'espèce, le coût de collecte séparative est supérieur à celui d'une collecte générale, mais ce surcoût est plus que compensé par l'économie réalisée sur le traitement des déchets : au lieu de diriger les déchets vers l'incinération de plus en plus coûteuse, le déchet est valorisé en nouvelle matière première, et peut être même vendu à l'industriel. L'existence de ce marché secondaire permet d'ailleurs souvent de freiner les prix des matières premières. Ainsi, en définitive, la collectivité réalise une économie, et l'industriel ne paie pas plus.

toxiques, et d'autres ne le sont pas. Il existe encore des peintures au plomb ou au cadmium, mais la plupart n'en ont plus. Dans les traitements des bois, seuls deux sont nocifs -les CCA (à cause des risques de dégagements d'arsenic) et les créosotes (à cause des risques de dégagement de dioxine)- les autres ne le sont pas.

Hélas, cette approche technique ne correspond pas à la perception du consommateur et à la réalité quotidienne. Personne ou presque personne ne fait la différence entre deux pots de peinture, entre deux bois -qui d'ailleurs peuvent être traités indifféremment à deux ou trois produits- entre une pile et un accumulateur... Ce qui pose de gros problèmes de gestion. Tous ces produits arrivent, en vrac, en déchetterie. Normalement un particulier ne doit pas utiliser des peintures toxiques ou cancérigènes par exemple (repérées visuellement par une tête de mort indélébile sur le pot), mais les apports en déchetteries montrent les nombreuses exceptions, liées en particulier au travail au noir.

De même, les palettes de bois arrivent par centaines. Certaines, non traitées peuvent être brûlées en bois de chauffage, tandis que les palettes avec des fongicides type PCP ou au créosote ne peuvent être brûlées dans une chaufferie ordinaire et doivent être dirigées vers des circuits spéciaux. Même chose pour les piles...

Les responsables des déchetteries sont confrontés tous les jours à ces apports. Par crainte d'erreur, et en application à l'excès du « principe de précaution », le tout est dirigé vers les circuits spéciaux les plus coûteux.

Les métaux lourds dans les déchets banals imposent une formation spécifique aux personnels des déchetteries afin de mieux diriger les produits vers les filières adaptées. Une marque indiquant le produit de traitement des palettes paraît nécessaire.

L'ADEME pourrait utilement contribuer à ce travail d'orientation en réfléchissant à des marques ou points de repères aisément identifiables (une palette peinte à la créosote aurait une marque et serait dirigée vers un circuit à part. Les autres palettes, avec un autre signe distinctif, pourraient être utilisées en chaufferie...).

4. Les déchets ménagers : les piles

a) Panorama du marché

Une pile est une source d'énergie électrique obtenue par transformation d'énergie chimique. Celle-ci est libérée par le contact d'un couple électrochimique -les électrodes- dans un milieu chimique propice -l'électrolyte- qui assure la transmission des électrons. L'électrode négative -l'anode- cède des électrons. L'électrode positive -la cathode- capte les électrons. Le contact engendre un courant électrique. Le mercure, associé à d'autres matériaux, a longtemps été utilisé sous forme d'oxyde de mercure pour faire office d'électrode positive, tant parce qu'il est un excellent conducteur de courant électrique que parce qu'il protège l'électrode de la corrosion. Après usages répétés, les électrodes se couvrent de capsules d'hydrogène qui réduisent la conductibilité et la performance de la pile. Le mercure empêche le dépôt de cette capsule.

600 millions de piles (à usage unique) et accumulateurs portables (piles rechargeables) sont vendus chaque année en France, soit une moyenne de 10 par personne. L'ensemble représente environ 25.000 tonnes.

Pourquoi s'intéresser aux piles en général, et aux piles au mercure en particulier ? La pile n'est pas un produit dangereux pour l'usager, mais ses inconvénients, liés à la toxicité de certains de ses composants, apparaissent en fin de vie, au moment de l'élimination. Ces éléments contaminent les sols (en cas de mise en décharge) ou les fumées (en cas d'incinération) et réduisent les possibilités de valorisation et de recyclage des déchets (compostage de déchets, épandage des boues, valorisation des mâchefers en sortie d'incinération...). Le mercure et le cadmium justifient des mesures particulières, non seulement parce qu'ils sont les deux principaux constituants toxiques des piles, mais aussi parce qu'ils compromettent l'ensemble de la filière de recyclage de piles, si difficile à mettre en place.

Estimation du marché des piles 1998

Types de piles	Composants principaux	Mercure	Usage	Mise sur le marché (tonnes)
pile saline	carbone zinc	traces < 0,05	courant (radios, lampes...)	9.000
pile alcaline	manganèse	mercure, mais en proportion décroissant	idem	13.000

		<0,10 %		
pile bouton	zinc /argent	mercure 0,5 à 1 %	montres, calculatrices, ordinateurs	)))) 80
pile à oxyde de mercure	mercure	mercure (30 %)	pile haute tension usage profes-sionnel	)))
piles bouton au lithium	lithium	pas de mercure	mêmes usages que piles bouton	70
accumulateurs nickel/cadmium	nickel/cadmium	pas de mercure	applications industrielles	1.600
autres accumulateurs	plomb	pas de mercure	alarmes, engins de manutention	800

Source :CollectNiCad/ Communication économique et sociale/ traitemnt OPECST

b) La réduction des matières toxiques dans les piles

Depuis le début des années 90, l'Union européenne s'est engagée dans la réduction des matières dangereuses dans les piles, notamment le mercure. Ce mouvement a été amplifié et la réglementation a été durcie, à la fin de la décennie, après l'adhésion de nouveaux Etats membres, très attentifs aux questions d'environnement et hostiles à l'utilisation du mercure. Les deux directives européennes datant de 1991 et 1998 ont été transposées en droit français, la première avec retard (un retard qui entraîna même un contentieux devant la Cour de Justice européenne).

Directives et décrets ont donc durci la réglementation en restreignant l'utilisation du mercure dans les piles. Les étapes de la réglementation sont rappelées ci-après :

1991 Directive 91/157 CEE du 18 mars 1991 relative aux piles et accumulateurs contenant certains métaux dangereux interdisant -sauf exceptions- la mise sur le marché des piles contenant plus de 0,025 % de poids de mercure

1993 Directive 93/86 CEE du 4 novembre 1993

1997 Décret 97-1328 du 30 décembre 1997 (JO du 1er janvier 1998) - Transposition en Droit français de la Directive de 1991

1998 Directive 98/101/CEE du 22 décembre 1998 modifiant la première directive de 1991, abaissant le seuil de mercure dans les piles de 0,025 % de poids de

mercure à 0,0005 % de poids de mercure (soit 5 ppm. partie par million)

1999 Décret 99/374 du 12 mai 1999 relatif à la mise sur le marché des piles et accumulateurs. Le champ d'application des règles relatives à la mise sur le marché et à la collecte est donc élargi aux piles et accumulateurs en général, et non plus aux seuls piles et accumulateurs contenant des substances dangereuses. Le décret est modifié en 1999 par le décret 99/1171 du 29 décembre 1999 qui transpose la directive 98/101/CE, et retient la nouvelle limite de 0,0005 %

Ces dispositions peuvent se résumer comme suit :

Ancienne réglementation	**Réglementation en vigueur depuis le 1er janvier 2000**
Interdiction de mise sur le marché des piles alcalines au manganèse contenant plus de 0,025 % de poids de mercure	Le seuil d'acceptation est de 0,0005 % du poids de mercure (ou 5 ppm soit 5 parties par million)
Exception pour les **piles à usages spécifiques** ou pour des conditions extrêmes mais ne contenant pas plus de 0,05 % de poids de mercure, et sauf exception pour les **piles type bouton**	**Exception maintenue** **Exception maintenue** mais réservée aux piles ne contenant pas plus de 2 % de mercure
Les piles incorporées sont également interdites lorsqu'elles contiennent plus de 25 mg/élément (toutes piles), ou quand elles contiennent + de 0,025 % de poids de mercure (piles alcalines de manganèse)	Disposition reconduite et complétée par une interdiction des piles contenant + de 5 ppm de mercure si elles ont été mises en circulation à partir du 1er janvier 1999

La valorisation est techniquement possible à des conditions économiques acceptables : les piles sont broyées et les différents métaux (fer, zinc, cuivre...) sont récupérés par les procédés habituels (tri magnétique, tri par courant de Foucauld...). L'une des clés économiques de la valorisation est l'absence de mercure. Plus le tri amont est efficace (pour séparer piles à mercure et piles sans ou quasi sans mercure) et plus la valorisation du reste est possible. On observera toutefois qu'il existe toujours un résidu de mercure dont le coût de récupération va devenir de plus en plus élevé. L'AGHTM a estimé que le coût de traitement d'un gramme de mercure passerait de 10 F le gramme aujourd'hui (avec une teneur effective de 0,2 % soit 1 gramme par kilo de piles, à 40 F, sur la base de la teneur réglementaire de 1991 (0,025 % en masse, soit 250 grammes de mercure par kilo de piles), à 2.000 F, sur la base de la nouvelle teneur (0,0005 % soit 5 mg par kilo de piles) du fait du flux résiduel extrêmement faible du mercure présent.

Malgré cette hausse du coût du traitement unitaire, *« les professionnels considèrent que l'élimination préalable du mercure (lors de la fabrication ou de la mise sur le marché) est une étape indispensable avant de se lancer dans la collecte et le recyclage de piles salines et alcalines. Ils ont évalué à 4 ans le délai nécessaire pour que la diminution de la teneur en mercure au stade de la fabrication soit ressentie au stade de déchet ».*

c) Les résultats de la valorisation

• Il faut bien distinguer le flux annuel des nouvelles mises sur le marché, largement tari, et le flux de reprises de piles contenant du mercure, encore important.

La teneur en mercure des piles mises sur le marché a considérablement chuté sans être totalement éliminée. On rappellera que les seuils limites ont été seulement successivement diminués (pas de seuil avant 1991, seuil limite de 0,025 % en 1991, ramené à 0,0005 % en 1998), et que l'interdiction ne s'applique pas aux piles bouton, même si la teneur en mercure a, là aussi, beaucoup diminué (disparition des piles bouton à oxyde de mercure notamment).

En revanche, le mercure récupéré dans les piles usagées est encore important sous deux effets. D'une part, les piles récupérées sont des piles achetées avant que les dernières contraintes réglementaires ne soient entrées en application (avec une transposition tardive des directives en 1998 et 1999) ; d'autre part, les piles proviennent aussi des piles d'importation, pour lesquelles les contrôles de teneur en métaux lourds sont beaucoup plus difficiles, notamment lorsque les piles sont incorporées aux produits. Certaines piles importées d'Asie peuvent avoir jusqu'à 1 % de mercure et sont encore utilisées faute de contrôles efficaces.

En 1996, les piles alcalines récupérées contenaient encore en moyenne 0,1 % de mercure, soit un niveau largement supérieur aux limites et mises sur le marché (0,025 % de mercure résiduel depuis 1992, hors piles bouton).

• Il existe cependant encore une très **grande incertitude** sur le mercure récupéré. Dans un mémoire de défense communiqué à la Cour de Justice européenne lors du contentieux sur la non-transposition de la première directive communautaire, la France avait indiqué, sur la base d'informations volontaires des professionnels, que 5 tonnes de piles contenant du mercure avaient été collectées en 1996. Dans son étude sur les déchets mercuriels, l'AGHTM évalue le mercure collecté à partir des piles à 17,8 tonnes. L'écart est évidemment considérable entre 5 tonnes de piles et 17,8 tonnes de mercure !... Une incertitude qui s'explique en partie par l'absence de

réglementation et d'instrument de mesure, certaines sources évoquant également les importations de mercure en provenance des pays de l'Est.

Un arrêté interministériel, pris en application de l'article 11 du décret de mai 1999, en cours de signature, organise la remontée d'information, ce qui permettra de savoir enfin, l'année prochaine, quel est le montant réel de mercure collecté !

Du fait du décalage dans le temps entre la mise sur le marché et la mise au rebut, on estime que plus de la moitié des piles collectées ont encore du mercure, mais que les teneurs en mercure diminuent de moitié dans les deux ans. Il faudra donc attendre 2010 pour voir la quasi disparition du mercure dans les piles.

La phase de récupération est encore incertaine et s'est mise en place avec beaucoup de difficultés.

On a déjà eu l'occasion de souligner combien le dossier piles avait été l'un des dossiers environnementaux les plus mal abordés et les plus mal gérés des dix dernières années, avec une profession peu « enthousiaste », une succession trop rapide de réglementations, une approche beaucoup trop juridique et technicienne, sans relation avec la réalité du marché. La première réglementation par exemple ne concernait que les piles contenant des matières dangereuses. Mais qui peut faire la différence entre les piles ? La dernière réglementation prévoit des seuils de concentration différents selon que les piles sont mises sur le marché, ou incorporées, et selon les années...

Indicateurs de mercure dans les piles

	Tonnes de mercure dans piles vendues	Teneur de Hg par pile vendue	Tonnes de piles récupérées contenant du mercure
1990	18,3	0,092 %	
1991	10,5	0,053 %	
1992	8,3	0,0042 %	
1993	6,4	0,032 %	0,5
1994	3,5	0,018 %	4,25
1995	2,4	0,012 %	7,32
1996	2	0,010 %	4,84
1997	1,4	0,007 %	11,4
1998	0,79	< 0,05 %	12
1999	0,34	<0,025 %	12
2000		<0,0005 %	10

Source : MATE

Comment s'étonner dans ces conditions que le réseau privé de collecte soit encore plutôt mal organisé (sauf exception pour certaines filières telles que la photographie par exemple). On observera que les systèmes de collecte mis en place par les collectivités locales (collectes séparatives et surtout déchetteries) suppléent encore les carences du réseau privé. Une amélioration s'impose.

5. Les instruments de mesure

Ces difficultés et ces risques se retrouvent dans tous les produits et objets utilisant le mercure aux fins de mesure : manomètres (80 grammes de mercure), baromètres de précision ou baromètres grand public. Même si les baromètres au mercure représentent une niche étroite, ils n'ont pas disparu pour autant.

Les baromètres de précision ont été longtemps utilisés par les stations météo et les armées (contenant de 800 g de mercure). Ils ont été progressivement remplacés à partir des années 80 par des baromètres électroniques, moins pour des raisons environnementales que pour des raisons techniques (bris fréquents pendant le transport) et d'efficacité (le baromètre électronique permettant des mesures automatiques).

Bien que déclassés -en France- ces anciens baromètres n'ont pas disparu pour autant. Ils ont simplement changé de statut, et d'outils, sont devenus objets de collection.

Les baromètres grand public connaissent une évolution comparable. Les techniques alternatives (capsules de vidie) ont complété les techniques à mercure sans pour autant les remplacer. Les baromètres à mercure représentent toujours un « marché de niche » relativement stable d'environ 50.000 pièces par an, soit 10% du marché total des baromètres, qui est de l'ordre de 440.000 pièces. A raison de 80 grammes de mercure par baromètre, cela représente 4 tonnes de mercure par an.

Dans les deux cas -baromètres de collection ou grand public- le mercure est dans la maison. Il n'y a aucun risque à l'usage, mais seulement un risque en cas de casse. On se contentera de rappeler qu'en cas de bris, les précautions mentionnées par les thermomètres, doivent bien évidemment être respectées et même décuplées pour des appareils plus importants.

La profession pourrait, sans difficulté excessive, participer à cette information. Un simple autocollant, collé derrière l'appareil, déconseillant formellement l'usage de l'aspirateur en cas de bris pourrait être un conseil simple et efficace. Le stock des baromètres à mercure est estimé à 1,2 million de pièces en Europe, soit 96 tonnes de mercure.

B. LES MÉTAUX LOURDS DANS LES DÉCHETS

1. La présence de métaux lourds dans les déchets

Les métaux lourds se trouvent dans les différentes catégories de déchets : déchets industriels évidemment, mais aussi déchets ménagers. Les déchets de métaux ne sont pas les seuls concernés puisqu'on retrouve les éléments en trace dans pratiquement tous les compartiments de déchets ménagers.

a) Les déchets industriels

Les métaux lourds se trouvent de façon évidente dans les déchets industriels, avec une hiérarchie entre secteurs. Il y a les secteurs émetteurs directs, qu'il s'agisse de raffinage de métaux, de la métallurgie de l'acier, de la chimie... ; les secteurs utilisateurs de métaux lourds : huiles usagées, huiles industrielles (cadmium, plomb), tannerie (mercure), textiles (cadmium...), pneumatique (cadmium...) ; et les sous-produits industriels divers (solvants, déchets de peinture, rebuts de coupe ou d'utilisation...). La composition chimique des différents déchets industriels est évidemment très variable selon les produits.

b) Les déchets ménagers

La production globale d'ordures ménagères est de 26 millions de tonnes, soit 434 kg par habitant et par an. Les métaux représentent 4,1 % du total, et les métaux hors aluminium et hors emballage 1 %. Les métaux lourds se trouvent principalement dans cette fraction. Principalement seulement, car, en vérité, les métaux lourds, éléments naturels se retrouvent dans tous les compartiments des déchets : les papiers, les plastiques, les putrescibles (les poissons), et surtout les « éléments fins », c'est-à-dire les éléments inférieurs à 2 cm dans lesquels on trouve beaucoup de métaux lourds : les piles (au mercure et au cadmium), les capsules de surbouchage (au plomb), les débris de lampes et de thermomètres (au mercure) ainsi que, cités expressément par l'ADEME, « les amalgames dentaires (parmi les déchets de cabinets dentaires) ».

La répartition physico chimique par élément est donnée dans les deux tableaux ci-après :

Part de métaux lourds apportée pour chaque type d'ordures ménagères (en pourcentage - données 1993)

Catégorie	Part de plomb (%)	Part de cadmium (%)	Part de mercure (%)	Part d'arsenic (%)
Teneur moyenne dans les ordures ménagères	**795 mg/ kg MS**	**4 mg/kg MS**	**3 mg/kg MS**	**5 mg/kg MS**
Déchets putrescibles	**4**	**12**	**7**	**2**
Papiers	**1**	**5**	**< 1**	**< 1**
Cartons	**< 1**	**3**	**2**	**< 1**
Complexes	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**
Textiles	**< 1**	**5**	**< 1**	**< 1**
Textiles sanitaires	**< 1**	**< 1**	**< 1**	**< 1**
Plastiques	**3**	**37**	**5**	**1**
Combustibles	**< 1**	**13**	**< 1**	**< 1**
Verres	**11**	**8**	**< 1**	**79**
Métaux	**64**	**10**	**< 1**	**12**
Incombustibles	**14**	**5**	**< 1**	**6**
Déchets ménagers spéciaux	**< 1 ****	**1 ***	**82**	**< 1**
TOTAL	**100**	**100**	**100**	**100**

Source : ADEME - La composition des ordures ménagères en France

MS = matière sèche

** Aucun accumulateur nickel-cadmium n'est apparu à l'issue des tris durant la campagne de caractérisation*

*** Aucune batterie au plomb n'a été trouvée dans les ordures ménagères triées durant cette campagne de mesure*

Composition physico chimique des ordures ménagères
(en mg/kg de matière sèche)
Sélection de quelques types de déchets

	Toutes ordures ménagères confondues	Eléments fins *(1)*	Combustibles non classés *(2)*	Textiles
Plomb	**795**	**931**	**184**	**99**
Cadmium	**4**	**4,5**	**14**	**6,8**
Mercure	**3**	**1,3**	**0,2**	**0,5**
Arsenic	**5**	**4,3**	**-**	**-**

2. Le traitement des métaux lourds dans les déchets

a) L'incinération

Hors traitement, valorisation et recyclage, les métaux lourds étaient jusque là traités selon les deux procédés principaux : la mise en décharge et l'incinération. Ces deux procédés libèrent les métaux lourds contenus dans les déchets soit par ruissellement entraînant des quantités de métaux solides ou lixiviation (dans le cas de la mise en décharge), soit par émissions aériennes (gaz) ou de rejets dans les mâchefers (dans le cas de l'incinératinon).

Avec les restrictions posées à la mise en décharge, bientôt réservée aux seuls déchets ultimes ne pouvant faire l'objet d'une valorisation, l'incinération est aujourd'hui le mode courant de traitement des déchets ménagers.

L'incinération comme tout traitement thermique dégage des métaux lourds en proportions variables. Quelle que soit la technique utilisée - incinération, lit fluidisé, thermolyse- le flux d'éléments traces se partage en trois parties :

- une partie sous forme gazeuse dans les gaz de combustion,

---

(1) Piles, thermomètres, capsules, déchets d'amalgame
(2) Bois, cuirs... ce qui explique la teneur en cadmium

- une partie sous forme solide ou liquide dans les cendres volantes,

- une partie sous forme solide ou liquide dans le mâchefer et sur les parois du four.

Au cours du refroidissement, les gaz se condensent et les cendres se solidifient.

Les effluents gazeux chargés de poussières se scindent en deux en passant par le système d'épuration, une partie allant vers le système de traitement des effluents liquides et solides, une autre partie étant rejetée dans l'atmosphère. Plusieurs éléments interviennent pour modifier ce partage entre ces trois flux, et augmenter notamment la part rejetée dans l'atmosphère. Outre le processus de refroidissement, la turbulence des gaz de combustion, la taille des particules..., la température est l'élément clé du processus ; les effets étant évidemment variables selon les métaux (en fonction de la température de fusion et de vaporisation des métaux *(1)*. La réduction de température favorise la condensation. L'augmentation de température favorise la vaporisation).

La répartition entre les trois fonctions est variable selon les métaux. Le processus et les indications sur le partage s'établissent comme il est indiqué ci-après :

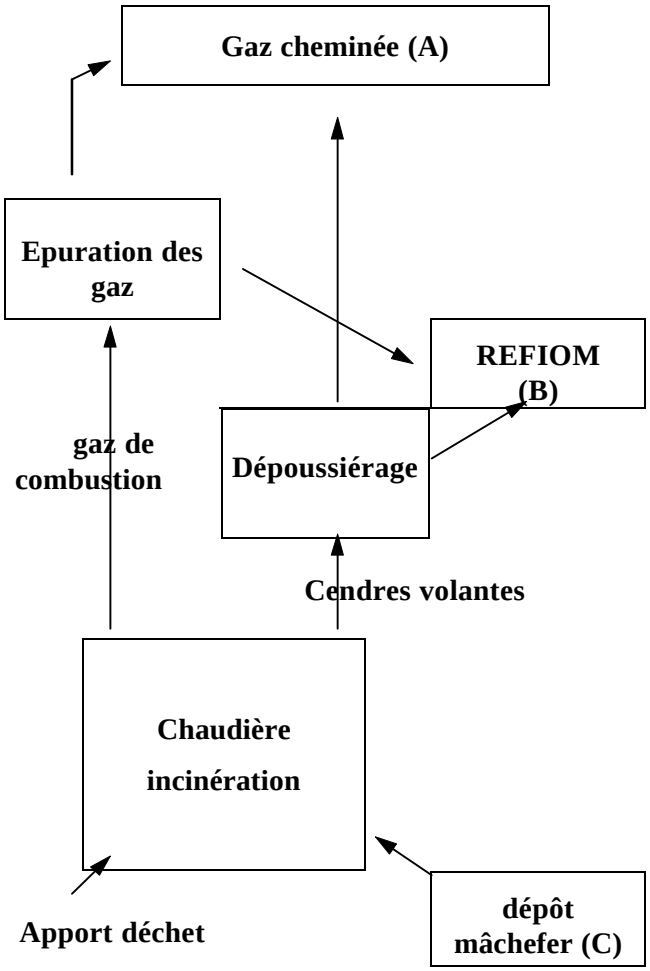
---

(1) Températures de fusion : mercure : - 39, cadmium : 321, plomb : 327, zinc : 421, cuivre : 1069, chrome : 1857...
Températures de vaporisation : mercure : 357, cadmium : 765, zinc : 907, plomb : 1740, cuivre : 2567, chrome : 2672.

Encore ne s'agit-il que des températures des métaux sous leur forme métallique. Les sels métalliques ont des températures de fusion différentes propres à chaque sel.

Répartition des métaux lourds dans une UIOM

Cheminement d'un élément trace



Répartition

	Mercure	Plomb	Cadmium
Gaz (A)	72%-87%	1%-5%	12%
Résidus/ Cendres (B)	3%-4%	12%-37%	12%
Mâchefer (C)	10%-24%	58%-87%	76%
Total	100 %	100 %	100 %

REFIOM : résidus de fumées d'incinération d'ordures ménagères

Depuis les efforts de réduction des émissions polluantes dans de nombreuses activités, le secteur des déchets est aujourd'hui une source importante d'émission de polluants atmosphériques. L'importance relative croît au fur et à mesure que les autres sources d'émission régressent, voire disparaissent.

Contribution du secteur des déchets
dans les émissions atmosphériques totales de métaux lourds

France - 1998

	Emissions totales en tonnes (a)	Emissions industrielles totales (b)	Traitement des déchets (c)	Part des déchets dans émissions totales (c/a)	Part des déchets dans émissions industrielles (c/b)
Arsenic (As)	**22,3**	**20,4**	**0,5**	**2,2 %**	**2,4 %**
Cadmium (Cd)	**14**	**12**	**4,7**	**33,6 %**	**39,4 %**
Chrome (Cr)	**240**	**236,4**	**3,2**	**1,3 %**	**1,3 %**
Cuivre (Cu)	**91,4**	**32,1**	**9**	**9,9 %**	**28,1 %**
Mercure (Hg)	**36,2**	**29,4**	**22,4**	**61,9 %**	**76,2 %**
Nickel (Ni)	**225**	**103,7**	**2,2**	**1 %**	**2,1 %**
Plomb (Pb)	**1.190**	**357,5**	**72,7**	**6,1 %**	**20,3 %**
Sélénium (Se)	**12**	**11,1**	**0,1**	**1 %**	**1 %**
Zinc (Zn)	**1.505**	**1.456,7**	**272,3**	**18,1 %**	**18,7 %**

Source CITEPA, traitement OPECST

L'enjeu de la réduction d'émissions des métaux lourds est évidemment capital pour l'avenir et la pérennité de la technique. Trois observations doivent être rappelées à ce stade.

Tout d'abord, toutes les techniques de traitement thermique sont-elles égales face au risque métaux lourds ?

b) La thermolyse

La thermolyse et les métaux lourds

Le comportement des métaux lors de traitements thermiques dépend de leur nature (chimique et physique), et de leur environnement (température, atmosphère, temps de séjour...).

Lors d'une incinération, l'atmosphère est oxydante et les températures atteintes sont comprises entre 750 et 1.000°C. Les métaux peuvent réagir avec des composés issus de l'incinération des déchets pour former des oxydes, chlorures, sulfates, métalliques. Les métaux contenus dans les déchets vont donc se retrouver répartis de manière variable en trois flux : dans les mâchefers (MIOMS), dans les poussières récoltées au niveau traitement des fumées (REFIOMS) ou entraînés dans les fumées. La répartition de ces métaux dans ces trois flux dépend, outre de leur nature, formes physique et chimique, de la nature des déchets qui les contiennent ainsi que des paramètres opératoires des fours (température, composition de l'atmosphère et régime ***hydrodynamique***).

Le fer, le cuivre et l'aluminium se retrouvent essentiellement dans les mâchefers (plus de 90 %). Le zinc et le plomb se répartissent entre les mâchefers et les REFIOMS. Le cadmium se retrouve essentiellement dans les REFIOMS, tandis que le mercure est entraîné par les fumées. Pour pouvoir respecter les normes en vigueur et éviter l'entraînement des métaux lourds dans les fumées, le traitement des fumées prévoit aujourd'hui des injections de charbon actif.

Lors d'une thermolyse, l'atmosphère est réductrice et les températures sont comprises entre 450 et 600°C. Dans ces conditions, les métaux sont décapés de toute substance organique (peintures, vernis, isolants...) et restent sous la forme métallique ou oxyde. En présence de quantités appréciables de composés chlorés dans les déchets, la chloruration des métaux peut être évitée grâce à l'addition de chaux ou de calcaire lors de la thermolyse (le chlore pouvant alors être purgé par simple lavage du coke).

Le mercure et le cadmium (en moindres quantités) peuvent être entraînés par les gaz de thermolyse. C'est la raison pour laquelle le système d'épuration des fumées de gaz de thermolyse est pourvu d'une petite unité de traitement au charbon actif.

Les autres métaux sont donc récupérés à l'état métallique (ou combiné dans leur état initial) avec le coke de thermolyse. La séparation mécanique de la fraction minérale permet de récupérer les métaux présents tout en produisant un combustible solide en partie décendré. Ces métaux sont de qualité et peuvent rejoindre le circuit valorisation mitrailles (ferreux et non-ferreux).

La valorisation énergétique du coke en tant que combustible de substitution doit donc tenir compte de la présence éventuelle de traces de métaux qui n'auraient pas été séparés. En particulier, lors d'une valorisation de ce coke de thermolyse en cimenterie, ces métaux résiduels sont inertés dans le clinker.

Professeur André FONTANA - Université Libre de Bruxelles

Le Professeur FONTANA était l'un des experts du comité de pilotage de la précédente étude du rapporteur consacrée aux nouvelles techniques de recyclage et de valorisation des déchets ménagers et des déchets industriels banals.
(OPECST - AN (onzième législature) n°1693 - SENAT (1998-1999) n° 415)

c) Difficultés des traitements thermiques

L'importance des métaux lourds dans les déchets détermine les conditions d'utilisations finales des résidus, en particulier des mâchefers.

Les mâchefers d'incinération d'ordures ménagères (3 millions de tonnes par an) sont classés en trois catégories suivant trois filières possibles : les mâchefers « V », valorisables ; les mâchefers « M », qui doivent passer par une phase de maturation ; les mâchefers « S » qui doivent être stockés au centre d'enfouissement technique.

Les limites entre ces catégories sont basées sur un test de lixiviation et le respect de seuils d'éléments traces dont les trois principaux métaux lourds : plomb, mercure, cadmium.

Catégories de mâchefers en fonction de leur potentiel polluant

Eléments (extraits)	Mâchefer V	Mâchefer M	Mâchefer S
Plomb	**< 10 mg/kg**	**< 50 mg/kg**	**> 50 mg/kg**
Cadmium lixiviable	**< 1 mg/kg**	**< 2 mg/kg**	**> 2 mg/kg**
mercure lixiviable	**< 0,2 mg/kg**	**< 0,4 mg/kg**	**> 0,4 mg/kg**
arsenic	**> 2 mg/kg**	**< 4 mg/kg**	**> 4 mg/kg**

Source : Circulaire du 9 mai 1994

Enfin, il n'y a pas de solution miracle aux rejets de métaux lourds par l'incinération.

Le dégagement de métaux lourds n'est que l'une des pollutions atmosphériques : il y en a d'autres : poussières, acides, composés chlorés tels que dioxine et furanes. Les pouvoirs publics, comme les industriels, cherchent à limiter ces pollutions.

Or, ces objectifs peuvent être complémentaires (poussières/métaux lourds) **ou contradictoires**. Pour simplifier, on peut admettre que **la réduction des émissions chlorées type dioxine nécessite** des hautes températures et de longs temps de résidence dans le foyer, **tandis que la réduction des émissions de métaux lourds nécessite des températures** pas trop élevées afin d'éviter la vaporisation.

Il n'y a donc pas de solution unique.

Quelle hiérarchie adopter entre les risques ? La médiatisation doit elle être le principal, voire le seul critère de choix ? Autant de questions de fond que votre rapporteur ne fait que poser. Des recheches sont souhaitables dans ce domaine.

C. LE RECYCLAGE DES MÉTAUX LOURDS

Il n'y a pas de recyclage des métaux lourds en général, mais un recyclage par filière. Les filières les mieux organisées sont évidemment celles où les masses à traiter sont les plus importantes. Ces filières sont cependant fragiles. Baisse des cours de matières premières, flux d'approvisionnement inférieurs aux prévisions, organisation difficile, menace d'interdiction des produits... beaucoup d'éléments contribuent à fragiliser les filières de recyclage de métaux lourds.

Les principales filières sont passées en revue. Chacune présente quelques unes des difficultés particulières du recyclage des métaux lourds. L'une de ces difficultés concerne l'incertitude sur l'avenir des filières.

En effet, pour lutter contre les effets des métaux lourds, la solution radicale et la plus simple est d'en interdire l'usage, c'est à dire d'empêcher un usage à la source. Cette initiative a pour effet de stopper le recyclage, puisqu'il ne peut y avoir recyclage que sur une matière qui est encore utilisée. La seule annonce d'une possible interdiction suffit à bloquer tout projet de tout

investissement dans le domaine du recyclage puisque l'industriel n'est pas sûr de conserver la ressource.

Cette problématique se pose tout spécialement dans le cas du cadmium. La menace d'interdiction des accumulateurs de nickel cadmium entrave l'ébauche d'une filière de recyclage.

1. Le recyclage des batteries au plomb

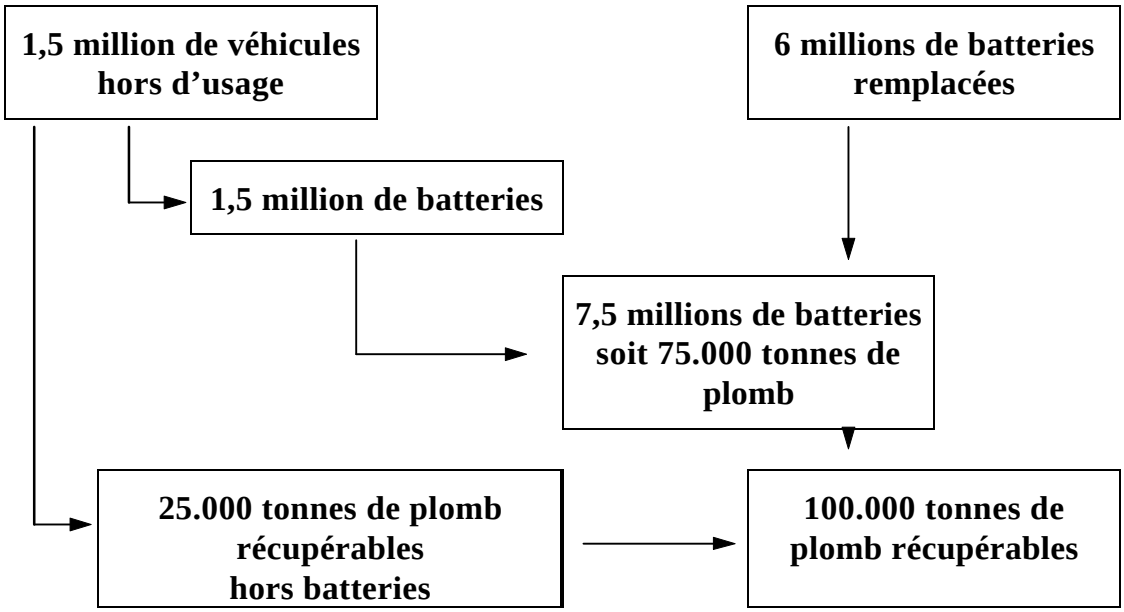
a) Le gisement

Les batteries représentent 70 % de l'utilisation du plomb aujourd'hui (le solde étant réparti entre les produits chimiques pour 13 %, les cables sous marins ...). Cela donne une idée de l'importance de l'enjeu du recyclage. Tant du point de vue de la ressource (75.000 tonnes de plomb -voir ci-après), que du point de vue des emplois, ou, en l'espèce, du réemploi.

En effet, contrairement aux autres principaux métaux lourds (mercure et cadmium), le plomb n'est pas menacé dans ses usages. Sur une longue période, la baisse de consommation en plomb est certes considérable. Les principaux secteurs utilisateurs ont renoncé totalement (plomb dans l'essence) ou presque totalement (plomb dans les peintures). Ce mouvement baissier se poursuivra encore, mais seulement à la marge : les professionnels des peintures se sont engagés à supprimer totalement le plomb dans les peintures en 2002. Le plomb devrait être éliminé de quelques petits créneaux (réservoirs d'essence, soudures, petites pièces moulées, alliages, cristal...). Une interrogation demeure sur les plombs de chasse... Mais malgré cette tendance baissière incontestable, l'utilisation du plomb n'est pas compromise, au moins dans les deux principaux secteurs actuels : les batteries de plomb, et les verres techniques (écrans de TV ou d'ordinateurs) pour lesquels il n'y a pas de possibilité de substitution à l'horizon de 10 ans.

Techniquement, le plomb récupéré peut être recyclé. La demande existe. 80 % du plomb recyclé provient des automobiles qui représentent un gisement considérable.

Eléments sur le recyclage annuel du plomb dans les automobiles



Compte tenu des masses disponibles, des besoins, et des prix de l'époque, la filière de récupération des vieilles batteries s'est mise en place et s'est structurée de façon efficace dans les années 80 : 90 à 95 % des batteries sont aujourd'hui récupérées et recyclées. L'industriel procède aux opérations suivantes : tri des batteries, élimination de l'acide, stockage, démontage, broyage des batteries, réparation des plastiques des parties métalliques des sels et oxydes de plomb, fusion et affinage. Le plomb est dirigé par la suite vers l'affineur et l'utilisateur final.

b) Les difficultés du recyclage

Ce bon résultat en apparence ne doit pas faire illusion. La filière se heurte à des difficultés croissantes.

· En premier lieu, on observera qu'entre 5 à 10 % des batteries échappent encore au circuit de retraitement, ce qui représente 7.500 tonnes. La filière de récupération fonctionne dans l'ensemble convenablement, *« même si il y a des améliorations à trouver du côté des grandes surfaces qui vendent beaucoup plus de batteries qu'elles n'en récupèrent »*. Une amélioration est possible.

Où vont les autres, où vont ces 7.500 tonnes de plomb et ces centaines de tonnes d'acide ? Dans les déchetteries ? Dans les poubelles ? Mais aussi, dans les jardins et les ruisseaux... Ces 10 % non collectés représentent des risques pour l'environnement.

• En second lieu, l'équilibre financier de la filière est fragile. La filière de recyclage fait intervenir trois prix : le prix de collecte de la matière première secondaire (les batteries usagées), le prix du traitement correspondant aux opérations de recyclage proprement dit, et le prix de vente, correspondant au prix de vente des lingots de plomb aux usines fabriquant les batteries neuves.

Le circuit de collecte / valorisation a longtemps été autofinancé par un équilibre entre recettes et dépenses (ce qui explique le taux élevé des reprises). Cette situation est de moins en moins vérifiée.

D'une part, les coûts de production sont croissants. Ces coûts comprennent l'amortissement des investissements, la main d'œuvre, et désormais, les contraintes environnementales pesant sur les conditions de prise en charge et de traitement des batteries au plomb : collecte et stockage étanches, réduction des émissions, retraitement de l'acide, TGAP sur les résidus (de l'ordre de 40 MF la tonne de batteries collectées...), mise en décharge. En France, les déchets vont en décharge de classe 1. Il faut compter de 500 F à 800 F la tonne, plus le transport (200 F), plus la TGAP (200 F), soit un coût total de plus de 1.000 F.

L'un des exemples les plus frappants concerne l'usine du groupe Compagnie Européenne d'Accumulation - CEAC - à Brenouille dans l'Oise (mais presque toutes les usines en activité sont soumises aux mêmes contraintes et auraient des chiffres voisins). A la suite de divers incidents (incinération des séparateurs de plastique et mise en service de fours d'incinération sans autorisation, condamnation de personnels... *(1)* (incinération des séparateurs de plastique et mise en service de fours), la société CEAC a adopté un programme d'investissement, suite aux demandes de l'administration, portant sur un montant total de 15 MF. 6 à 8 millions de francs ont été dépensés en 15 mois, soit 6 à 8 % d'un équivalent de chiffre d'affaires de 100 MF (incluant la fermeture du bâtiment de stockage des batteries usagées, la construction d'une station de traitement, le réhaussement des cheminées...)

---

(1) Le PDG de la CEAC a été condamné par le Tribunal correctionnel de Beauvais à une amende de 200.000 F, dont 100.000 F avec sursis, pour installations exploitées et activités exercées sans autorisation ; l'ancien directeur de l'usine a été condamné à deux amendes de 10.000 F.

« *Quand une entreprise investit 5 % dans son développement, nous investissons 8 % dans le seul investissement. Aujourd'hui, tout investissement est un investissement d'environnement* », commente le directeur de l'établissement.

Un discours partagé par tous les exploitants qui n'ont guère d'autre choix que de poursuivre l'activité en respectant des contraintes environnementales de plus en plus rigoureuses *(1)* ou fermer (sur les six sites de production et de recyclage de batteries dans le Loiret, deux ont fermé au cours des deux dernières années).

Selon la profession, le financement de la filière se présente comme suit :

Financement du recyclage des batteries au plomb (prix en FF la tonne)

Aujourd'hui				**Demain ?**			
Recettes		**Dépenses**		**Recettes**		**Dépenses**	
Plomb*	1.750	Collecte	600	Plomb*	1.750	Collecte	700
Autre	50	Recyclage	1.200	Autres	50	Recyclage	1.400
Total	1.800		1.800		1.800		2.100
*1.750 F = 3.200 F/tonne de batteries x 55 % du poids des batteries							

Source : Chambre syndicale du plomb

On observera que, selon la profession, l'équilibre financier, fragile, ne sera plus assuré. Une réflexion avec tous les partenaires concernés s'impose. Il ne peut être question de laisser 100.000 tonnes de plomb dans les décharges.

• En troisième lieu, la collecte n'est pas garantie, car intervient un autre phénomène : la **concurrence internationale** et la prime de fait accordée aux moins exigeants...

L'accroissement des coûts liés aux taxes et aux contraintes environnementales fait naître un commerce international des batteries usagées dans des pays où les contraintes sont moins fortes. On estime que près de 1.000 tonnes de batteries sortent chaque mois de l'Hexagone, notamment en direction de l'Espagne. Les batteries sont payées 30 % de plus qu'en France, ce qui compense plus que largement le surcoût du transport. Une fois le plomb

---

(1) Choix de la société STCM à Bazoches les Gallerandes, visitée par le rapporteur.

retiré, les résidus restent en vrac près de l'usine. Le surcoût à l'achat est plus que compensé par l'économie réalisée sur le traitement.

Le transport de substances dangereuses est normalement étroitement réglementé. Il y a de fortes prescriptions pour penser que cette réglementation n'est pas toujours appliquée. Une vigilance accrue des pouvoirs publics est indispensable.

Cette attractivité de territoires liée à des contraintes environnementales moindres qui permettent des prix de rachat supérieurs a un effet direct sur la ressource disponible en France.

Ce tarissement est aggravé par la pression sur les prix.

La collecte est évidemment dépendante du prix de reprise. Si l'affineur paye 600 F la tonne, le récupérateur collectera les batteries. S'il paye 500 F, il collectera les batteries de la région parisienne parce que les volumes sont importants, mais les batteries en milieu rural ne seront plus collectées. S'il paye moins, il n'y aura plus de collecte du tout.

Dans les année 80, le cours du plomb contenu dans les batteries et revendu permettait d'équilibrer les coûts de collecte et de traitement Cette situation n'est malheureusement plus vraie aujourd'hui. La baisse importante des cours du plomb (il existe une tendance historique à la baisse des matières premières. Les produits à haute valeur ajoutée ne contiennent quasiment plus de matière première) a un effet direct sur la collecte. Il y a quelques années, le cours du plomb a baissé, entraînant une baisse du taux de collecte, à moins de 80 %. On ignore où sont passés les 20 % restants. Peut-être dans les ordures ménagères ou dans les décharges ?...

2. Le secteur des piles, batteries et accumulateurs au nickel cadmium

Ce secteur illustre parfaitement les difficultés du recyclage des métaux lourds.

a) La situation actuelle

Tandis que la pile est à usage unique, un accumulateur est rechargeable. Les accumulateurs utilisent principalement deux métaux : le nickel et le cadmium. Les accumulateurs sont utilisés dans deux types de produits : les batteries industrielles (trains, aviation, éclairage de secours..),

et les accumulateurs rechargeables grand public (téléphones portables*(1)*, couteaux électriques, perceuses sans fil, aspirateurs, caméras..). L'ensemble représente, en France, de l'ordre de 3.300 tonnes/an de batteries au nickel/cadmium, dont 375 tonnes de cadmium.

Le gisement des batteries en nickel cadmium - (France, 2000, en tonnes)

Types d'utilisation	Poids de batteries	% de cadmium	Poids de cadmium
Utilisations industrielles (éclairage de secours)	**1 100**	**8 %**	**88**
Portable professionnel (outillage/téléphonie)	**1 150**	**13 %**	**150**
Grand public **dont outillage portatif** **téléphonie** **domicile**	**1 050** **(500)** **(75)** **(475)**	**13 %**	**137**
TOTAL.....	**3 300**		**375**

Source : CollecNiCad/Communication économique et social, Traitement OPECST

Aujourd'hui, les conditions d'élimination ne sont pas satisfaisantes.

La directive européenne 91/157 a été un échec. Peu d'États l'ont appliquée. Ceux qui l'ont appliquée se sont heurtés à des difficultés de collecte. La directive prévoyait une collecte séparée des produits piles et accumulateurs contenant certaines matières dangereuses (piles au mercure, accumulateurs au cadmium...) et les autres. Une séparation quasi impossible pour le consommateur moyen. Enfin, le recyclage a été notoirement insuffisant. La collecte séparée, étant parfois dirigée... vers l'incinération ou la décharge *(2)*.

Plus encore que pour le plomb, la revente des métaux concernés ne permet pas d'équilibrer totalement les frais de collecte et de traitement (la collecte est plus diffuse et nécessite donc des frais supplémentaires). Comme le plomb, le nickel et le cadmium (ce dernier étant repris par les fabricants

---

(1) Il s'agit des téléphones d'intérieur. Les téléphones portables courants utilisent des batteries au lithium.

(2) Voir sur ce point « Les techniques de recyclage et de valorisation des déchets ménagers » Gérard Miquel et Serge Poignant, AN (onzième législature), N° 1693, Sénat (1998-1999), N°415, p 295.

pour être utilisé dans de nouveaux accumulateurs) sont soumis à des variations de cours.

Mais la principale difficulté, pour la collecte des accumulateurs portables réside dans le comportement des utilisateurs qui gardent chez eux les appareils (contenant des accumulateurs) ou les accumulateurs usagés, et ne les mettent pas dans les circuits des déchets. Il faut donc mettre en œuvre des opérations susceptibles de drainer les accumulateurs ainsi conservés vers les circuits de collecte.

L'analyse des comportements des consommateurs fait apparaître un phénomène de stockage, volontaire ou involontaire, des accumulateurs, qu'ils soient ou non en fin de vie (Ex. : un couteau à accumulateur est utilisé très peu de temps, mais il n'est pas jeté. Il est conservé dans l'idée qu'il puisse resservir un jour. Il est éliminé beaucoup plus tard, quand il est vraiment trop vieux ou lors d'un déménagement). Ce phénomène, connu sous le nom de « hoarding », est l'une des causes d'échec de la mise en œuvre de la directive, car les collectes lorsqu'elles existaient, ne drainaient pas ou peu d'accumulateurs, mais plutôt des piles.

Il n'y avait pas de récupération. Selon une évaluation de la société de collecte et de recyclage des accumulateurs, sur 10.000 tonnes d'ordures ménagères, on récupère 1 tonne de piles. Dans une tonne de piles et accumulateurs, on récupère 20 kg d'accumulateurs au nickel/cadmium. La quantité est trop faible. On s'attendait à trouver les accumulateurs dans les ordures ménagères. Ils restent chez les gens.

Il existe trois usines de recyclage des accumulateurs au nickel/cadmium en Europe. La plus grosse est en France (société SNAM dans l'Isère et dans l'Aveyron), une autre se trouve en Suède, et une autre en Allemagne (chacune d'une capacité de 1.000 tonnes). Les usines sont aujourd'hui sous-utilisées.

b) Les perspectives

Il existe, au niveau communautaire, un projet d'interdiction des accumulateurs au nickel/cadmium en 2008 (notamment parce que le cadmium est « diabolisé » dans les pays du Nord). Cette proposition suscite quelques réserves.

Il faut distinguer le problème de la collecte des accumulateurs mis sur le marché et la récupération des accumulateurs stockés. Il ne faut pas nier que la collecte est mal assurée. Mais l'explication doit être trouvée dans les lieux et modes de collecte. La collecte en grandes surfaces n'est pas adaptée aux accumulateurs portables. Il faut vraisemblablement s'inspirer de la collecte des

batteries de démarrage et organiser les collectes en surfaces spécialisées dans le bricolage et dans les déchetteries.

Les professionnels proposent aujourd'hui un accord volontaire de l'ensemble de l'industrie des accumulateurs Ni-Cd (fabricants de batteries et d'appareils en incorporant) visant à collecter, sur l'ensemble du territoire européen, 75 % des accumulateurs se trouvant à l'état de déchets (hors stockage domestique) et à les recycler. Parallèlement, des opérations visant à réduire les quantités stockées ici et là seront lancées afin d'accroître encore le taux et à réduire le stockage domestique. Cette proposition doit être examinée.

L'association professionnelle mise d'abord sur une amélioration du taux de collecte grand public. Sur les 1050 tonnes mises sur le marché, la fraction pouvant être collectée est de 400 tonnes , le reste étant utilisé, conservé. Sur une hypothèse de taux de collecte effectif de 50%, le montant effectivement récupéré serait de 200 tonnes, soit 20 % des mises annuelles sur le marché. Un faible taux qui serait toutefois compensé par l'autre voie de collecte, liée à la «sortie du hoarding» : 17.000 tonnes de Ni-Cd (13 000 portables + 4 000 industriels) sont mises sur le marché, en Europe, mais le « hoarding » peut être évalué à 150.000 tonnes. Même si on interdit le cadmium, ces produits se retrouveront en déchets dans quelques années. S'il n'y pas d'installation adaptée, spécifique, ces 150.000 tonnes se retrouveront obligatoirement dans les ordures ménagères générales à plus ou moins court terme. Les installations industrielles actuelles sont sous-utilisées, mais elles seront utiles (une fois les accumulateurs portables rendus chez le recycleur) pour traiter ce gisement.

Interdiction et recyclage sont antinomiques mais l'interdiction ne garantit pas l'arrêt des déchets. Une politique de collecte et de recyclage dans le cadre d'un plan d'ensemble de gestion des déchets paraît, à bien des égards, préférable.

3. Les lampes : tubes fluorescents et lampes à décharge

a) Le mercure dans les lampes

Il existe deux types de lampes : les lampes à incandescence qui éclairent par l'échauffement d'un corps, en l'espèce un filament de tungstène et les lampes dites « à décharge » dans laquelle la lumière est produite par une décharge électrique dans un gaz, associé à quelques éléments chimiques, dont une petite partie de mercure. Les premières lampes -lampes traditionnelles ou lampes halogènes (procédé qui évite l'évaporation du métal par échauffement)

correspondent à la consommation courante (200 millions de lampes par an) tandis que les lampes à décharge sont pour l'essentiel destinées aux usages professionnels. Les lampes les plus courantes sont les tubes fluorescents utilisés principalement dans l'industrie (12 millions de tubes), les bureaux (10 millions de tubes), les hôpitaux (5 millions de tubes), l'éclairage d'hypermarchés (1,3 millions de tubes), les équipements publics (700.000 tubes par an à la RATP...), les écoles... En tout, 47 millions de tubes dont 95 % à usage professionnel. Il existe aussi des lampes à décharge destinées à l'éclairage public (routes, autoroutes, parking...), soit environ 4,7 millions de tubes, et le secteur émergent mais à forte croissance des lampes dites fluocompactes à usage mixte domestique ou professionnel (12 millions de lampes).

Les lampes à décharge ont des avantages considérables par rapport aux lampes traditionnelles : avantage de durée (durée de vie : de 1.000 à 10 000 heures pour une lampe à incandescence, 8.000 à 12.000 heures pour une lampe à décharge) : avantage d'éclairage (pour une même quantité d'énergie, une lampe à décharge éclaire cinq à six fois plus qu'une lampe à incandescence)... mais elles ont aussi un inconvénient lié à la présence de mercure.

L'importance du mercure dans les lampes à décharge n'a cessé de diminuer depuis vingt ans. En 1980, les tubes fluorescents contenaient environ 1 gramme de mercure. Cette part est tombée entre 3 et 20 mg dans les tubes actuels. Les dernières générations contiennent moins de 5 mg de mercure par tube.

On observera que si le mercure avait totalement disparu des foyers français (à l'exception de quelques tubes fluorescents souvent installés dans les parties annexes des logements -remises, garages...), il revient par la voie des lampes fluocompactes, marché en pleine expansion. Ces lampes contiennent de 3 à 5 mg de mercure.

Les lampes ne présentent aucun danger pour la santé compte tenu des teneurs en mercure et de la consommation limitée des foyers, mais les problèmes se posent lors de l'élimination.

b) L'élimination du mercure

Les 47 millions de tubes sont mis au rebut chaque année, ce qui représente 1.000 tonnes de lampes dont 2 à 3 tonnes de mercure. L'importance des rejets mercuriels diminue avec la réduction du poids unitaire de mercure dans chaque lampe, mais les tubes rejetés aujourd'hui sont des lampes plus anciennes qui contiennent par conséquent plus de mercure. Avec les nouvelles générations de tubes, les rejets mercuriels devraient être inférieurs à la tonne.

Jusqu'à ces dernières années, ces lampes étaient mises en décharge. Dans les meilleurs des cas, en décharges contrôlées de classe I, mais aussi dans la plupart des cas de décharges de classe II (avec les matériaux inertes) et de classe III (avec les déchets municipaux courants). Après bris des tubes, une fraction du mercure se volatilisait tandis que la plus grande partie se retrouvait dans les déchets, au risque d'entraîner des pollutions de nappes souterraines.

Cette situation se modifie lentement. Les lampes à décharge entrent désormais dans le champ de deux réglementations européennes complémentaires *(1)*. Il s'agit, d'une part, de la directive de 1991 sur les substances dangereuses, d'autre part, d'une proposition de directive sur les équipements électriques. Ces textes apportent deux changements importants. La filière de mise en décharge est désormais normalement totalement fermée.

Les déchets contenant du mercure sont classés en déchets dangereux, et ne peuvent être stockés dans les installations recevant d'autres catégories de déchets (ce qui exclut les décharges de classe 2 et 3 recevant les déchets inertes et les déchets ménagers et assimilés). Ils ne peuvent pas non plus être dirigés en décharge de classe 1 car les tubes ne peuvent satisfaire au test de lixiviation.

Par ailleurs, la réglementation impose une collecte de traitement séparé. Le retraitement des tubes ne pose aucun problème technique : le calcin des tubes est utilisé pour la fabrication de nouvelles enveloppes en verre ; le mercure, après affinage, peut être employé, dans de nouvelles lampes et les métaux (culot en aluminium par exemple) sont recyclés par les métallurgistes.

c) Les perspectives

Cette réglementation est encore très imparfaitement respectée. On estime qu'entre 5 % et 10 % des tubes usagés est collecté et retraité (cette proportion est de 80 % en Allemagne) ou plutôt dirigé vers un circuit de valorisation car il n'est pas certain que tous les tubes soient effectivement retraités.

Avec la méconnaissance de la réglementation, une certaine indifférence à l'égard des questions environnementales, l'absence de contrôles et de sanctions, le poids des habitudes, et le pari sur le report de l'échéance de 2002 (réservant la mise en décharge aux seuls déchets ultimes), la situation n'évolue que lentement.

---

(1) Directive 91/689 relative aux déchets dangereux dite directive ROMS - Destruction of hasardous substances - transposée en droit français par le décret 97-517 du 15 mai 1997 et proposition de directive relative aux équipements électriques et électroniques en fin de vie, dite directive WEEE - Warte electric electronic equipments.

Une amélioration est indispensable.

Deux voies sont possibles. La première est celle du marché, au travers le respect des normes de qualité. La norme ISO 14 000 est à l'environnement ce que la norme ISO 9 000 est au système qualité. D'ores et déjà, de grandes entreprises ne sous-traitent ou ne s'approvisionnent qu'auprès d'entreprises respectant les deux normes.

La seconde voie est d'ordre administratif et réglementaire. Une option maximaliste est en effet envisageable pour répondre aux carences de la profession qui ne parvient pas à s'organiser pour gérer ses déchets : l'interdiction d'usage du mercure.

Un rapide calcul permet de constater l'inanité d'un tel choix, qui serait aujourd'hui non seulement impossible à respecter mais aussi contre productif. Une lampe à décharge utilise pratiquement la même quantité d'énergie qu'une lampe à incandescence mais a une efficacité six fois plus importante. Pour obtenir le même éclairage que les 47 millions de tubes fluorescents, il faudrait donc six fois plus de lampes traditionnelles, soit six fois plus d'énergie consommée dans la mesure où celle-ci dérive des combustibles fossiles. Une consommation qui libérerait bien davantage de mercure que la tonne de mercure résiduelle dans les lampes à décharge.

Avec la technologie actuelle, la suppression du mercure dans les lampes aurait ainsi pour effet paradoxal ... d'augmenter les rejets mercuriels !

L'Office met en garde contre les visions trop simplistes. Une politique de gestion maîtrisée des déchets paraît à certains égards préférable à une politique d'élimination d'éléments traces dans les produits.

D. LES MÉTAUX LOURDS ET LES BOUES D'ÉPURATION

1. Présentation

a) Les boues de stations d'épuration

Les boues sont des sous produits des stations d'épuration dont est équipée la plupart des communes de France afin de traiter les eaux usées.

Les stations d'épuration récupèrent les eaux usées des habitants, qui proviennent des éviers et des installations sanitaires, les eaux pluviales, et les rejets d'activités artisanales, commerciales et industrielles. A la sortie de la station, on trouve de l'eau épurée et des résidus d'épuration, constituées notamment de boues, mélanges d'eau et de matières sèches dans des proportions variables *(1)*.

Dans ces matières sèches, on trouve des matières organiques qui présentent un intérêt agronomique, des microorganismes (virus, bactéries, prions, dyoxines), des métaux lourds., des micro polluants organiques persistants (polychlorophenyle - PCB - phtalates...) souvent liés aux incendies de forêts, à la combustion de carburants...

En France, la production est de l'ordre de 20 kg/habitant de matière sèche, soit 100 kg de boues pâteuses à 20 % de siccité. Toutes sources confondues, la production totale de boues urbaines est de 850.000 tonnes de matière sèche, et devrait passer à 1,3 million de tonnes d'ici 2005 du fait de l'application de la Directive européenne du 21 mai 1991 sur l'assainissement (la part de l'assainissement individuel qui concerne encore 20 à 30 % de la population française, devrait être ramenée à 10%).

A l'échelle européenne, les boues des stations représentent une production totale annuelle de 8 millions de tonnes de matière sèche (ce qui représente, sous la forme de boues à 20 % de siccité, une couche de 20 cm par an sur Paris...). La Directive 97/277 CEE renforce les exigences en termes de population raccordée et d'objectifs de traitement, ce qui va entraîner une augmentation des boues produites, de l'ordre de 40 % à 100 % dans les dix ans.

b) L'élimination des boues

Que faire de ces 8 millions de tonnes aujourd'hui, 11 à 16 millions de tonnes demain (en Europe) ?

Les trois principaux modes d'élimination des boues sont :

- la mise en décharge, dans 20 à 30 %.des cas. Cette voie sera bientôt totalement exclue, conformément à la loi du 13 juillet 1992 ;

- l'incinération, soit spécifique (il existe une quinzaine d'installations spécifiques d'incinération des boues), soit avec d'autres déchets. L'incinération représente 15 à 20 % du tonnage ;

---

(1) La siccité est la proportion de matière sèche dans une boue. Une boue est dite liquide lorsqu'elle contient moins de 10% de matière sèche (MS), pâteuse à 15 à 25 % de MS, solide à 35-50 % de MS et sèche à plus de 90 % de matière sèche

- l'épandage agricole, c'est-à-dire l'apport de boues sur des terres agricoles, soit 50 à 60 % du tonnage.

Il existe de très grandes différences en Europe. Certains pays préférant, par exemple, rejeter les boues... en mer. Cet exutoire a cependant été prohibé à compter de 1999 (Directive 97/277 CEE). Les modes d'élimination en Europe sont récapitulés dans le tableau page suivante.

c) Les métaux lourds dans les boues

L'importance des métaux lourds dans les boues dépend bien évidemment avant tout de l'importance des métaux lourds dans les eaux entrant en station, issues elles mêmes de quatre origines :

- les activités domestiques, issues des produits médicaux et de nettoyage, ainsi que des piles usagées,

- l'activité urbaine, avec la corrosion des conduites d'eau, le ruissellement des eaux de pluie sur les toits et les chaussées,

- l'activité commerciale ou artisanale (garages, cabinets dentaires, laboratoires...),

- l'activité industrielle.

L'importance des métaux lourds est surtout liée aux effectifs (taille de la population raccordée au réseau (assainissement), et au type d'activités. Les deux secteurs déterminants sont l'activité industrielle (notamment la chimie, la papeterie...) et l'activité artisanale qui, dans les grandes agglomérations, finissent par masquer l'influence de l'activité domestique.

Des rejets importants peuvent rendre nécessaires des mesures correctives auprès des industriels et artisans concernés.

Les éléments traces évoluent sous trois états physiques :

- l'état particulaire - matières solides décantables,

- l'état colloïdal - matières solides non décantables,

- l'état dissous. 45 à 70 % du plomb, du zinc, du cadmium, du chrome, se trouvent à l'état dissous dans les eaux usées, et sont par conséquent difficilement éliminables.

A l'issue du traitement des eaux, les éléments traces se retrouvent dans leur grande majorité (70 à 90 %) dans les boues produites, et pour la

partie restante, dans les eaux épurées. La rétention dans les boues dépend des métaux.

Tonnages et modes d'élimination des boues en Europe

Pays	Production		Répartition				
	Totale *(1)* (millions de tonnes)	Par habitant (kg/an) *(2)*	Epandage agricole	Décharge	Inciné-ration	Rejets mer/ rivières	Autres, compos-tage...
Belgique (W)	15	4,5	90 %	10 %	-	-	-
Belgique (F)	45	7,8	20 %	60 %	20 %	-	-
Danemark	200	37,7	67 %	13 %	20 %	-	-
Allemagne	2 700	32,9	40 %	48 %	11 %		1 %
Grèce	60	5,7	10 %	90 %	-	-	-
Espagne	703	17,9	46 %	25 %	5 %	24 %	-
France *(2)*	850	14,7	60 %	25 %	15 %	-	-
Irlande	43	11,9	12 %	42 %	-	36 %	10 %
Italie	800	14,1	18%	81%	1%		
Luxembourg	7,5	18,7	70 %	30 %	-	-	-
Pays-Bas	350	22,4	4 %	48 %	24 %		24 %
Autriche	200	24,7	22 %	32 %	33 %	-	13 %
Portugal	25	2,5	11 %	29 %	-	60 %	-
Finlande	150	29,4	31 %	38 %	-	-	31 %
Suède	240	27	35 %	35 %	-	10 %	20 %
Royaume-Uni	1 100	18,6	46 %	8 %	8 %	25 %	13 %
Moyenne pondérée Union européenne	8 000	-	30 %	52 %	9 %	8 %	1 %
États-Unis	8 000	-	55 %	19 %	17 %	-	9 %

Source : ADEME - Traitement OPECST

(1) Hors assainissement individuel
(2) Calcul purement indicatif, qui ne prend pas en compte la part de l'assainissement individuel. En France, la moyenne réelle est de 15,2 kg de MS par habitant.

Part de métal entrant fixé par les boues
(sélection)

Mercure	Plomb	Cuivre	Chrome	Cadmium	Zinc	Fer
92 %	**85 %**	**85 %**	**77 %**	**75 %**	**74 %**	**77 %**

Source : ADEME

Au total, les concentrations moyennes en éléments traces métalliques résiduaires domestiques françaises s'établissent comme suit :

Teneurs en éléments traces métalliques de boues (en mg/kg)

Eléments	Norme AFNOR limite	Norme AFNOR référence	Arrêté du 8/01/1998	Moyenne	Médiane	Décile supérieur
Cadmium	40	20	20	5,3	4,5	8
Chrome	2 000	1 000	1000	80	64	111
Cuivre	2 000	1 000	1 000	334	286	504
Mercure	20	10	10	2,7	2,1	6
Nickel	400	200	200	39	35	60
Plomb	1 600	800	800	133	107	223
Sélénium	200	100	100	7,4	3,2	19
Zinc	6 000	3 000	3 000	921	761	1 366

Source : ADEME

Norme AFNOR : NFO 44-041 (1985)

Les valeurs observées sont réparties en dix classes ou dix déciles. Le premier décile correspond aux valeurs les plus basses. Le dixième décile correspond aux valeurs les plus hautes.

2. Les difficultés d'épandage

Malgré les constats et analyses globalement rassurants, une certaine inquiétude demeure, illustrée par ce qu'on peut appeler la « technique du parapluie gigogne ».

a) Constats et conclusions « rassurantes »

Première conclusion : la nécessité de l'épandage est globalement admise. Pour l'ADEME, « *la volonté politique affichée dans la plupart des pays européens est la pérennisation de la filière de l'épandage* ».

Il n'y a pas d'opposition manifeste et organisée à l'encontre de l'épandage, même s'il existe des réticences et des obstacles locaux. Les groupes les plus impliqués ont des motivations diverses.

Il existe, d'une part, les agriculteurs, mais qui ne présentent pas un front uni. Certains sont tout à fait hostiles (Autriche, Danemark, Finlande), d'autres sont favorables, en raison de l'intérêt agronomique des boues et « *resteraient même prêts à payer pour en recevoir* » (Royaume-Uni, Portugal...). Entre ces deux extrêmes, toutes les situations sont possibles. Les agriculteurs, en France et en Allemagne, demandent de meilleures garanties. Les menaces de « la grève des boues » restent isolées.

Le second groupe est celui de la grande distribution et des industries agro-alimentaires qui mettent en avant « les attentes du consommateur » qui, en l'espèce, est plutôt muet. Il s'agit en vérité avant tout d'un choix de marketing, permettant de se positionner sur le « marché bio » ou équivalent. La Fédération nationale des industries agro-alimentaires a pris position en faveur de l'épandage sans exclure de prévoir des contraintes autres que celles imposées par la réglementation.

Le consommateur est, pour le moment, indifférent. Comme l'indique l'ADEME « *d'une manière générale, le grand public n'a pas pris part au débat sur l'épandage des boues. Cette faible mobilisation s'explique par la technicité des débats et le manque d'informations disponibles pour le grand public sur le sujet. Les associations de consommateurs ne se sont apparemment pas manifestées sur ces questions, sauf pour des cas très localisés liés en particulier aux nuisances olfactives* ».

Les consommateurs, comme d'autres associations, font d'ailleurs partie du « Comité national sur les boues d'épuration » -CNB- mis en place en février 1998, qui a rendu un avis favorable à l'épandage.

Deuxième conclusion : la qualité des boues s'est fortement améliorée depuis dix ans et des marges de progrès demeurent.

Les boues sortant des stations d'épuration en Europe et en France en particulier, respectent les valeurs définies au niveau réglementaire national ou communautaire et ont même des marges de sécurité importantes. En outre, quelques améliorations sont encore possibles , soit en développant la collecte séparée et le tri sélectif sur les produits sensibles (solvants, acides, peintures...), soit en définissant une politique de labels, correspondant aux différentes qualités de boues.

Le « débat boues » est un débat purement européen. Les boues aux États-Unis, par exemple, ayant des teneurs en métaux lourds et en autres contaminants, considérablement supérieures aux teneurs constatées en Europe :

Teneurs moyennes des boues de stations d'épuration en métaux lourds

(en mg/kg)

	Valeur limitée pour épandage (Union Européenne)	Teneur constatée dans les trois premiers pays (ordre décroissant)	France	États-Unis	Rapport entre les Etats Unis et le premier pays de l'U.E.
Cadmium	**20**	**Autriche : 3 ; Finlande : 2,9 ; Royaume-Uni : 3,2**	**2,5**	**26**	**8,6**
Chrome	**1 000**	**Espagne : 208 ; France : 134 ; Finlande : 102**	**134**	**432**	**2,1**
Cuivre	**1 000**	**Royaume-Uni : 473 ; Pays-Bas : 424 ; Suède : 394**	**371**	**712**	**1,5**
Mercure	**16**	**Royaume-Uni : 3,2 ; France : 2,3 : Autriche : 1,8**	**2,3**	**3,3**	**1,03**
Nickel	**300**	**Portugal : 66 ; Finlande : 54 ; Espagne : 46**	**45**	**167**	**2,5**
Plomb	**750**	**Royaume-Uni : 217 ; Espagne : 200 ; Portugal : 200**	**95**	**303**	**1,4**
Zinc	**2 500**	**Portugal : 1 555 ; Autriche : 1 320 ; Irlande : 1 150**	**789**	**1 526**	**0,98**

Source : ADEME - Situation du recyclage des boues d'épuration urbaine en Europe - 1999 - Annexe 4 - Traitement OPECST

Nota 1) Les « mauvais résultats » constatés dans ce tableau pour les pays du Nord, malgré leur vigilance sur les métaux lourds s'explique par les contraintes réglementaires de l'épandage qui sont tellement strictes que les stations d'épuration, sachant qu'elles ne pourront les respecter, ne traitent qu'imparfaitement les effluents.

2) Les « mauvais résultats » constatés dans ce tableau pour les États-Unis s'expliquent en partie par leur ancienneté (1987). Il y a dix ans d'écart entre les résultats américains et européens.

Troisième conclusion : bien maîtrisé, l'épandage des boues n'induit aucun impact connu sur les sols et les produits agricoles.

De très nombreuses études ont été menées pour mesurer l'incidence de l'épandage des boues sur les sols et les produits agricoles. Les analyses ne montrent pas de différence significative entre les parcelles ayant reçu des boues de station d'épuration et les parcelles sans boues.

D'autres études vont même plus loin, et montrent même une **diminution** des apports de certains métaux dans les plantes, notamment le cadmium ! Ce phénomène serait dû à deux facteurs. D'une part, l'apport des boues entraîne non seulement un apport de cadmium, mais aussi un apport de zinc : zinc et cadmium étant antagonistes, l'absorption de cadmium est ralentie. D'autre part, la plupart des analyses comparent un sol avec boues avec un sol « vierge » sans boues, alors qu'une comparaison plus pertinente consiste à comparer un sol avec boues et un sol amendé avec des engrais phosphates. On constate alors que les boues n'apportent pas plus de cadmium que les engrais, voire même dans certains cas, en apportent moins.

b) La technique du « parapluie gigogne »

L'épandage des boues fait intervenir plusieurs acteurs sur plusieurs niveaux, avec notamment deux étapes bien distinctes : l'établissement de normes par la réglementation et leur application sur le terrain. Chaque intervenant prend une marge de sécurité supplémentaire. On distingue cinq niveaux :

- Premier niveau : la réglementation européenne

Le cadre légal européen en matière d'épandage de boues est fixé par deux directives :

- La directive sur l'utilisation des boues en agriculture 86/278/CEE du 12 juin 1986, qui établit des valeurs limites en éléments traces métalliques (modifiée par la Directive du 2 décembre 1988) ;

- La directive sur le traitement des eaux usées urbaines 91/271/CEE qui établit des normes de traitement (normes à atteindre par étapes d'ici 2005) et interdit le rejet de boues en mer à compter du 1/1/1999.

En marge de la directive, une norme d'épandage a été établie en 1985 -norme AFNOR NF 44-041, qui fixe les valeurs limites par l'épandage et des valeurs références.

- Deuxième niveau : les réglementations nationales

Dans la plupart des pays, les boues sont soumises à des réglementations nationales plus strictes que la réglementation européenne. L'ADEME a établit une comparaison des différentes réglementations nationales qui permet de hiérarchiser les Etats membres selon la sévérité des seuils. Les Etats sont ainsi répartis en trois catégories :

- les pays à réglementation aussi stricte que la directive : Grèce, Italie, Espagne, Irlande, Royaume-Uni (jusqu'en 1999),

- les pays à réglementation plus stricte que la directive, avec des seuils de l'ordre de 50 % des seuils fixés par la directive : Autriche, Allemagne, Belgique, France,

- les pays à réglementation beaucoup plus stricte que la directive avec des seuils de l'ordre de 20 % des seuils fixés par la directive, ce qui revient de fait, à une quasi interdiction, les seuils étant presque impossibles à atteindre : Danemark, Finlande, Suède, Pays-Bas.

On observera, d'une part, que plus l'on se déplace vers le nord, et plus les seuils sont renforcés ; d'autre part, que ce débat est principalement, voire purement européen, les États-Unis et le Canada, par exemple, acceptant l'épandage avec des seuils plus simples que les seuils européens.

En France, les valeurs limites pour l'épandage des boues agricoles sont fixées par l'arrêté du 8 janvier 1998, pris en application du décret 97-1133 du 8 décembre 1997, relatif à l'épandage des boues. Cet arrêté reprend les valeurs références de la norme AFNOR 44-041.

- Troisième niveau : les restrictions des industries agro-alimentaires

Dans les années 90, les industries agro-alimentaires ont été amenées à prendre des précautions supplémentaires en fixant des teneurs limites en métaux lourds inférieures aux seuils réglementaires.

Ce durcissement a deux origines. Il y a, d'une part, une inquiétude diffuse -mais croissante- de l'opinion face aux crises sanitaires et environnementales touchant le monde agricole. D'autre part, certaines sociétés mettent en avant les contraintes des marchés d'exportation, certaines sociétés d'agro-alimentaire s'étant vues refuser des marchés européens parce que

quelques lots de conserves présentaient des traces de micro polluants organiques. L'épandage des boues étant une origine possible de contamination, il a donc été proposé d'encadrer les conditions d'épandage en fixant des seuils de contraintes particulières.

Le groupe agro-alimentaire Bonduelle a été le premier en 1996, à instaurer des restrictions à l'épandage des boues, sous forme d'une « charte » précisant que « *les nouvelles normes ont été établies en tenant compte des exigences des pays vers lesquels (la société) exporte et commercialise les légumes* ». D'autres sociétés et quelques centrales d'achat ont à leur tour édicté des restrictions (Mac Cain, Unord, Auchan , Carrefour...).

Les restrictions sont de trois ordres :

- La définition des teneurs en métaux lourds inférieures aux seuils réglementaires (ex : groupe Bonduelle)

Teneurs des boues en ETM (mg/kg de matière sèche)

Eléments	Valeur limite réglementaire 1996	Valeur limite réglementaire 1998	Seuil de la « charte Bonduelle » 1996	Coefficient de sécurité (par rapport à la norme 1998)
Cadmium	**40**	**20**	**3**	**6,6**
Mercure	**20**	**10**	**2**	**5**
Plomb	**1 600**	**800**	**100**	**8**
Nickel	**400**	**200**	**90**	**2,2**
Chrome	**2 000**	**1 000**	**150**	**6,6**
Cuivre	**2 000**	**1 000**	**860**	**1,25**
Zinc	**6 000**	**3 000**	**2 500**	**1,2**

Source : « Charte Bonduelle » - Traitement OPECST

- Des conditions d'utilisation plus restrictives (solutions adaptées par Bonduelle, Mac Cain...). Il peut s'agir :

- de définir des fréquences d'analyse plus rapide ou sur d'autres critères (une analyse pour 50 tonnes de matière sèche, une analyse annuelle par élément...),

- de définir des doses maximum d'apport à ne pas dépasser,

- de prévoir la vérification des données transmises par les agriculteurs,

- de demander que les analyses de boues soient effectuées par des groupes indépendants des sociétés exploitant les stations (clause du groupe Mac Cain...)

- de refuser des cultures sur des parcelles ayant reçu du verre ou du plastique...

- ***Des interdictions d'épandage***

Jusqu'à ces dernières années, aucun groupe agro-alimentaire n'avait interdit l'épandage des boues. Pour une raison très simple : les groupes produisent eux-mêmes des boues et ont eux aussi besoin de terres d'épandage... Cette situation serait sur le point de changer puisque certaines sociétés ont demandé à leurs fournisseurs ni épandage de boues, ni apport de compost d'ordures ménagères. Cette formule a été suivie par le groupe Unord (pommes de terre) et les centrales d'achat d'Auchan et de Carrefour (interdiction d'épandage sur les terres à blé par exemple). Il s'agit essentiellement d'une démarche marketing (blé sur terre sans boue, « blé de terroir », qualité Carrefour...), sans réel fondement scientifique puisque, comme on le verra, l'apport d'engrais peut entraîner davantage de métaux lourds que les boues... L'utilisation de cet argument à des fins commerciales, visant à afficher la « qualité » des terres a d'ailleurs été prohibé par la législation.

- Quatrième niveau : le commercial local : « l'agent de plaine »

L'industrie alimentaire cherche des fournisseurs et par l'intermédiaire de commerciaux sur le terrain dits « agents de plaine » chargés de contractualiser la fourniture de matières premières -blé, pomme de terre... Certains vont parfois au-delà des exigences de leur société, présentant des contrats aux agriculteurs avec « garantie de culture sur des terres sans boues » alors même que leur mandant ne l'impose pas.

- Cinquième niveau : l'agriculteur

L'exploitant exprime à son tour des réticences. Plusieurs arguments militent en ce sens : la pression des propriétaires fonciers, qui sont totalement évincés du choix de l'épandage, et qui craignent que l'apport de boues ne

pénalise la valeur des terres ; l'arbitrage entre les épandages : lorsqu'un choix devra être fait entre l'épandage des boues de stations et l'épandage des déjections agricoles, le choix ira assurément en faveur du second ; enfin, la crainte d'être (une nouvelle fois ?) accusés d'imprévoyances, et d'être mis en cause pour des pratiques sans certitude. Ainsi, comme le reconnaît l'un des experts auditionnés, « *les agriculteurs qui n'acceptaient pas des boues, n'en acceptent toujours pas, et ceux qui étaient plus ou moins satisfaits deviennent plus ou moins réticents* ». Certains agriculteurs commencent à se désister de plans d'épandage, entraînant des difficultés de tous ordres aux collectivités (financière, technique, recherche de parcelles, analyse des sols...).

Il ne faut pas nier que les industriels vont être confrontés de plus en plus souvent au refus d'épandage. Au cours d'une visite dans le Loiret, un représentant de la DRIRE évoquait le cas d'un exploitant fabricant de batteries : *« les boues répondaient parfaitement aux seuils d'épandage et même aux seuils supérieurs fixés par certains industriels de l'agro-alimentaire. Rien n'y a fait. Tous les arguments, y compris la nécessité, un jour ou l'autre, de rapporter de la matière organique qui s'épuise, ont été insuffisants. Il y a un blocage »*. La société s'est orientée vers le séchage et l'incinération dont les coûts sont très supérieurs. Le rapport entre le coût de l'épandage et le coût des autres filières (décharge ou incinération) étant de l'ordre de 1 à 1,6 ou 1 à 2,5 selon les capacités *(1)*.

3. Interrogations pour l'avenir

Compte tenu des teneurs exigées et des qualités obtenues, le risque sanitaire lié à l'épandage des boues est apparemment très faible et maîtrisable. Néanmoins, un certain nombre d'interrogations demeurent qui peuvent schématiquement être réparties en cinq volets :

- le contexte politique,
- les aspects économiques et financiers,
- la fiabilité de la filière,
- la fiabilité des contrôles,
- les questions scientifiques.

---

(1) Voir détails dans « les études des agences de l'eau » n° 7° - 1999.

a) Le contexte politique

La situation est relativement simple : le contexte politique est évidemment peu favorable à un débat technique sur les boues.

Au milieu des années 90, deux préoccupations motivaient les groupes agro-alimentaires. D'une part, le contexte culturel et l'inquiétude diffuse et l'opinion sur le risque environnemental, d'autre part, l'argument du marché (certains marchés d'exportation pouvant être perdus faute de contrôle suffisant). Ces deux arguments demeurent, mais le poids relatif de chacun a changé. Selon l'étude de synthèse réalisé par les agences de l'eau en 1999, *« les années 90 ont été marquées par une série de crises sanitaires et environnementales sans rapport direct avec l'élimination des boues, mais dont la médiatisation a engendré le développement d'un risque environnemental généralisé ».*

Les crises évoquées alors étaient celles de l'ESB (1996), de la dioxine (1998), des OGM (1998-1999). Deux autres crises majeures se sont ajoutées au tournant du siècle : la seconde crise de l'ESB (2000), l'épidémie de fièvre aphteuse (2001)...

Une accumulation spectaculaire, peu favorable aux initiatives sur l'épandage des boues de stations d'épuration.

b) Les aspects économiques et financiers

Les rejets de déchets organiques ne se limitent pas aux seules boues de stations d'épuration. Les déchets organiques ont trois origines : l'agriculture, l'industrie agro-alimentaire, l'industrie, les collectivités et les ménages. Les résidus organiques de l'agriculture sont très supérieurs aux deux autres. La législation oblige également à l'élaboration d'un plan d'épandage de matières qui, jusqu'à présent, échappaient largement à tout contrôle. C'est notamment le cas des matières de vidange (résidus de systèmes d'assainissement autonome). Les graisses organiques d'origine alimentaire (huiles de cuisson, matières grasses diluées...) ont également été peu considérées. Elles perturbent pourtant beaucoup l'épuration des eaux.

Au total, bien que l'étendue des surfaces d'épandage ne soit pas en cause et n'est pas aujourd'hui, une vraie contrainte, il existe ce qu'on pourrait appeler une « compétition entre effluents organiques ».

L'épandage agricole étant encore la solution économiquement plus intéressante, cette compétition a lieu pour savoir « qui occupera le terrain » au sens propre comme au sens figuré. Il est tout à fait normal que l'agriculteur, sollicité pour accueillir ces effluents ait un ordre de préférence, une hiérarchie qui consiste vraisemblablement à privilégier ses propres effluents (déjections

agricoles et rejets des industries agro-alimentaires) au détriment de rejets de stations.

- L'aspect financier doit aussi être considéré. Quelles que soient les contraintes d'études, de recherche, de contrôle..., l'épandage des boues restera une solution infiniment moins coûteuse que toutes les autres solutions : incinération, séchage ou mise en décharge. Une restriction apportée à l'épandage entraînerait une augmentation des coûts de traitement très importante. Cette question n'est toujours à peine qu'abordée. Des études plus approfondies paraissent nécessaires.

Un autre volet de l'aspect financier consiste à comparer les moyens considérables mis en œuvre pour éviter les diverses pollutions - par le bannissement d'un nombre croissant d'applications, le durcissement de normes...) et dans le même temps l'épandage de boues enrichies par ces mêmes substances...

c) La fiabilité des partenaires de la filière

Compte tenu de la sensibilité du dossier, un comportement déviant, un acte frauduleux peut faire effondrer la filière. Ce risque pose le problème de la fiabilité de tous les partenaires. Il faut bien évidemment que les gestionnaires des stations analysent les produits, que les services d'analyse soient parfaitement fiables, que les agriculteurs respectent les règles d'épandage sur des sols « actifs » (le colmatage des sols modifie sensiblement le transfert des métaux lourds vers les sols et les plantes, par exemple), et ne soient pas tentés ou séduits par des propositions de primes financières pour faciliter tel ou tel épandage hors norme... Le mercantilisme prend parfois le pas sur le respect des règles d'hygiène.

Or, dans la mesure où les boues de station d'épuration proviennent des eaux résiduaires urbaines, elles sont très vulnérables aux pollutions accidentelles ou frauduleuses. On sait bien que toutes les crises sanitaires partent de comportements déviants, certes limités, localisés, mais qui deviennent emblématiques et affectent la totalité d'une profession (tel est le cas de la crise de l'ESB car les farines contaminées ont bien été vendues par des exportateurs britanniques et achetés par des importateurs français...).

d) La fiabilité des contrôles

L'autre condition de la maîtrise des risques ees l'effectivité et l'efficacité des contrôles. Dans un passé récent, les épandages ont pu se dérouler sans entrave et à grande échelle parce qu'ils n'étaient pas contrôlés.

L'épandage de fientes de poulets est une bonne illustration de ce phénomène. Jusqu'en 1995, il existait un flux d'échanges très important de déchets entre la France et le Benelux portant sur les fientes de poulets, exportés par les éleveurs de volaille du Benelux et importés en France. La DRIRE de Picardie estime l'épandage à 84.000 tonnes de fientes, pour le seul département de la Somme, une masse considérable, quinze fois supérieure aux rejets d'une industrie agro-alimentaire normale. Une pratique courante jusqu'à ce qu'en 1995, à l'occasion d'une nouvelle demande d'épandage, les services constatent que les fientes de poulets -sans risque de métaux lourds- étaient mélangées à des boues industrielles... La demande avait alors été rejetée. Une nouvelle demande a été formulée en 2000. L'accord est subordonné à la preuve de l'innocuité des effluents par une analyse de qualité.

La confiance que les pouvoirs publics doivent mettre dans les différents partenaires de la filière doit être accompagnée de contrôles.

On peut définir des normes pour tous les polluants. Encore faut-il veiller à leur aspect. Il suffit de songer aux PCBs dans les huiles pour lesquelles il y avait bien une législation mais dont personne ne surveillait l'application... Le contrôle d'ailleurs ne doit pas se limiter aux concentrations mais il doit s'étendre aux quantités appliquées et à la fréquence des applications, ce qui rend les mesures de contrôle encore plus difficiles pour ne pas dire aléatoires. Cela suppose un effort partagé.

Il ne faut cependant pas nier qu'il s'agit de contraintes supplémentaires pour tous et que des retards ne sont pas à exclure. L'arrêté du 2 février 1998 avait prévu une « remise à zéro » des plans d'épandage industriels, au 1er janvier 2002. Cette échéance ne sera pas tenue.

L'utilisation de boues de stations d'épuration des eaux résiduaires urbaines n'est pas a priori incompatible avec une agriculture durable. Mais un tel choix suppose de mettre en place un système de contrôle infaillible.

Les crises récentes montrent qu'aucun contrôle n'est infaillible.

e) L'incertitude scientifique

« *On ne trouve que ce qu'on cherche... mais quand on cherche, on trouve* ». C'est par cette boutade que l'on peut comprendre comment l'incertitude scientifique peut affecter la pérennité de la filière de l'épandage des boues.

Aujourd'hui, les réglementations sur l'épandage fixent des teneurs limites en métaux lourds -ou plutôt en certains métaux lourds-, ainsi que des

contrôles physiosanitaires pour éviter les risques bactériologiques- ou plutôt les risques bactériologiques connus.

Mais il y a, évidemment, toujours une part d'inconnu. Le platine, par exemple, est exclu de la liste, et n'est donc pas contrôlé. Sans doute à raison, mais peut être à tort. Aujourd'hui, il n'y a pas de certitude. Le prion était totalement inconnu il y a vingt ans et présente des risques sans commune mesure avec les métaux lourds. Si demain, on découvre un nouveau mode de transmission, ou un nouveau composé organique en traces dans les boues, la filière sera arrêtée d'un seul coup.

Il ne s'agit pas de chercher un produit « pur » car le pur n'existe pas, mais d'appréhender les problèmes et d'anticiper l'avenir. La pérennité de la filière impose un gros travail de recherche, de contrôle, et de suivi. Pour pouvoir réaliser des bilans, des évaluations ex post, les chercheurs auront besoin de disposer des données d'aujourd'hui. L'archivage des échantillons paraît nécessaire.

TROISIÈME PARTIE : LES CONSÉQUENCES DES MÉTAUX LOURDS SUR LA SANTÉ HUMAINE

I. LA TOXICITÉ DES MÉTAUX LOURDS

A. LA TOXICITÉ DU MERCURE

1. Une toxicité parfaitement établie

La toxicité du mercure est établie depuis l'Antiquité.

D'où vient la toxicité du mercure ? Le mercure est un métal très réactif au milieu dans lequel il se trouve (température, composition chimique...). Il peut se lier dans l'organisme aux molécules constituant la cellule vivante (acides nucléiques, protéines...) modifiant leur structure ou inhibant leurs activités biologiques.

Le mercure est à l'origine de maladies professionnelles. Le mercure a longtemps été utilisé dans l'industrie du feutre *(1)* et a constitué un élément entrant dans la fabrication des piles, des thermomètres, des amorces de cartouches foraines... Ces activités ont généré des maladies professionnelles aisément identifiables. L'intoxication par le mercure s'appelle l'*hydrargie* ou *hydrargyrisme*, caractérisée par des lésions des centres nerveux se traduisant par des tremblements, des difficultés d'élocution, des troubles psychiques...

Une intoxication mortelle d'origine professionnelle a encore été rapportée en 1997. Elle concerne une chimiste américaine qui étudiait les interactions entre métaux lourds et processus biologiques. Au cours d'une manipulation, elle a laissé tomber quelques gouttes de diméthylmercure sur ses gants en latex. Le diméthylmercure a traversé le gant, atteint le flux sanguin à travers la peau. Trois mois plus tard, les premiers symptômes sont apparus (nausée, vomissements...) conduisant quelques semaines plus tard à la mort.

En dehors du milieu professionnel, le mercure est repéré comme un élément toxique, et plus particulièrement néphrotoxique, c'est-à-dire agissant sur les reins, et neurologique, c'est-à-dire agissant sur le système nerveux. Les

---

(1) Tous les ouvriers ne sortaient pas indemnes de cette activité, d'où l'expression familière « travailler du chapeau ».

symptômes sont des troubles mentaux plus ou moins graves, une salivation excessive (ptyalisme), des douleurs abdominales, des vomissements, de l'urémie (accumulation d'urée liée à une insuffisance de la fonction rénale).

Les troubles peuvent hélas être décuplés en cas d'intoxication grave comme ce fut le cas au Japon, il y a un demi-siècle.

La contamination par le mercure : l'exemple de Minamata

Dans les années 50, une épidémie mystérieuse se déclenche dans la baie de Minamata, au sud du Japon. Les troubles affectent plus particulièrement les familles de pêcheurs (malformation de nouveau-nés, dysfonctionnement du système nerveux) et les animaux domestiques (chats atteints de convulsions, se jetant dans la mer du haut des falaises), tous deux gros consommateurs de poissons.

Les analyses montrent qu'une usine de produits chimiques, fabriquant du plastique (PVC -chlorure de vinyle) utilise le mercure comme catalyseur, rejeté en mer après usage. Bien que le mercure le soit sous forme inorganique (oxyde de mercure), peu biodisponible et peu toxique, la condensation, la salinité et l'activité bactérienne des micro-organismes marins transforment le mercure en une forme organique (méthylmercure), très biodisponible et très toxique.

Des analyses de vase révèlent des concentrations de mercure dans les sédiments pouvant atteindre plus de deux grammes par kilo, en majorité sous forme organique et 0,15 gramme de méthymercure par kilo de poids sec dans les vases. Un phénomène de bioamplification (concentrations successives) a amplifié le risque, puisque les concentrations dans le poisson étaient 100 000 fois plus fortes que la concentration dans l'eau de mer.

Les concentrations maximales de mercure dans les coquillages et les poissons atteignent respectivement 179 mg/kg de poids sec (norme OMS 2,5 mg/kg de poids sec) et 23 mg/kg de poids frais (norme OMS 0,5 mg/kg de poids frais). Les concentrations de mercure dans les cheveux des malades peuvent monter jusqu'à 705 µg/kilo (pour une norme OMS de 10).

Les principaux symptômes et signes de la maladie dite de Minamata sont les suivants (en % des personnes malades):

Restriction du champ visuel	100 %
Trouble de la sensibilité	100 %
Ataxie (manque de coordination des gestes)	93 %
Altération de la parole	88 %

Altération de l'audition	85 %
Altération de la marche	82 %
Tremblement	76 %
Troubles mentaux légers	71 %

Les personnes avec une haute teneur en mercure dans le sang présentent également des anomalies chromosomiques.

Le lien entre l'épidémie et la présence de mercure étant établi, l'activité de la société a été arrêtée, la pêche a été interdite pendant plus de quarante ans, des opérations gigantesques de dragage ont été menées (pour retirer 1,5 million de m3 de sédiments). Les concentrations ont graduellement diminué. L'épidémie a causé au moins 48 morts, 158 invalides, incapables de subvenir seuls à leurs besoins, et 1 742 victimes.

2. Une toxicité qui n'est pas uniforme

a) Cette toxicité est cependant variable selon les formes chimiques du mercure.

- **le mercure sous forme liquide (Hg°)**. Cette forme est peu toxique car très peu absorbé par voie orale. L'ingestion de mercure quitte le corps en quasi-totalité (plus de 99 %) par les voies naturelles (selles, urine). Un directeur d'un centre antipoison à Vienne s'est personnellement soumis à l'expérience qui consistait à avaler 100 grammes de mercure métallique : le mercure va dans l'estomac, puis dans l'appendice. Le taux de mercure dans l'urine est monté jusqu'à 80 mg/litre après deux mois, puis est redescendu jusqu'à résorption totale.

- **le mercure métallique sous forme de vapeur (Hg°)**. Le mercure, en chauffant, se transforme en vapeur. Il n'est plus ingéré (dans l'estomac) mais inhalé, et va, par conséquent, dans les poumons et dans le sang. Le mercure est alors transporté dans les différentes parties du corps, notamment dans le cerveau, organe cible des intoxications par vapeurs mercurielles. Lorsque les vapeurs ont pour origine l'amalgame, une partie est avalée et solubilisée dans la salive, et absorbée par l'estomac.

- **le mercure sous forme ionisé** peut pénétrer dans le corps par voie orale (inhalation) ou cutanée. Ce qui explique que les racines des dents peuvent être chargées en mercure, après la pose d'un amalgame. Ces voies se concentrent notamment dans le foie et les reins.

- Le **mercure organique** a déjà été absorbé et assimilé par un organisme vivant et se retrouve dans les tissus carbonés de celui-ci. Il peut être à nouveau ingéré par un autre (exemple : mercure absorbé par les poissons et crustacés, concentré dans les parties digestives, elles-mêmes consommées par les humains). Cette forme est très toxique. Le drame de Minamata vient du fait que le mercure assimilé par la population autochtone était du méthylmercure, issu des poissons et coquillages.

b) Cette toxicité est renforcée par un phénomène de concentration qu'on appelle la **bioaccumulation** ou bioamplification. La bioaccumulation est le processus d'assimilation et de concentration des métaux lourds dans l'organisme. Le processus se déroule en deux temps : la bioaccumulation commence par l'individu (le mercure soluble est très peu éliminé et est assimilé par l'individu, animal, poisson...) et continue par une transmission entre individus, par « empilements » successifs (herbivore, piscivore,...). Les concentrations augmentent au fur et à mesure que l'on progresse dans la chaîne trophique. C'est ce qu'on appelle la bioamplification ou la biomagnification. Ce phénomène sera décrit plus précisément dans la suite du rapport (les aliments du milieu aquatique).

Ce phénomène de biomagnification représente le principal danger du méthylmercure, car à partir d'un milieu apparemment peu pollué, la concentration successive peut aboutir à des concentrations un million de fois supérieures à celle de départ, et devient donc, de ce fait, très toxique.

3. Quelles sont les voies d'intoxication ?

• Les deux voies principales de pénétration du mercure dans l'organisme sont l'inhalation et l'ingestion. L'absorption cutanée est beaucoup moins fréquente et ne survient qu'à la suite d'intoxications accidentelles (contact de la peau avec du mercure liquide) ou cosmétiques (savon à base de iodure de mercure utilisé en Afrique pour blanchir la peau)

> <u>L'inhalation</u> - Le mercure liquide se transforme en vapeur à température ambiante. La vapeur est inhalée et est très facilement absorbée. Certains dérivés organiques (le diméthylmercure) volatiles, pénètrent également dans l'organisme par inhalation.

L'ingestion - Hors absorption accidentelle ou expérimentale du mercure liquide, et hors absorption de composés ioniques, l'ingestion concerne essentiellement les formes organiques de mercure, absorbés par l'intermédiaire de la nourriture.

- En fonction de ses propriétés physico-chimiques, chaque forme chimique de mercure atteint des « cibles » biologiques préférentielles. Selon la forme chimique, le mercure va être dirigé vers certaines cellules ou parties de l'organisme. La spéciation influence directement la toxicité du mercure. Pour cette même raison, la sensibilité au mercure est également très différente selon les espèces biologiques.

Les composés inorganiques du mercure ont pour cibles principales le système nerveux central (quand le mercure est sous forme métallique Hg°), les reins (quand le mercure est sous forme ionisé Hg^{2+}) et, éventuellement, la peau. Pour les composés organiques, la neurotoxicité est prédominante.

Pour simplifier, on peut dire qu'on peut avaler sans risque une bille de mercure, mais il ne faut ni respirer une vapeur de mercure, ni ingérer un mercure déjà transformé sous une forme organique.

Ces différents éléments sont récapitulés dans le tableau ci-après :

Présentation synoptique des différentes formes et effets du mercure

	mercure inorganique			**mercure organique**
forme chimique	mercure sous forme liquide (noté Hg 0)	mercure sous forme gazeuse (vapeur) (noté Hg 0)	ions (atomes) de mercure (noté Hg 2+)	méthylmercure (sels halogènes)
mode de transmission	ingestion (rare), contact direct	inhalation	ingestion/peau	ingestion (via la nourriture)
organe concerné	estomac intestin ou peau (contact direct)	poumons sang ⇒ cerveau, rein	peau/sang foie, reins, cerveau	estomac/ cerveau
élimination	selles/urine	urine	urine	selles
intoxication	faible	diarrhée vomissements toux	inflammation salivation défaillance rénale	troubles sensoriels troubles nerveux

Source : synthèse OPECST

B. LA TOXICITÉ DU PLOMB

1. Les voies d'exposition

Le plomb *(1)* peut pénétrer dans l'organisme humain par trois voies :

- par inhalation de vapeur de plomb ou de poussières (oxyde de plomb)

- par ingestion, qu'il s'agisse du plomb d'abord inhalé et ingéré à la suite des processus d'épuration pulmonaire, ou du plomb ingéré directement avec les aliments ou avec les poussières se trouvant sur les mains ou les objets portés à la bouche notamment chez le jeune enfant.

- par voie cutanée, plus rarement

L'importance relative de ces différentes voies diffère selon qu'il s'agit d'un enfant ou d'un adulte. Un soudeur découpant au chalumeau des plaques métalliques respirera des fumées plombifères. L'inhalation sera donc une voie d'imprégnation importante pour les travailleurs. En revanche, un jeune enfant vivant dans un immeuble ancien, revêtu de peintures au plomb vétustes et dégradées, ingérera du plomb par l'intermédiaire des poussières et des écailles des vieilles peintures.

Chez le jeune enfant, le tube digestif est la principale voie d'entrée du plomb dans l'organisme. L'absorption des dérivés inorganiques du plomb est d'autant plus élevée que le composé considéré est plus hydrosoluble et que les particules ingérées sont de plus petites tailles. L'absorption digestive du plomb est augmentée par la vitamine D, les régimes riches en graisses ou carencés en calcium et en fer. Dans le cas particulier du foetus, le plomb, au travers de la barrière placentaire, passe de la mère à l'enfant. Le plomb passe également après la naissance à l'enfant au travers du lait maternel.

---

(1) La littérature est très abondante sur ce sujet. Nous avons procédé à de larges emprunts à la synthèse « Le plomb en question », CECAD Plomb, collectif pour l'étude du plomb. 1995

Le schéma ci-dessous présente les différentes voies d'exposition.

2. La distribution du plomb dans l'organisme humain

Le plomb absorbé par l'organisme par inhalation ou par ingestion est distribué par le sang à différents organes : le foie, les reins, la rate, la moelle osseuse et surtout les os. Le plomb sanguin ne représente que 1 à 2 % de la quantité totale de plomb présent dans l'organisme ; les tissus mous (reins, foie, rate...) en contiennent 5 à 10 % et plus de 90 % est fixée sur les os.

Le plomb est principalement (75 %) éliminé dans les urines. 15 à 20 % du plomb sont éliminés dans les fèces. Le plomb est également excrété dans la salive, dans la sueur, dans les ongles, dans les cheveux...

Le schéma ci dessous retrace le parcours du plomb dans l'organisme

3. Les principaux effets toxiques du plomb pour l'homme

a) Les effets chez l'adulte

Le saturnisme désigne l'ensemble des manifestations de l'intoxication par le plomb. Les coliques de plomb sont les effets toxiques les plus connus du métal mais ses principaux organes cibles sont : le système nerveux, les reins et le sang.

Effets sur le système nerveux : Le plomb est responsable d'atteintes neurologiques. En cas d'intoxications massives, l'effet neurotoxique du plomb peut se traduire par une encéphalopathie convulsivante pouvant aller jusqu'au décès. En cas d'intoxication moins sévère, on a observé des troubles neuro-comportementaux et une détérioration intellectuelle.

Effets sur la moelle osseuse et le sang : Le plomb bloque plusieurs enzymes nécessaires à la synthèse de l'hémoglobine. Ces effets sanguins aboutissent à une diminution du nombre des globules rouges et à une anémie.

Cancer : L'administration de fortes doses de plomb a induit des cancers du rein chez de petits rongeurs. En revanche, il n'a pas été mis en évidence de surmortalité par cancer dans les populations exposées au plomb.

L'intoxication aiguë est rare. L'intoxication habituelle est liée à une exposition chronique.

b) L'intoxication chez l'enfant

Le risque d'intoxication saturnique est plus élevé chez les jeunes enfants, plus particulièrement de 1 à 3 ans :

- l'absorption digestive des dérivés du plomb est plus importante que chez l'adulte : A exposition égale, l'organisme de l'enfant absorbe 50 % du plomb ingéré, tandis que la proportion chez l'adulte est seulement de 5 à 7 %,

- les effets toxiques, à imprégnation égale, en particulier sur le système nerveux central en développement, sont plus importants et plus sévères.

Le système nerveux central des enfants est particulièrement sensible à l'action toxique du plomb. Une encéphalopathie aiguë convulsivante apparaît généralement lorsque la plombémie est de l'ordre de 1.000 µg/l. Elle n'a jamais été observée lorsque la concentration sanguine de plomb est inférieure à 700 µg/l.

Chez les enfants dont la plombémie est comprise entre 500 et 700 µg/l, des troubles neurologiques moins sévères sont souvent observés : diminution de l'activité motrice, irritabilité, troubles du sommeil, modifications du comportement, stagnation du développement intellectuel. Une baisse du quotient intellectuel pouvant aller de 4 à 15 points !*(1)*

C. LA TOXICITÉ DU CADMIUM

Les divers composés du cadmium présentent des effets toxiques variables selon leur solubilité, et donc leur facilité d'assimilation par l'organisme. Ainsi, le chlorure de cadmium, soluble, apparaît plus toxique que le sulfure de cadmium très insoluble *(2).*

---

(1) Estimation de l'INSERM, surveillance de la population française vis à vis du risque saturnin, 1997

(2) Cette partie fait de larges emprunts à la synthèse « Le cadmium en question » - CECAD Cadmium - collectif pour l'étude du cadmium - 1998

Une exposition de courte durée à de fortes concentrations de poussières ou de fumées, de composés de cadmium est irritante pour les cellules des systèmes respiratoires et gastro-intestinaux.

La principale préoccupation vis-à-vis du cadmium correspond aux possibilités d'expositions prolongées et à de faibles doses. Les principales causes d'exposition au cadmium sont l'alimentation et le tabagisme. 12 milligrammes de cadmium sont ingérés annuellement en moyenne par nos concitoyens. L'essentiel du cadmium ingéré provient de végétaux à feuillage vert, salades, choux, épinards et dans une moindre mesure des céréales.

La principale voie d'élimination du cadmium est l'urine, mais cette élimination est très lente.

L'accumulation du cadmium s'effectuant principalement dans les reins, cet organe est considéré, de ce fait, comme un organe « cible ».

- Quel est le risque de **cancérogénicité** des sels de cadmium ?

Des résultats positifs ont été obtenus chez certains animaux (le rat, mais pas la souris et le hamster...). Des enquêtes épidémiologiques récentes ne confirment pas les observations qui ont pu être faites antérieurement montrant un excès de cancers de la prostate chez les travailleurs exposés aux composés de cadmium. En conséquence, les experts estiment maintenant que le cadmium ne doit pas être considéré comme un agent cancérogène pour la prostate.

Dans plusieurs enquêtes épidémiologiques en milieu professionnel, on relève des indications d'un possible excès de cancers du poumon. Toutefois ces enquêtes ne permettent pas de séparer les effets éventuels du cadmium de ceux d'autres facteurs appelés « facteurs de confusion », tels que le tabagisme, la pollution atmosphérique et l'exposition professionnelle à d'autres substances toxiques. Cependant, le Comité mis en place par la Commission des Communautés européennes a décidé de classer le sulfate et l'oxyde de cadmium comme cancérogènes « probables » par inhalation pour l'homme et le sulfure de cadmium comme cancérogène « possible » pour l'homme.

- La préoccupation essentielle concerne, pour le futur, les effets sur **le rein** d'une accumulation dans l'organisme du cadmium absorbé via les aliments et le tabac.

Les sels de cadmium, très peu volatils, sont présents dans l'air sous forme de très fines particules solides (fumées ou poussières). Lors d'expositions professionnelles, ces particules peuvent être inhalées et se déposer principalement dans les alvéoles pulmonaires. La taille de ces particules a donc une grande importance pour déterminer leur absorbabilité.

Parmi les expositions professionnelles aux sels de cadmium, on peut noter la métallurgie du zinc, la production de pigments et la fabrication d'accumulateurs, le décapage de peintures...

Des accidents peuvent cependant survenir lors de la production ou de la mise en œuvre du cadmium ou de ses composés :

- par voie digestive : l'absorption d'une faible quantité de ces substances est suivie de troubles gastro-intestinaux (nausées, vomissements, diarrhée). Ces troubles peuvent, dans les cas sévères, se compliquer d'une déshydratation grave de l'organisme ;

- par voie respiratoire : l'inhalation de fumées ou de poussières respirables (d'un diamètre inférieur à 5 microns) à des concentrations supérieures à 200 microgrammes par m3 et de façon plus ou moins prolongée peut provoquer rapidement un trouble pulmonaire grave.

Il ne semble pas y avoir de relation proportionnelle entre le niveau d'exposition par inhalation au cadmium et son absorption par l'organisme : celle-ci dépend essentiellement des dimensions et de la forme des particules de poussières.

D. LA RELATION DOSE RÉPONSE

Quelles sont les doses susceptibles de provoquer des troubles neurologiques chez l'adulte ? Il n'y a pas de réponse claire à cette question. La seule certitude est qu'on ne connaît, à ce jour, aucun rôle biologique utile à l'homme, pour aucun des trois métaux, et que, par conséquent, moins l'homme ingère ou absorbe des métaux lourds et mieux c'est... Ce qui ne signifie pas qu'il y a un risque s'il en ingère. A l'exception du plomb, qui est le métal qui a été le plus étudié, en raison des plombémies, il n'y a pas d'accord général sur les doses à risques. Les éléments qui suivent font la synthèse de sources éparses, et sont données sous toutes réserves, à titre d'information.

Plomb

L'individu a couramment 50 µg de plomb par gramme de créatinine dans l'urine et dans le sang.

Les premiers effets de la toxicité du plomb commenceraient à 100 µg de plomb par litre de sang chez l'enfant et 150 µg de plomb par litre de sang chez l'adulte.

La dose hebdomadaire tolérable a été fixée à 25 µg de plomb par kilo de poids corporel. Cette dose correspond à un apport alimentaire de 250 mg/jour et une plombémie de 10 µg/litre.

Cadmium

La concentration de cadmium dans l'urine est inférieure à 2 µg/gramme de créatinine. Le risque de toxicité rénale apparaît à partir de 4/5 µg/gramme.

La concentration normale de cadmium dans le sang est de 5 µg/litre. Cette valeur doit être surveillée.

La dose hebdomadaire tolérable est de 7 µg/kilo/semaine.

Mercure

La concentration normale de mercure dans l'urine est de 5 µg/gramme de créatinine, chez un sujet sans amalgame. Elle augmente de 1 µg/gramme par surface d'obturation traitée à l'amalgame. Les risques de toxicité apparaissent à 50 µg/gramme.

La concentration du mercure dans le sang est en général inférieure à 5 µg/litre. Les risques commenceraient à partir de 10 ou 20 µg/litre.

L'apport alimentaire journalier de 1 µg correspond à une variation de mercurémie de 1 µg/litre.

La dose hebdomadaire tolérable de 200 µg de méthylmercure (soit 0,5 µg/kilo/jour) comporte un facteur de sécurité de 10 par rapport à la dose susceptible d'induire l'apparition de risques de neurotoxicité chez 5 % des adultes (fixée à 5 µg/kilo/jour).

On observera que les indicateurs varient selon les métaux, rendant les appréciations particulièrement complexes.

II. L'ÉVALUATION DES RISQUES

A. LES VALEURS DE RÉFÉRENCE

1. Les indicateurs usuels

Il existe en général un consensus scientifique pour déterminer des valeurs de référence, qui correspondent à une relation entre la dose d'exposition et l'apparition probable d'un effet sanitaire chronique. Ces valeurs sont souvent déterminées au niveau international*(1)*, mais on notera également l'influence déterminante des quelques agences nationales américaines (ATSDR ou USEPA) ou danoises, dont les calculs servent aussi de référence aux scientifiques du reste du monde.

Ces valeurs de référence sont établies :

- soit sous forme de doses, journalières ou hebdomadaires (en microgrammes par jour et par kilo de poids corporel),

- soit par échantillon biologique. Il s'agit habituellement du sang, de l'urine, ou des cheveux selon les métaux. On mesure ainsi la concentration de plomb dans le sang, la concentration de mercure ou de cadmium dans l'urine, ou la concentration de mercure dans les cheveux. Les valeurs les plus courantes sont la dose journalière /hebdomadaire admissible ou tolérable, soit DJA ou DHT. On parle de « **dose admissible** » lorsque l'élément dosé est ajouté par l'homme à un produit additif alimentaire par exemple. On parle plutôt de « **dose tolérable** » lorsque l'élément dosé est dans le produit à la suite d'un contaminant, sans que l'homme soit intervenu. En général, les scientifiques calculent une dose journalière ou hebdomadaire « provisoire », sorte de réserve qui tient compte de l'état des connaissances du moment

- soit par type de produit (viandes, boissons, poissons...). Les valeurs de référence s'expriment par kilogramme de produit sec ou humide de produit, et par des « quantités maximales autorisées ». Les normes de potabilité des boissons s'expriment par des microgrammes par litre.

---

(1) Les principales sont l'Organisation Mondiale de la Santé- OMS- et le Joint Expert Committee on Food and Additives -JEFCA-, comité conjoint entre l'OMS et le FAO (Food and Alimentation Organisation).

2. Les modes d'évaluation

Ces valeurs de référence sont-elles indiscutables ? Ces valeurs sont en général le produit de deux facteurs :

- un seuil d'exposition déclenchant des effets critiques. Ce seuil est lui-même déterminé à partir d'études épidémiologiques chez l'homme (à l'occasion de crises régionales -Japon, Irak-, d'études des ouvriers exposés ou de populations consommatrices de poissons...) ou d'études expérimentales chez l'animal.

- un coefficient d'incertitude. Les seuils définis ci-dessus ont été constatés dans des situations critiques ou expérimentales, qui sont évidemment très éloignées des conditions de vie courantes de la population générale. Ces niveaux sont donc corrigés par une marge de sécurité. Ces facteurs d'incertitude sont introduits pour tenir compte des différentes de sensibilité entre les espèces (facteur 10 pour le passage de l'animal à l'homme) et entre les individus (facteur 10 entre le plus sensible et le moins sensible). Inévitablement cet exercice fait aussi appel à une part de jugement, source de débats et de controverses. Selon les études, le facteur d'incertitude est compris entre 1 et 1.000 (dans les cas d'extrapolation de l'animal à l'homme).

La plupart des valeurs limite d'ingestion ou d'exposition sont reconnues par la communauté scientifique internationale. Mais certains valeurs cruciales, parce qu'elles portent sur des formes d'intoxication graves, restent discutées. Ainsi, un même organisme peut réviser ses estimations à quelques années d'intervalle. Deux équipes de nationalités différentes, présentant toutes les garanties scientifiques, peuvent avoir des conclusions divergentes. Ces hésitations, même si les débats portent sur quelques millionièmes de gramme suscitent une certaine perplexité.

Ces difficultés sont parfaitement illustrées dans la détermination du niveau de mercure organique, acceptable par l'homme.

Quel est le niveau de mercure organique acceptable par l'homme ? Le méthylmercure est l'une des formes organiques de mercure, les plus toxiques pour l'homme. La principale voie de contamination est la consommation de poissons. 25 % de méthylmercure absorbé sont retenus par l'organisme et se distribue par le sang dans tous les organes, notamment dans le cerveau, principal organe cible, et chez la femme enceinte, dans le foetus. Les enfants nés de mères exposées au méthylmercure présentent des anomalies neurologiques.

Pour ces différentes raisons, les scientifiques portent une attention particulière au méthylmercure et définissent des doses journalières /hebdomadaires acceptables (doses totales ou exprimées en fonction du poids du consommateur ...). Certaines divergences apparaissent à ce stade.

La difficulté de l'établissement des valeurs limites d'exposition :

Le cas du méthylmercure

L'OMS préconise des valeurs établies en 1972 par le JECFA à partir d'études épidémiologiques des populations japonaises contaminées à Minamata. Ces doses ont été confirmées en 1989, assorties toutefois d'une mise en garde, sans évaluation chiffrée, pour les femmes enceintes ou allaitantes. La dose hebdomadaire tolérable provisoire -DHTP- est de 300 µg de mercure total, dont 200 µg de mercure organique (200 µg de mercure organique correspond à 200 grammes de poisson par semaine (1 repas) contenant 1 µg de mercure). Cette dose, fixée par semaine, correspond à une dose de 0,4 µg par kilo, par jour, pour un consommateur adulte de 70 kg.

- Deux récentes études viennent ébranler cette évaluation courante. Ces deux études épidémiologiques ont été menées aux îles Féroé (au nord du Danemark) et aux Seychelles auprès de deux populations grosses consommatrices de poisson, ce qui offrait l'avantage de partir d'une situation relativement banale et non d'une extrapolation d'une situation de crise (comme pour la norme initiale de l'OMS). La question, commune aux deux études était de déterminer si l'exposition des mères au méthylmercure (mesurée par les concentrations dans les cheveux) avait une incidence sur les enfants. Le problème est que ces deux études ont des conclusions radicalement différentes.

L'étude sur la population des iles Féroé a montré quelques dysfonctionnements de certains paramètres comportementaux (retards dans le domaine du langage, de l'attention, de la mémoire, légers troubles dans les fonctions motrices et vision spatiale) chez les enfants dont les mères présentaient une concentration moyenne de 5,6 µg/gramme de cheveux (avec des minima à 3 µg/gramme, ce qui s'approche des valeurs courantes en Europe).

L'étude sur la population des Seychelles n'a montré aucun effet, alors même que les concentrations moyennes de mercure chez les mères étaient supérieures (6,8 µg/gramme de cheveux en général, et 15,3 µg/gramme pour la partie de la population la plus exposée).

Des sources d'exposition non mercurielle pourraient expliquer les effets constatés aux îles Féroé, imputées, peut-être trop rapidement, au méthylmercure des mères.

L'étude Seychelles a été utilisée en 1999 par l'administration américaine (l'ATSDR) pour recalculer une dose de référence. Le calcul part de la plus haute dose non toxique dans les cheveux maternels, soit 15,3 µg/gramme, ce qui correspond à une dose 250 fois plus importante dans le sang -soit 0,061 µg/litre- ce qui peut être traduit par une dose journalière admissible de 1,3 µg/kilo de poids corporel.

Après application d'un coefficient de sécurité de 4,5, la valeur finale recommandée est 0,3 µg/kilo, soit 0,1 µg de moins que la norme actuelle de l'OMS. On observera, d'une part, qu'il s'agit de la troisième évaluation en 6 ans (L'ATSDR ayant calculé une dose maximale journalière de 1 µg/kilo/jour en 1994, 0,6 µg/kilo/jour en 1997, puis 0,3 µg/kilo/jour en 1999...), d'autre part, que ce seuil a été déterminé par un coefficient de sécurité inhabituel de 4,5. Pourquoi 4,5, alors qu'un coefficient de 4 aurait conduit à confirmer la norme de l'OMS ?

- D'autres organismes préconisent de réduire les seuils pour les femmes enceintes ou allaitantes et les jeunes enfants. Les autorités canadiennes ont divisé par deux la dose fixée par l'OMS (soit 0,2 µg/kilo/jour ou encore 100 µg par semaine). Une partie de l'administration américaine, l'EPA, équivalent américain du Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement, a proposé de diviser cette norme par cinq, soit 0,8 µg/kilo/jour...

L'Europe est encore à l'écart de ces polémiques. Le débat interne à l'Union porte pour le moment sur l'opportunité de distinguer deux seuils selon les types de poissons (1 µg pour les espèces carnivores et 0,5 µg pour les espèces non carnivores).

Ainsi, pour un seul indicateur, on ne compte pas moins de quatre évaluations différentes...

3. De la recommandation à la réglementation

a) Les difficultés de fixer une réglementation

La plupart des valeurs de référence (par produit, par indicateur biologique) sont des recommandations scientifiques, établies au niveau international (recommandation OMS - JECFA), au niveau communautaire ou au niveau national (CHSPF), mais ce sont les législations qui définissent des seuils qui seront effectivement contrôlés. Le débat passe donc du champ scientifique au champ politique.

Certains s'étonnent qu'il n'y a pas une stricte superposition. Beaucoup estiment que la valeur de référence établie par les scientifiques doit être universelle, et ne pas souffrir d'adaptation locale ou politique. En d'autres termes, pourquoi tolérer ici ce qui est interdit ailleurs ?

Le politique est évidemment mal à l'aise devant ces accusations, et est vite accusé de faiblesse ou de compromission pour défendre les intérêts professionnels ou locaux. Nous pensons que ces critiques sont excessives.

En premier lieu, il faut tout d'abord rappeler que les conclusions des experts, comme on l'a vu, sont beaucoup moins nettes que ce que l'on croit habituellement. Les scientifiques ont, entre eux, des désaccords et des débats qui ressemblent à certains égards aux débats politiques les plus traditionnels.

En second lieu, il ne paraît pas possible de faire totalement abstraction des conditions économiques du pays. Un scientifique est lui aussi le produit d'un contexte local et économique particulier. Il paraît par exemple tout à fait normal qu'un expert suédois ou finlandais fixe un seuil de contamination extrêmement bas sur des produits importés. Quand on ne produit pas, on veut naturellement le meilleur, et, en l'espèce, un produit sans aucun contaminant. La situation est évidemment différente pour un pays qui produit ou valorise ses ressources, et qui doit faire face à des contaminations naturelles incontournables, sauf à supprimer et renoncer à la production en question. Un Etat doit aussi faire avec son sol, son sous-sol et son passé.

Enfin, il faut rappeler que l'homme politique ne travaille pas en laboratoire. Il représente une société, vivante, avec ses cultures et ses contradictions. Les habitudes alimentaires sont l'une des expressions les plus profondes d'une culture. Comment d'un trait de plume, changer une habitude, en interdisant tel ou tel produit, consommé depuis des générations, sans problème apparent, pour la seule raison qu'il contient un ou deux milliardièmes de gramme de trop de tel composant ? La norme scientifique peut alors se heurter au réflexe d'une population locale qui peut se sentir menacée par un nouveau modèle de société uniformisée, standardisée, aseptisée.

b) Les principes appliqués (1): le principe de précaution

· Le principe de précaution a été récemment défini par deux universitaires dans un rapport qu'ils ont remis au Premier ministre : *« La précaution vise à limiter les risques hypothétiques ou potentiels, tandis que la prévention s'attache à contrôler les risques avérés. Précaution et prévention sont deux facettes de la prudence qui s'imposent dans toutes les situations susceptibles de créer des dommages. La précaution se distingue de la prévention du fait qu'elle opère en univers incertain (...). Le principe de*

précaution est tout le contraire de l'inaction. Au dicton « dans le doute, abstiens-toi », le principe de précaution substitue l'impératif « dans le doute, mets tout en œuvre pour agir au mieux » (1).

Agir au mieux, est, en l'espèce, lever au maximum l'incertitude « *qui ouvre la voie aux spéculations et aux fantasmes* » *(1).*

Agir au mieux est aussi prendre ses responsabilités. *« L'exercice de la précaution impose de nouveaux devoirs à un grand nombre d'acteurs sociaux (...). Les scientifiques auront à s'investir davantage dans l'expertise et le dialogue public, les producteurs devront améliorer la fiabilité du produit ;les journalistes se devront d'être particulièrement rigoureux, dans l'exactitude de l'information (...). Il est surtout à craindre que la tendance à la pénalisation alimente chez les décideurs une peur du procès (pénal ou politique) qui les amènerait à faire un usage excessif du principe de précaution pour fuir leurs responsabilités ».*

- Ces propos mettent en garde contre plusieurs dérives. On peut, par exemple, se baigner sans risque dans une eau dans laquelle les sédiments sont chargés en mercure, mais il ne faut pas manger de poissons.

La première dérive consiste à confondre évaluation du risque et danger. Le danger évoque le caractère potentiellement pathogène d'une substance. Le risque est lié à la probabilité de survenue d'un dommage créé par le potentiel dangereux de la substance. Or, autant une exposition librement consentie à un danger connu est acceptée, autant l'exposition insidieuse à un danger mal connu est considérée comme conduisant à un risque inacceptable. « *Risque potentiel* », « *danger mal connu* », autant de précautions d'usage que la société moderne refuse. Car l'opinion attend des certitudes, et à défaut de les avoir, s'en tient à l'interprétation extensive du principe de précaution, version moderne des peurs collectives.

La deuxième dérive est de confondre risque et perception du risque. Celle-ci est alimentée par l'activisme et amplifiée par les médias. Traditionnels et nouveaux. Internet est sur ce point une révolution mal maîtrisée. Mettre côte à côte un travail d'un scientifique qui a passé vingt ans à étudier un phénomène, et une opinion, même apparemment bien argumentée, est source de confusion. Un travail sur l'amalgame dentaire par exemple, refusé à l'Université -cas rarissime- mais largement diffusé sur Internet grâce à une large panoplie de mots-clefs, acquiert de ce fait un statut inégalé, quand à côté, des dizaines de travaux scientifiques restent dans l'ombre. Une telle attitude est très loin de l'éthique scientifique.

---

(1) Philippe KOURILSKY, Geneviève VINEY - « Le principe de précaution » - rapport au Premier ministre - 1999

Pour reprendre l'analyse du Professeur Maurice TUBIANA (dans un entretien des Echos du 20 octobre 2000) *« les medias accueillent complaisamment des myriades de nouveaux prophètes qui excitent les peurs et donnent du monde une vision apocalyptique (...) fondée sur une culture de haine et de soupçon (...). Les grandes dramaturgies sont mauvaises conseillères »*.

La troisième dérive est de confondre conviction et raisonnement. « *Il n'y a plus de raisonnement qui tienne, il n'y a plus que des convictions* » se plaignait un ancien ministre de la recherche.

Le principe de précaution ne doit pas se transformer en syndrome de précaution qui consiste à réagir à la seule perception du risque. « *Il arrive que la perception du risque par l'opinion soit décalée par rapport à sa véritable ampleur. Les politiques doivent alors s'attacher à gérer le risque et non sa perception, ce qui pourrait conduire à des mesures d'un coût social disproportionné* ».

c) Les principes appliqués (2) : le principe « ALARA »

Ces difficultés sont contournées par l'application du « concept ALARA » : « As Low As Reasonnably Achievable » : aussi bas que raisonnablement possible. Une démarche qui prend en compte le contexte local (il existe des zones qui sont naturellement contaminées) et le contexte économique (pour ne pas rayer d'un trait de plume et de nanogramme une profession qui vit d'une production qui doit être surveillée et non supprimée. Une démarche qui refuse l'objectif illusoire du « produit pur » et qui choisit le principe de proportionnalité entre la décision et l'objectif recherché. Un principe trop souvent mis en échec, un échec qui conduit à l'inefficacité et au gaspillage.

d) La réglementation européenne

Après sept ans de débats d'experts, le comité permanent de denrées alimentaires a adopté le 14 décembre 2000 la première proposition de directive européenne fixant des limites maximales de différents contaminants parmi lesquels les trois principaux métaux lourds.

On peut illustrer ces difficultés des négociations en prenant exemple sur les valeurs limites applicables aux poissons. L'une des questions portait sur l'opportunité de fixer un seuil de contamination au mercure distinct selon qu'il s'agissait de poissons herbivores ou de poissons carnivores (qui accumulent le mercure). Pour beaucoup de pays côtiers, un seuil trop bas signifiait l'arrêt des pêches. Une première liste établie en 1993 proposait un seuil spécifique moins rigoureux pour les seconds (soit 1 mg de mercure par

kilo de poisson au lieu de 0,5 mg/kg) pour 31 espèces de poissons. Après sept ans de négociations, la liste définitive a été arrêtée à 21 espèces. Un autre problème soulevé par l'Italie était de déterminer la teneur en cadmium de la sole, qui est un poisson très consommé par les bébés après sevrage. L'Italie demandait notamment qu'il ne soit pas fait d'exception pour ce poisson et que le seuil le plus bas leur soit appliqué (0,05 mg/kg de cadmium, contre 0,2mg/kg...). Un compromis a finalement été trouvé pour conserver la distinction entre deux seuils distincts mais en ramenant le seuil pour les soles à 0,1 mg/kg.

4. Les contrôles

La détermination de valeurs limites est accompagnée de contrôles. Ces contrôles sont prévus par des directives européennes *(1),* mais chaque Etat définit ensuite ses modalités. Le système français est complexe puisqu'il repose sur un partage des compétences entre trois services. Les services vétérinaires de la direction générale de l'agriculture contrôle les animaux sur les lieux de production : la direction générale de la concurrence, de la consommation, et de la répression des fraudes (DGCCRF) contrôle le végétal, au stade de la consommation ; les douanes et/ou les services vétérinaires, contrôlent les importations. En outre, l'agence française de sécurité sanitaire des aliments (AFSSA), bien que jamais nommée par aucun des trois autres acteurs, participe également aux contrôles en étant l'un des partenaires principaux de la Commission européenne et le relais de ses informations.

a) Le contrôle des productions

Le contrôle des productions est défini à trois niveaux. Il existe tout d'abord des plans de surveillance communautaire. Mais tous les produits ne sont pas concernés par ces plans, notamment les poissons de pêche. Ces contrôles sont donc complétés par des plans nationaux généraux, qui sont eux mêmes complétés par des contrôles ciblés sur certaines espèces ou certains sites.

Les progrès dans les techniques de contrôle ont été très importants au cours des dix dernières années, mais des améliorations restent possibles. Les recoupements avec les recherches de l'INSERM notamment, devraient permettre de mieux cibler les contrôles sur des espèces, des sites, ou des populations à risques (populations à proximité des côtes par exemple), à partir d'une connaissance fine de ce qui est réellement consommé.

---

(1) Voir notamment Directive 96/23/CEE du Conseil du 29 avril 1996 relative à la surveillance des animaux.

Les plans de surveillance (2000) de niveaux de contamination des animaux par les métaux lourds

Plans	Animaux	Nombre de prélèvements	Contrôles	Coûts
Plans européens	- bovins	1 772	muscles/foie/ plomb/cadmium	400 F
	- porcs	769	"	"
	- ovins	522	"	"
	- chevaux	300	"	"
	- poissons d'aquaculture	400	Mercure/plomb/ cadmium	1 000 F
	- volailles	400	Plomb/cadmium	400 F
	- gibier/lapin	180	Plomb/cadmium	400 F
	- lait	223	Plomb	
	- miel	150	Plomb/cadmium	400 F
Plans nationaux complémentaires	- œufs	300	Plomb/cadmium	400 F
	- poissons de mer	300	Mercure/plomb/ cadmium	1 000 F
	- poissons carnivores	300	Mercure/plomb/ cadmium	1 000 F
Plans ciblés	- thons		Mercure/plomb/ cadmium	1000 F

Source : DGAL, traitement OPECST

Ces contrôles, tels qu'ils sont aujourd'hui, forment une base indispensable à la connaissance du risque alimentaire. Ils sont néanmoins peu opérants car trop généraux ou trop dispersés. Il convient de compléter les plans de contrôle européens par des contrôles plus ciblés sur des sites à risques.

b) Le contrôle des importations

Les importations de produits alimentaires représentent 200 milliards de francs (30,5 milliards d'euros). Les trois quarts viennent de l'Union européenne. 33 millions de tonnes entrent chaque année par la Belgique, soit un camion toutes les trente secondes. Le contrôle est partagé entre les douanes (Ministère de l'économie, des finances et du budget) et les services vétérinaires (Ministère de l'agriculture). Les douanes contrôlent l'ensemble des importations (produits animaux et végétaux), en appliquant le code des douanes pour les animaux, et le code de la consommation par les produits végétaux. Le contrôle des animaux est partagé entre les douanes et les services vétérinaires. Pour les produits carnés, le contrôle a lieu au point d'entrée, essentiellement par les douanes ; pour les produits vivants, le contrôle a lieu en abattoirs, par les services vétérinaires. Ces derniers peuvent également réaliser des vérifications sur la qualité des services vétérinaires étrangers.

Ces contrôles sont facilités par « un système d'alerte » mis au point par l'Union européenne. L'agence française de sécurité sanitaire des aliments (AFSSA), ainsi que les services douaniers Etats membres sont informés en temps réel par la Commission. Celle-ci, saisie par un « Etat signal » établit une « fiche d'alerte » transmise dans les Etats membres. L'alerte permet d'établir des « contrôles renforcés », avec vérification et/ou analyses des produits et/ou points d'entrée obligés. Il y a environ 200 alertes ou informations par an toutes contaminations confondues, dont deux ou trois sérieuses (grippe du poulet, huile diesel mélangée avec de l'huile de palme, fièvre aphteuse...).

Un certain flou entoure les résultats des contrôles et la fréquence des alertes. Un flou qui entretient hélas une impression de dissimulation. Selon les douanes, il n'y aurait pas eu d'alerte récente relative aux métaux lourds, à l'exception d'une alerte sur les chevaux importés de Pologne en 1994-1995. « *L'attention est retenue par les autres contaminations...* ». Selon les informations communiquées par l'AFSSA, on compterait cependant une demi douzaine d'alertes liées aux métaux lourds dans les poissons et coquillages. Citons, pour l'année 2000, une alerte liée au mercure dans du requin congelé en provenance de Belise (3,3 mg/kg contre une limite maximum de 1 mg), une alerte au cadmium dans des couteaux en provenance du Chili (1,27 mg/kg contre une limite de 0,5 mg), une alerte visant de l'arsenic dans des algues en provenance du Japon.

L'hypothèse d'une contamination de fraises importées des pays de l'Est, évoquée au détour des auditions, n'a pas été confirmée. Force est de reconnaître que l'entreprise (confiturier) qui annoncerait un cas de pollution dans ses importations de fruits prendrait un risque médiatique considérable. On peut même penser qu'une information de ce type, même justifiée par un

souci de protection sanitaire, serait suicidaire pour l'entreprise. Aucun contrôle n'est fiable à 100 %.

Compte tenu de la grande hétérogénéité des modes opératoires et de la multiplicité des services opérant ces contrôles, un audit sur l'efficacité des contrôles des produits alimentaires importés paraît nécessaire.

5. De la norme à la connaissance des individus à risques

La toxicité du cadmium et du mercure chez l'homme est bien documentée, mais la compréhension des mécanismes moléculaires de toxicité et les voies cellulaires impliquées est encore mal comprise.

L'approche par la norme (fixer un seuil d'exposition, une limite de concentration...) correspond à une approche globale sur l'espèce, et à une situation historique donnée qui correspond à un état des connaissances biologiques et chimiques d'une époque. On peut dire en exagérant à peine que l'approche par la norme est une approche du XXème siècle.

Mais on sait que la norme a toujours un temps de retard par rapport à la connaissance. L'approche par les seuils est une approche pour l'espèce. Mais en vérité, il n'y a que l'approche individuelle qui intéresse l'homme.

Les développements de la connaissance en biologie, considérables ces derniers temps (écogénétique, pharmacologie...) conduisent à envisager à terme une nouvelle approche, individuelle, beaucoup plus ambitieuse et beaucoup plus performante.

a) La connaissance des gènes

Un individu compte environ 30.000 gènes. Le but est de connaître les gènes, trouver ceux qui sont sensibles aux métaux lourds. La bactérie la plus étudiée du monde, la bactérie e-col compte 4.300 gènes identifiés, mais on ne connaît la fonction que de 40 % d'entre eux. Il y a donc un premier travail de connaissance pour trouver les gènes. Une fois connus, il faut ensuite déterminer leur rôle, leur fonction, et leur sensibilité aux métaux lourds (à l'amalgame dentaire, par exemple).

La sensibilité d'une personne aux métaux lourds dépend pour une part de sa constitution génétique mais aussi de son environnement. Dans le cas de l'amalgame dentaire par exemple, un régime acide entraîne une diminution du

« pH »*(1)* qui va entraîner à son tour une augmentation de la mobilité du mercure.

La difficulté tient au nombre de gènes impliqués, à leur interaction, à l'effet « de cascade » entre les gènes, à l'incidence des composantes environnementales (les effets varient selon la durée d'exposition, la quantité, les organes exposés...)

b) Les « fenêtres de sensibilité »

Les études des dernières années ont clairement démontré que dans la vie humaine, il existait des « fenêtres de sensibilité » aux métaux lourds exposant davantage certains groupes de population. Les études effectuées sur le cadmium au Japon ou en Chine ont bien montré que les groupes à risques étaient constitué de femmes âgées, tandis que pour le méthylmercure et le plomb, c'est le foetus et le jeune enfant qui seraient les premiers à montrer des manifestations de toxicité en cas d'exposition excessive. Cette connaissance permet d'édicter des mesures simples de prévention.

c) Perspectives

Les recherches de laboratoires visent à identifier les gènes sensibles et/ou résistants aux métaux lourds. Certains sont communs à l'espèce, tandis que d'autres sont spécifiques à l'individu. Le but est de parvenir à terme, à déterminer les gènes qui nous rendent sensibles aux métaux lourds, et de parvenir à connaître ainsi sa « sensibilité » aux métaux lourds

Une fois la carte génétique d'un individu connue, et sa sensibilité aux métaux lourds déterminée, comment s'en servir ? L'individu peut tout d'abord l'utiliser pour parer les difficultés, adapter la pose d'amalgame dentaire, soit en limitant le nombre de dents traitées à l'amalgame, soit en donnant des spécifications d'alimentation, pour éviter d'accroître l'acidité (prohibition du citron, du coca-cola, du vinaigre...)

L'autre utilisation possible est collective, et soulève de nombreuses questions. Il n'y a pas de société sans risque, et l'exposition aux métaux lourds est l'un de ces risques. A partir de ce constat, deux voies sont ouvertes : réduire les pollutions ou développer des résistances (on développe même des plantes résistantes aux métaux lourds).

Une fois la carte génétique connue, quelle publicité lui donner ? Faut-il la communiquer aux médecins, aux assurances ?

---

(1) « pH » (Abréviation de potentiel d'hydrogène, indice exprimant l'activité d'un ion d'hydrogène dans une solution. Si le pH est inférieur à 7, la solution est dite acide. Si le pH est supérieur à 7, la solution est dite alcaline).

Les études sont lancées. Le rythme des progrès dépendra de l'argent qui l'accompagnera. Des arbitrages s'imposeront (gènes et métaux lourds, études neurologiques sur le vieillissement...).

Il est vraisemblable que la connaissance de l'incidence des métaux lourds sur les gènes humains sera satisfaisante dans moins de 10 ans. Un système opérationnel constitué à partir de ce tableau génétique individuel est concevable à l'échéance de 30-50 ans.

Des progrès considérables ont été faits dans la connaissance des gênes et sont encore prévisibles dans les prochaines années. A terme, l'établissement d'une carte génétique individuelle rendra obsolète l'approche par la norme, trop générale et souvent inadaptée aux cas particuliers. L'office ne peut que recommander de poursuivre ces travaux en ce sens mais suggère que les institutions entament une réflexion sur les dérives qui peuvent naître de la connaissance des gênes appliqués aux risques alimentaires.

III. L'EXPOSITION ALIMENTAIRE

A. PRÉSENTATION GÉNÉRALE

Les métaux lourds sont des éléments naturels. Ils se retrouvent dans l'air, l'eau, les sols, les sédiments, et par conséquent les plantes, les animaux et les poissons, tous éléments de l'alimentation humaine.

Le risque alimentaire combine deux éléments :

- le danger qui tient compte de la voie d'exposition, de la relation dose absorbée - effet sur l'homme, et d'une marge de sécurité,

- l'exposition, qui tient compte de la quantité de produit assimilé. L'exposition est très dépendante des habitudes alimentaires.

Le risque conduit à l'évaluation d'une dose journalière (hebdomadaire admissible / tolérable (DJA - DJT...). Certains groupes à risques sont plus volontiers sensibles à ces risques. Ces doses sont fixées le plus souvent au niveau international.

Si les métaux sont présents en traces, dans pratiquement toute alimentation, les risques sont évidemment variables selon les secteurs et selon les produits. On peut schématiser les sources d'exposition comme suit :

Principales sources de métaux lourds dans l'alimentation
(mode de contamination de l'élément)

Plomb	Cadmium	Méthylmercure
Fruits et légumes **(contamination aérienne)**	**Fruits et légumes** **(contamination aérienne et eaux polluées)**	**Poissons et crustacés** **(bioaccumulation)**
Boissons **(réseaux de distribution au plomb)**	**Boissons**	
Abats - Crustacés **(biocencentration)**	**Crustacés** **(bioconcentration)**	

L'alimentation reste la source majeure d'exposition aux métaux lourds (plus de 90 % pour le cadmium, chez les non fumeurs, 100 % pour le méthylmercure...). Les apports atmosphériques absorbés par inhalations peuvent être considérés comme négligeables sauf exposition particulière (exposition professionnelle, proximité site pollué, fumeurs...). *« La véritable question pour le consommateur est la quantité d'éléments traces métalliques dans son assiette bien plus que dans le sol (1) »*

Il convient donc de séparer les deux questions :

- la contamination des aliments,

- l'exposition alimentaire.

---

(1) Yves SCIAMA - La Recherche - Numéro spécial sur le risque alimentaire - n° 339 - février 2001

1. La contamination des aliments

On a vu dans la deuxième partie la très grande complexité des processus de transmission des métaux lourds des sols vers les plantes et les animaux. Un processus qui dépend du métal (faible transmission pour le plomb, transmission plus forte pour le cadmium), de la forme chimique du métal, qui détermine sa solubilité et sa capacité à être assimilé par un organisme vivant, du sol (surtout l'acidité qui accroît la transmission), de l'espèce animale (les poissons concentrent le mercure, les crustacés concentrent le cadmium), de l'espèce végétale (certaines plantes sont accumulatrices, d'autres ne le sont pas), et même des différences au sein de chaque espèce (douze variétés de blé accumulent différemment le cadmium, et la même variété accumule différemment selon les sols...).

Il s'agit donc d'un ensemble de variables extrêmement diverses empêchant toute conclusion simple, sauf peut être une : il n'y a pas d'alimentation sans métaux lourds. Toute recherche du « produit pur » est illusoire. D'ailleurs, un produit peut aussi être contaminé et être ingéré par l'homme sans risque : les métaux lourds se chargent dans l'enveloppe de blé, mais le pain est fait, en général, à partir de blé décortiqué, ce qui supprime le risque ; les contaminations d'origine atmosphérique peuvent être éliminés par lavages ...

Le tableau ci-après donne des indications sur les teneurs en métaux lourds des principaux produits alimentaires :

Teneurs des métaux lourds des principaux produits alimentaires

2. L'exposition alimentaire

a) Présentation générale

La seconde étape est d'évaluer la contamination effective pour le consommateur. Un repas moyen est d'un poids moyen de 570 grammes. Plus des deux tiers des repas sont compris entre 400 et 700 grammes. Tous les aliments contiennent des éléments en traces métalliques.

Le tableau page suivante récapitule les données d'une étude réalisée par la direction générale de la santé sur la teneur en métaux de l'alimentation. Ces calculs très complets ont été effectués prenant en compte les apports par repas, les variations selon le plat principal, l'apport des boissons...

L'exposition globale aux métaux lourds d'un consommateur moyen n'appelle pas d'observation. La probabilité d'atteindre la dose hebdomadaire tolérable semble très réduite. La dose ingérée moyenne se situant entre le tiers et la moitié de la dose recommandée, il existe incontestablement une marge de sécurité par rapport aux doses tolérables.

Sauf exceptions, liées à des types de consommation particuliers et localisés (exemple : moules + huîtres + thon + rognons + vin + tabac), les métaux lourds ne sont qu'une facteur très marginal de l'insécurité alimentaire. Un rapide bilan épidémiologique permet de recenser des sources beaucoup plus importantes : l'alcool évidemment (23.500 décès directement liés à l'alcool en 1995), les salmonelloses (aliments à risques : volailles, œufs ; 779 cas en 1999, les listérioses (aliments à risques : produits au lait cru ; 228 cas en 1997), les fièvres typhoïdes (aliments à risques : eau contaminée, charcuterie ; 109 cas en 1997), le syndrome hémolytique et urémique -SHU- (aliments à risques ; lait, viande hachée : 100 cas en 1997), le botulisme (aliments à risques : jambon, conserves artisanales ; 17 cas en 1997) et enfin le nouveau variant et la maladie de Creutzfeld Jacob (aliments à risques : abats de bovins).

Apport de métaux lourds par l'alimentation

en µg/kg ou µg/l

	Plomb	Cadmium	Mercure
Mesures :			
Moyenne par repas	**24**	**9**	**7**
Variation V.P.L.	**24-24-24**	**8,5-11-7,5**	**4-15-4**
Valeurs minimum-maximum	**1-270**	**1-251**	**1-278**
Apport journalier solide	**48**	**18**	**14**
Apport journalier liquide	**25-75**	**5**	**2**
Dose journalière ingérée	**73-123**	**23**	**16**
Dose hebdomadaire ingérée (DHI)	**511-861**	**161**	**116**
Seuils et recommandations			
Dose hebdomadaire tolérable (DHT)	**25 µg/kg**	**7µg/kg**	**5µg/kg**
Soit pour une personne de 60 kg	**1 500**	**420**	**300**
Equivalent par repas (d)	**107**	**30**	**21**
Seuil à surveiller (d/2)	**53,5**	**15**	**11**
Nombre de repas dépassant le seuil (calculés sur apports solides)	**12,2 %**	**11,6% dont 30% contiennent des produits de la mer**	**8,5% dont 85% contiennent du poisson**
DHI/DHT	**34 %/57 %**	**38 %**	**37 %**

V.P.L. : Repas à base de viande, poisson, ou légumes

Source : Etude sur la teneur en métaux lourds de l'alimentation - Direction générale de la Santé - DGAL-
Synthèse OPECST

L'exposition aux métaux lourds par la voie alimentaire est régulièrement suivie par le Ministère de la Santé. Deux enquêtes effectuées à quinze ans d'intervalle (1983 et 1998). Elles montrent une réduction notable de la présence des éléments traces dans l'alimentation liée à la réduction de sources d'émissions atmosphériques (plomb dans l'essence notamment) et la

mise en œuvre de bonne pratiques agricoles (épandage réglementé) et de fabrication.

Ces niveaux, récapitulés dans les tableaux ci-après, situent la France dans la moyenne haute des pays d'Europe. L'exposition au plomb en particulier reste supérieure à celle détectée en Europe (l'exposition au plomb à Cuba est dix fois supérieure à l'exposition en France). Pour le cadmium, l'exposition se situe dans la moyenne. Pour l'arsenic, l'exposition est inférieure à celle des pays gros consommateurs de poissons.

Teneurs en métaux lourds dans les repas (en µg par repas)

	Plomb	Cadmium	Arsenic
Par repas			
Moyenne	**15**	**7,5**	**52,8**
Médiane	**14,4**	**5,4**	**9,8**
Minimum - maximum	**8,4 - 37**	**2,6 - 32**	**4,2 - 959**
Exposition moyenne journalière			
AJM - Apport journalier moyen	**52**	**17**	**109***
DJT - Dose journalière tolérable	**216**	**60**	**3 000**
AJM/DJT	**24 %**	**28 %**	**4 %**

** dont 10 % d'arsenic inorganique, forme toxique de l'arsenic*
Source : DGAL : notre alimentation - n° 24 - janvier 2000

Exposition alimentaire moyenne aux métaux lourds
(en µg/personne /jour)
Comparaison internationale

	Plomb	Cadmium	Mercure
Cuba	**557**	**12**	
Japon	**85**	**29**	**160 à 280**
France	**52**	**17**	**109**
Pays-Bas	**47**	**23**	
Danemark	**27**	**17**	**118**

Royaume-Uni	**24**	**14**	**63**
États-Unis	**8**	**11**	

Source : Source : DGAL : notre alimentation - n° 24 - janvier 2000

Ce satisfecit général ne doit pas faire oublier quelques situations à surveiller. Environ 10 % des repas contiennent une teneur en plomb, cadmium et mercure « signe d'une contamination déjà significative » (d/2 dans le tableau). Encore ce chiffre n'est-il calculé que sur les apports solides, c'est-à-dire sans compter l'apport lié aux liquides. Ces calculs sont réalisés sur la base de consommations moyennes, sur des repas moyens de l'ordre de 570 grammes par repas. Mais 10 % des repas sont supérieurs à 850 grammes. Certains produits sont plus chargés en métaux lourds : rognons et moules pour le plomb, moules et huîtres pour le cadmium, poissons pour le mercure.

Enfin certains comportements ou habitudes entraînent des ingestions significatives de métaux lourds : le vin et, dans certaines conditions, l'eau de distribution publique sont les boissons les plus chargées en plomb. Un fumeur absorbe deux fois plus de cadmium qu'un non fumeur.

Il y a donc de nombreuses situations où la consommation répétée de denrées plus contaminées que la moyenne peut entraîner des apports en métaux lourds significatifs, voire préoccupants, au regard des recommandations internationales. La règle de base, pour éviter ce genre de situation, est d'avoir une alimentation variée. Certaines situations appellent cependant une vigilance et les études doivent désormais être orientées vers ces groupes cibles ou zones à risques.

Selon la DGAL *« l'exposition moyenne de la population est rassurante. Cependant, l'exposition de certaines populations liée à la consommation de produits particulièrement contaminés devra faire l'objet de recherches spécifiques plus approfondies. »* **L'Office partage cette analyse. Les études doivent désormais s'orienter vers des groupes ciblés et/ou des zones à risques. Ces études pourront conduire, le cas échéant, à formuler des recommandations visant le comportement alimentaire.**

b) L'exposition au mercure

Le Centre de Recherche pour l'Etude et l'Observation des Conditions de vie (CREDOC) a étudié la consommation théorique maximale de mercure à travers l'alimentation, à partir des données de consommation. Ces résultats conduisent à considérer qu'une partie de la population pourrait potentiellement être exposée aux risques mercuriels si les limites maximales étaient atteintes

pour tous les produits. La moyenne d'ingestion de mercure s'établirait à 267 µg par semaine et par personne contre une dose hebdomadaire tolérable fixée à 200. Les 5 % plus forts consommateurs potentiels de mercure (poissons, crustacés) consommeraient en théorie, si tous les produits étaient à leur dose maximale de consommation au moins 505 µg par semaine. Les tableaux de consommation et d'ingestion de mercure sont communiqués ci-après :

Consommation théorique maximale de mercure
en µg/semaine/personne
Ensemble de la population

B. LES ALIMENTS DU MILIEU AQUATIQUE

1. La bioaccumulation des métaux lourds

La bioaccumulation est le processus d'assimilation et de concentration des métaux lourds dans l'organisme. Le processus se déroule en trois temps :

- l'assimilation,

- la bioaccumulation par l'individu, ou bioconcentration,

- la bioaccumulation entre individus, ou bioamplification.

a) L'assimilation

Il existe deux voies principales d'exposition aux polluants : la voie externe, par contact (par l'air ou l'eau...) qui provoque un phénomène d'**adsorption** (la substance toxique reste à la surface), et la voie interne par assimilation ou **absorption**.

Toute absorption -a fortiori tout contact avec un polluant- n'est pas nécessairement dangereuse. D'une part, tout dépend évidemment des concentrations du polluant. D'autre part, il faut s'intéresser à la seule fraction soluble -biodisponible à 95 %- du métal ; l'autre fraction, insoluble, peu biodisponible étant éliminée par différentes voies : voie solide (fèces), voie liquide (urine), voie cutanée (sueur ...).

La partie soluble biodisponible, assimilable, se concentre dans certains organes. C'est ce qu'on appelle l'organotropisme. Cette « réceptivité » est due, soit à une fonction particulière (exemples : le foie, principal siège de la métabolisation c'est-à-dire de la transformation des matières, ou le rein, siège de l'excrétion), soit à la composition physicochimique de l'organe, favorisant le stockage du contaminant (exemple : calcium/plomb dans les os) ou permettant les accumulations (exemples : les organes riches en lipides accumuleront fortement les polluants organiques).

Il existe aussi des différences selon les métaux. Le cadmium se concentre presque exclusivement dans le tube digestif, le foie et les reins. Le plomb diffuse également dans la peau, les muscles, la colonne vertébrale. Le

mercure, dans sa forme organique, diffuse dans le système nerveux et le foetus.

b) La bioaccumulation par l'individu : La bioconcentration

La bioaccumulation concerne tous les métaux lourds en général, mais plus particulièrement le mercure, lorsqu'il est présent sous forme organique (méthylmercure) qui est sa forme la plus toxique pour l'homme.

Ce processus d'accumulation s'exprime par un ratio entre la concentration du composé étudié (plomb/mercure) dans le milieu (eau/sol) et la concentration dans l'organisme. Ce ratio porte le nom de « facteur de bioconcentration » - BCF.

Il existe d'importantes différences selon les espèces et les métaux. Les organismes vivants concentrent les métaux beaucoup plus que l'eau et l'air. Mais l'analyse des transferts met en évidence une hiérarchie entre les espèces, classées selon leur propension à concentrer les métaux lourds. Les fruits de mer, mollusques et crustacés, et dans une moindre mesure, certains poissons sont d'excellents « capteurs de polluants ». Tandis que le BCF dans les plantes varie de 0,01 à 1 pour le mercure (une plante concentre de 1 à 100 % de mercure contenu dans le sol), le BCF dans les poissons est de plusieurs milliers, voire de plusieurs dizaines de milliers pour les mollusques et les invertébrés *(1)*.

Les concentrations de cadmium et de plomb chez les poissons sont de deux à dix fois inférieures à celles des mollusques et crustacés mais concentrent beaucoup le mercure, notamment le méthylmercure. Certains métaux dans certaines espèces induisent des protéines -les métallothionéines- dont l'un des rôles est de « détoxifier » les métaux toxiques...

Le tableau ci-dessous donne une indication schématique de l'importance de la bioconcentration de quelques espèces marines.

---

(1) La valeur moyenne de BCF pour les moules est de 2.540 pour le mercure organique, 13.300 pour le mercure inorganique. La valeur moyenne de BCF pour les poissons est de 3.030 pour le mercure organique, 21.100 pour le mercure inorganique. Les valeurs de BCF pour les invertébrés peuvent aller jusqu'à 70.000 : la dose de mercure organique dans un vers de vase, par exemple, est 70.000 fois plus importante que la concentration dans l'eau. Source INERIS.

Capacités de bioconcentration de quelques espèces marines

métal espèces	**cadmium**	**plomb**	**mercure**
Plantes aquatiques	faible	faible	faible
Invertébrés	moyenne à forte	moyenne	moyenne à forte
- Vers	moyenne	moyenne	moyenne à forte
- Mollusques	moyenne	moyenne	moyenne à forte
- Crustacés	forte	moyenne	moyenne à très forte
(Moules)	forte	forte	moyenne
(Huîtres)	très forte	moyenne	faible
Poissons	faible	faible	moyenne à forte
- Hareng/sardine	faible	faible	faible
- Plie/sole	faible	faible	moyenne
- Bar/roussette	moyenne	moyenne	moyenne
- Espadon/thon	moyenne	moyenne	forte

Source : INERIS / AFSSA / CNRS - Synthèse OPECST

c) La bioaccumulation entre individus : la bioamplification

Les transferts de métaux entre individus suivent un processus classique (dits « transferts trophiques ») comparable à l'empilement des poupées gigognes. Le polluant, présent dans les algues et les microrganismes est ingéré par un herbivore, lui-même proie pour un carnivore, lui-même proie d'un supercarnivore, animal ou homme. En bout de chaîne, on se trouve donc avec un consommateur final ayant bioaccumulé les formes solubles des métaux.

Il peut arriver, pour certains prédateurs et certains métaux, que les concentrations augmentent au fur et à mesure que l'on progresse dans la

chaîne trophique. C'est le cas du plomb et surtout du mercure sous la forme méthylée. Le mercure s'accumule à chaque étape et se retrouve concentré en bout de chaîne alimentaire, notamment dans les gros poissons piscivores. On appelle ce phénomène la « bioamplification » ou la « biomagnification ».

2. Les métaux lourds et les poissons

a) Pourquoi s'intéresser aux poissons ?

L'intérêt pour les poissons est le résultat de l'analyse et de l'expérience. Trois raisons justifient une attention et une vigilance particulières.

• Les poissons sont des capteurs de polluants en général et de mercure en particulier.

Ils combinent un grand facteur de bioconcentration (le mercure concentré dans les poissons est de plusieurs milliers de fois supérieur au mercure dans l'eau), et, comme on vient de le voir, un grand facteur de bioaccumulation

Cette accumulation de mercure est générale, dans tous les milieux aquatiques, mer, rivière, étang. Les grosses espèces piscivores sont évidemment les plus sensibles -brochet, espadon et surtout le thon-, dont les deux caractéristiques - la richesse en lipides, qui favorise l'assimilation, et la taille, puisque le thon est le plus gros poisson carnassier- en font aussi le poisson le plus chargé en mercure.

• Le mercure assimilé est aussi le mercure le plus toxique pour l'homme puisqu'il s'agit du mercure organique, le méthylmercure.

La méthylation est favorisée dans certains milieux aquatiques par la réunion de plusieurs facteurs : un sédiment riche en mercure, une faible oxygénation et une faible hydraulicité, et la présence de matières organiques en décomposition.

Sous réserve que le sol soit riche en mercure, ces conditions sont réunies dans le cas des lacs de barrage qui peuvent être de « *véritables usines à production de méthylmercure* ». Les deux cas les plus connus sont la Guyane (voir dernière partie du rapport), et le Nuvatut, territoire Inuit du Canada. *« Les indiens Inuits ont vu leur imprégnation par le méthylmercure quadrupler en quelques années. Ce phénomène étant dû, d'une part, à leur*

alimentation préférentielle en poissons piscivores, d'autre part, à l'augmentation de la méthylation bactérienne du mercure présent dans les eaux des lacs, d'origine naturelle et artificielle, du fait de la mise en disponibilité du carbone organique de la végétation riveraine inondée lors de la mise en eau de barrage et la baie James ».

Les poissons sont la source principale de méthylmercure pour l'homme. 80 % du méthylmercure se trouvent dans les poissons, 10 % dans l'eau et 10 % dans les autres éléments.

• Enfin, les intoxications les plus importantes et les plus graves ont souvent été liées à la consommation de poisson. C'est en particulier le cas de Minamata, au Japon. La plupart des études épidémiologiques sur les effets du mercure sur la santé partent d'analyses de populations grosses consommatrices de poissons : Japon, pays Inuit (Canada), îles Féroé (Islande), Seychelles...

b) Résultats

Ces différents éléments expliquent que les autorités sanitaires suivent avec attention les concentrations en métaux lourds des poissons et établissent des limites maximales de consommation. En France, ces seuils sont aujourd'hui fixés comme indiqué dans le tableau ci dessous. (une proposition de directive adoptée fin décembre 2000 sera toutefois prochainement présentée au Conseil avec un barème plus restrictif).

Limite maximale de métaux lourds dans les poissons avant consommation (en mg/kg)

	Plomb	**Cadmium**	**Mercure**
Poissons courants	**0,2**	**0,05**	**0,5**
Exceptions*	**0,5**	**0,2**	**1**

** Nombre d'exceptions variable selon les métaux : entre trois espèces pour le cadmium, cinq espèces pour le plomb, 31 espèces pour lemercure.*

On observera que, contrairement à d'autres pays, l'Union européenne a adopté une limite différenciée selon les espèces, les grandes espèces carnivores bénéficiant de seuils moins stricts que les autres espèces. Les principales exceptions concernent le thon, la sole, le carrelet (plie), la raie, l'espadon... qui sont en général des poissons en bout de chaîne alimentaire et souvent des poissons gras. Des campagnes de mesures des poissons issus de pêches côtières françaises permettent de vérifier le respect de ces normes.

Niveau de contamination par le mercure
(sélection)

Poisson	Teneur en Hg (en mg/kg)	Teneur en Me Hg (en mg/kg)
Thon	**0,74**	**0,5**
Roussette	**0,65**	**0,58**
Congre	**0,38**	**0,33**
Bar	**0,27**	**0,21**
Maquereau	**0,11**	**0,09**
Sole	**0,08**	**0,07**
Carrelet	**0,07**	**0,05**
Sardine	**0,07**	**0,04**
Hareng	**0,04**	**0,04**

MeHg - méthylmercure
Source CSHPF/AFSSA

Un tableau rassurant, puisqu'aucune limite n'est approchée, mais pas exempt d'interrogations, comme en témoigne cet avis nuancé du CSHPF (Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France).

Avis sur le risque d'imprégnation mercurielle lié à la consommation de poisson

Section de l'alimentation et de la nutrition du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France - 7 juillet 1998

Sur la base des données pondérales de consommation individuelles relevées entre 1991 et 1995 en France métropolitaine d'une part, et des valeurs de contamination par le mercure- y compris sous forme méthylée, la plus toxique pour l'homme- chez 14 espèces de poissons issus de pêches côtières françaises d'autre part, l'apport alimentaire de mercure total et de méthylmercure lié à la consommation de poisson représente moins de 8 % de la dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) fixée par l'Organisation Mondiale de la Santé (300 µg de mercure total dont 200 µg sous forme méthylée) pour le consommateur moyen. Pour les forts consommateurs de poisson (3,5 fois la consommation moyenne), les quantités de mercure total et de méthylmercure ingérées représentent sensiblement le cinquième et le quart de la DHTP, respectivement.

Compte tenu de ces données et des connaissances toxicologiques actuelles, la consommation habituelle de poisson n'entraîne pas de risque significatif d'intoxication par le mercure pour la population générale.

Il apparaît toutefois nécessaire de rappeler que :

1) **l'auto-consommation qui découle notamment de la pêche sportive ou de loisir, dans des zones où la contamination des eaux est plus marquée, peut entraîner un accroissement significatif de l'apport de mercure total et méthylé,**

2) la consommation préférentielle des espèces fortement accumulatrices de mercure sous forme méthylée, visées par la Décision Communautaire 93/351/CEE du 19 mai 1993, pouvant entraîner un accroissement significatif de l'apport de mercure total et méthylé, le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France **recommande** :

- **de diversifier les espèces consommées**,
- de poursuivre la surveillance des niveaux de contamination des différentes espèces, en distinguant bien, en particulier, les différentes formes chimiques du mercure.

D'autres pays, alertés par des niveaux de contamination importants préconisent des limites de consommation de façon plus directe. Le Canada est certainement le pays le plus avancé dans la prévention de l'intoxication du mercure. L'Agence canadienne d'inspection des aliments -ACIA- conseille de *« limiter à un repas par semaine la consommation d'espadon, de requin ou de*

thon frais. Pour les jeunes enfants, les femmes en âge de procréer, la limite recommandée est d'un repas par mois ».

Une affiche est également placardée sur les principaux lieux de pêche de l'Ontario, recommandant les limites de consommation en fonction de la contamination des espèces et de la taille de la prise. Sur les vingt principaux lacs, on compte six cas d'interdiction de pêche lorsque la prise est supérieure à 55 cm. Un extrait de cette plaquette est présentée ci-après.

Extrait du tableau d'information sur les pêches en Ontario (Canada)

Il est très probable que des concentrations similaires se retrouvent dans certains sites en France et en Europe. Un simple panneau « interdit de pêcher » n'est nullement dissuasif dans la mesure où le pêcheur ne sait si cette interdiction repose sur la contamination des espèces ou sur des questions renvoyant au droit de propriété, auquel cas il peut être tenté de passer outre l'interdiction.

S'il s'avérait que des sites sont effectivement pollués, il conviendrait d'adapter la communication, par une information claire et complète.

c) Discussion critique

Les différentes mesures en France ne justifient aucune inquiétude. Le CSHPF a parfaitement rappelé que *« la consommation habituelle de poisson n'entraîne pas de risque significatif d'intoxication par le mercure par la population générale »*. Quelques zones d'ombre demeurent néanmoins. D'une part, la fixation de deux seuils distincts selon les poissons est souvent débattue. D'autre part, cette recommandation du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France visant à diversifier les espèces consommées est-elle suffisante ? L'absence de risques pour le consommateur moyen n'exclut pas un certain risque pour le consommateur régulier, qu'il est facile d'évaluer : la dose hebdomadaire tolérable de 200 µg signifie qu'il ne faut pas manger plus de 200 grammes par semaine (un repas) d'une espèce contenant 1 µg/g de mercure. Il est regrettable que ce message simple ne soit pas communiqué.

Ce rapide examen des normes (valeurs limites) et des résultats (valeurs constatées) conduit à penser que les normes en milieu marin sont fixées à un niveau relativement élevé qui tient compte des contraintes spécifiques des Etats qui ont des façades maritimes. Des normes plus basses interdiraient la pêche. Le concept d'ALARA joue ici pleinement. Les valeurs acceptées sur les poissons sont très largement supérieures aux valeurs acceptées sur le lait par exemple parce que dans le premier cas, il n'est pratiquement pas possible d'agir.

Si l'on devait vivre à 100 % de produits marins, les seuils devraient probablement être réduits. Les valeurs constatées soulignent la nécessité de contrôler les émissions en milieu marin, et de cibler les recherches sur certains groupes.

Inutile cependant de céder à une quelconque panique. Si les poissons sont bien des capteurs de métaux lourds et de mercure en particulier, si certains lieux de pêche en Méditerranée demandent une vigilance particulière, les poissons ont mille autres qualités nutritives qui en font toujours un aliment de choix (apport d'iode, faible teneur en matière grasse...).

3. Les métaux lourds et les coquillages

a) Problématique

Les fruits de mer sont une alimentation à surveiller pour trois raisons principales : d'une part, ce sont d'excellents capteurs de polluants, y compris les métaux, d'autre part, la concentration se fixe sur les organes d'assimilation tels que l'équivalent du foie et du rein, qui sont précisément ce que l'homme mange ; enfin, les Français détiennent le record mondial de la consommation de coquillages frais, en particulier d'huîtres (130 à 140.000 tonnes produits en France, soit 80 % de la production européenne, soit 2,3 kg par habitant).

Les fruits de mer accumulent surtout le cadmium et dans une moindre mesure le plomb, mais peu le mercure. Les capacités à concentrer les métaux lourds varient selon les espèces (avec, par ordre décroissant, les mollusques, les crustacés, les échinodermes -oursins-) et les métaux : la moule concentre deux fois plus de plomb que l'huître, l'huître concentre quatre fois plus de cadmium que la moule.

Compte tenu de ces caractéristiques, la plupart des pays ont adopté des réglementations visant à encadrer la production et la consommation de coquillages. En France, les dispositions réglementaires qui suivent une recommandation du CSHPF ont été prévues par l'arrêté du 2 juillet 1996 *(1)* qui précise dans son article 11 § b *« les coquillages (ne doivent pas) contenir de contaminant microbiologique ou chimique en quantités telles qu'ils puissent présenter un risque de toxicité pour le consommateur. La contamination moyenne, exprimée par kilo de chair humide du coquillage ne doit pas excéder 0,5 mg de mercure total, 2 mg de cadmium, 2 mg de plomb ».*

Les zones de production autorisées (classées en A, B, C) doivent respecter ces seuils. La fréquence minimale des prélèvements sous forme de contrôle des contaminants chimiques est d'une fois par an (une fois par mois pour les contaminants microbiologiques).

b) Résultats

Les principaux résultats sont donnés dans le tableau ci-après et le plan d'exposition au mercure, établis par le DGCCRF au vu des prélèvements opérés dans les bassins de production au stade de la consommation. Ces résultats sont parfaitement satisfaisants, puisque les valeurs constatées sont

---

(1) Arrêté du 2 juillet 1996 (JO du 19 juillet 1996) fixant les critères sanitaires auxquels doivent satisfaire les coquillages vivants destinés à la consommation humaine immédiate.

toutes très inférieures aux valeurs réglementaires, y compris dans les lieux de production les plus sensibles de la côte atlantique.

Teneur en métaux lourds des coquillages (µg/kg)

	Plomb				Cadmium				Mercure			
	H	**M**	**Mi**	**C**	**H**	**M**	**Mi**	**C**	**H**	**M**	**Mi**	**C**
Valeur limite	**2.000 µg/kg**				**2.000 µg/kg**				**500 µg/kg**			
Valeur moyenne constatée	**149**	**271**	**791**	**155**	**227**	**124**	**156**	**64**	**14**	**15**	**22**	**10**
Valeur maximum constatée	**455**	**420**	**1.155**	**170**	**650**	**195**	**195**	**85**	**27**	**25**	**35**	**13**

Source : DGCCRF - traitement OPECST

H = Huîtres, M = Moules, Mi = Moules importées, C = Coques

Contamination des huîtres et des moules du littoral français par le mercure - RNO (1978 - 1986)

Le cadmium dans les huîtres de l'estuaire de la Gironde

Cette zone traditionnelle d'ostréiculture a été très fortement perturbée dans les années 70 à la suite des mesures des polluants dans l'estuaire : le cuivre, le zinc, et surtout le cadmium. Cette contamination, aujourd'hui en diminution sensible, a pour origine les anciennes mines et anciens sites industriels situés à plus de 250 km en amont, dans le Lot notamment, à Vieille Montagne. Les extractions des métaux et les usines ont laissé des résidus, riches en éléments métalliques (les « stériles » d'extraction) qui sont entraînés dans les rivières et le système hydrologique qui alimentent le Lot, lui-même affluent de la Garonne, qui rejoint, après Bordeaux, l'estuaire de la Gironde.

Ces flux s'accélèrent lors des inondations, par le jeu de deux phénomènes : d'une part, le lessivage des sols entraîne les métaux dans les rivières ; d'autre part, les crues provoquent une mise en suspension des sédiments normalement déposés au fond des cours d'eau, et favorisent la mobilité des matériaux.

Le stock de cadmium dans le Lot, quoiqu'en diminution sensible, est estimé à 190 tonnes en 1991 (430 tonnes en 1986). Le flux annuel varie de 2,3 à 18 tonnes, selon les années.

En arrivant dans l'estuaire de la Gironde, le cadmium présent dans les sédiments sous forme de sulfure de cadmium, peu disponible, change de spéciation - de forme physico-chimique- sous l'effet de la salinité, ce qui le rend alors beaucoup plus mobile et biodisponible car la mobilité augmente avec la salinité.

La bioaccumulation dans les huîtres

L'huître est une espèce qui bioaccumule, c'est-à-dire absorbe et concentre très fortement la plupart des métaux. Les transferts des métaux à l'huître, comme pour tous les organismes marins, se font selon trois voies : l'eau, la nourriture, les sédiments.

Le cadmium dans l'huître se présente sous deux formes. Une moitié est soluble et peu disponible. Une moitié est soluble, et donc aisément biodisponible pour le prédateur, en l'occurrence l'homme mangeur d'huîtres.

Les concentrations de métaux varient selon les saisons (faibles en été, au moment de la maturité annuelle où les huîtres sont laiteuses, fortes en hiver quand elles sont le plus consommées).

Les concentrations de cadmium dans les huîtres testées dans l'estuaire peuvent atteindre 20 milligrammes de cadmium par kilo de poids sec soit dix fois la limite de comestibilité.

La plupart des sites dans l'estuaire ont été déclarés « zones interdites à l'ostréiculture ». Sur les 80 producteurs dans les années 60, seuls deux restent en activité, en zone de « captage », avec une production concentrée sur les essaims, transplantés dans d'autres zones d'élevage.

L'expérience de transplantation

Cette contamination est-elle inéluctable ? La réponse est catégori-quement non. D'une part, les flux de cadmium diminuent très sensiblement. D'autre part, les huîtres contaminées peuvent aisément être décontaminées par transplantation dans un site non pollué. La réciproque est vraie. Une huître saine transplantée en milieu pollué devient rapidement impropre à la consommation. Les différentes observations sont récapitulées ci-après :

L'expérience des transplantation d'huîtres
(valeur de cadmium en ng/grammes - produit frais)

Concentration maximale admissible 2.000

Concentration dans une huître en eau saine
et écarts maximum constatés ..... 200 ; (100 - 160)

Concentration dans une huître en eau polluée
et écarts maximum constatés ..... 2.900 ; (2.300 -3.700)

Durée de décontamination d'une huître polluée
après transplantation dans une eau saine ..... 3 mois

Durée de contamination d'une huître saine
après transplantation dans une eau polluée ..... 4 mois

Source : audition de M. J.C. AMIARD, Directeur de recherche au CNRS

c) Discussion critique

• Les résultats communiqués ci-dessus montrent que les teneurs dans les coquillages sont, dans la quasi totalité des cas, sensiblement inférieurs aux valeurs réglementaires. La crise ostréicole consécutive à la pollution de la Gironde est derrière nous. On observera toutefois que ces résultats sont incomplets : d'une part, le tableau des teneurs en métaux lourds a été établi à la suite des relevés sur les côtes normande et atlantique, et non sur la totalité des sites, notamment ceux de Méditerranée ; d'autre part, le plan d'exposition par site concerne le seul mercure, qui est le métal le moins bioconcentré par les coquillages. Ces résultats ne donnent donc qu'une image partielle -sans doute fiable mais incomplète- de la situation en France.

• Si les résultats d'ensemble sont parfaitement satisfaisants, on observera quelques espèces à surveiller. C'est notamment le cas des moules d'importation (les importations viennent principalement d'Espagne et de Hollande). Les résultats constatés restent cependant en-deçà du seuil réglementaire **actuel**. Il convient d'observer qu'en décembre 2000, le comité permanent des denrées alimentaires, constitué au sein de la Commission européenne, a d'adopté une proposition de directive sur les teneurs de denrées alimentaires diminuant de moitié la concentration en cadmium (de 2 à 1 mg/kg). Certes, l'objet des deux réglementations n'est pas strictement identique. Il existe un seuil pour la **consommation** de denrée, et un seuil pour la **production** des coquillages ; dans la pratique, les deux se superposent mais le fondement juridique est distinct. Il est vraisemblable que la modification de l'une entraîne à terme la modification de l'autre. Un nouveau seuil de 1 mg/kg entraînerait le retrait d'une partie des importations et un contrôle renforcé d'une partie de la production.

• Le constat actuel est donc parfaitement rassurant. Il n'en demeure pas moins qu'il existe certains points d'ombre d'autant plus dommageables qu'une meilleure transparence aurait suffi à lever les inquiétudes.

Il est par exemple regrettable que la profession ait refusé, il y a quelques années, de mener une enquête épidémiologique sur les effets du cadmium des coquillages sur la santé. La crainte de conclusions négatives a amené la profession à préférer le mutisme. Mais quelques années plus tard, la réglementation s'est durcie quand même... Une étude aurait permis de mieux argumenter le maintien des seuils actuels.

Il conviendrait de s'assurer que les contrôles annuels prévus par la réglementation soient effectifs et, malgré les réticences qui ont pu se manifester dans certaines zones, puissent se dérouler dans des conditions qui permettent une analyse sérieuse des contaminants.

Enfin, il est vraisemblable que des investigations complémentaires soient nécessaires en Méditerranée, notamment pour les produits de pêche locale**. Les produits de pêche locale n'entrent pas dans le champ d'application de contrôle des zones, mais peuvent être contrôlés au titre des contrôles de consommation**. L'autoconsommation découlant de la pêche locale de mollusques et crustacés en Méditerranée peut vraisemblablement augmenter de façon significative l'apport en métaux lourds.

Une attention particulière doit être portée à la pêche locale, notamment en Méditerranée.

IV. LES MÉTAUX LOURDS ET LES LIEUX DE VIE

A. APERÇU GÉNÉRAL

1. Surveillance générale de la population

En application de la directive du 21 mars 1977, l'INSERM a élaboré un programme de surveillance du risque saturnin. Deux campagnes ont été effectuées en 1979-1982 et 1995. Ces travaux ont été particulièrement riches en mettant parfaitement en évidence certains facteurs de risque, l'évolution dans le temps, et les disparités régionales. Des travaux comparables ont été conduits sur le cadmium et le mercure. Ces travaux seront prochainement publiés. Les informations sont moins complètes que pour le plomb puisque la population n'a été suivie que sur quelques régions seulement, mais les conclusions sont également très intéressantes et serviront sans nul doute à conduire de nouvelles recherches ciblées localement.

On observera que cette dernière enquête a été réalisée par prise de sang sur les appelés du contingent, et que la suppression du service militaire privera la France d'un outil extraordinaire et sans équivalent pour mesurer différents paramètres de la société française (illettrisme, santé, quotient intellectuel, et en l'espèce, imprégnation aux métaux lourds).

Les études épidémiologiques de la population française restent évidemment possibles mais avec des difficultés supplémentaires liées à la sélection et à la représentativité de l'échantillon analysé. La présente partie constitue une synthèse de ces différents travaux *(1)*.

a) L'exposition au plomb

Première conclusion : une diminution importante des plombémies dans les grandes villes

La diminution est de l'ordre de 50% entre 1982 et 1995. « Elle montre que les efforts en matière d'éradication du plomb ont enfin porté leurs fruits ». Il existe une relation directe entre le plomb utilisé et le plomb dans

---

(1) Cette présentation a été réalisée à partir des informations transmises par M. Guy HUEL, Directeur de recherches à l'INSERM.

l'atmosphère, et, par conséquent les plombémies au sein de la population : Cette diminution est particulièrement nette en milieu urbain.

Plombémie moyenne (en µg/l de sang)
dans quelques villes de France

Années	Paris		Lyon		Marseille	
	Moyenne générale	95° percentile	Moyenne générale	95° percentile	Moyenne générale	95° percentile
1982	**137**	**247**	**140**	**248**	**159**	**268**
1995	**68**	**134**	**94**	**211**	**68**	**146**
évolution	**-69**	**-113**	**-46**	**-37**	**-91**	**-122**

95° percentile : moyenne des 5% les plus exposés. Moyenne : moyenne géométrique abstraction faite des facteurs d'exposition particuliers (logement, tabac…)

Source : Inserm - synthèse des tableaux 2,3,4,8 - Traitement OPECST

Deuxième conclusion : des différences significatives entre régions

Concernant les plombémies, il existe des différences marquées entre régions. *« En métropole, une zone située au sud est du pays et constituée des départements de l'Ardèche, de la Loire, de la Haute Loire, et de la Lozère, semble se distinguer du reste du pays »*. C'est aussi le cas de certaines régions montagneuses. L'agressivité de l'eau et l'importance des logements anciens sont des facteurs importants favorisant la plombémie. La région Nord pas de Calais, souvent suspectée en raison de son passé industriel, ne présente pas une plombémie moyenne particulièrement élevée par rapport aux autre régions ; en revanche, la fraction de la population la plus touchée, présente des plombémies notablement supérieures. Ce qui signifie que la région est globalement dans une situation moyenne mais que certains sites sont aussi plus chargés que la moyenne. Les résultats les plus élevés et les plus préoccupants sont observés dans les départements et territoires d'outre mer (voir ci-après). Ces différences sont récapitulées dans le tableau ci-après.

Variation des plombémies par régions

(en µg/l)

Régions	Population générale		Enfants	
	moyenne	95°percentile	moyenne	95°percentile
Ile de France	46,1	93,9	39,9	77,3
Champagne-Ardennes	41,9	88,3	37,0	79,9
Picardie	42,0	88,0	36,2	73,7
Haute-Normandie	36,6	100,3	39,0	82,0
Centre	51,2	109,5	37,8	86,4
Basse Normandie	42,4	88,9	38,3	78,7
Bourgogne	48,5	100,5	43,1	96,4
Nord pas de Calais	45,1	115,6	38,3	81,8
Lorraine	37,9	78,7	43,9	84,0
Alsace	34,0	78,7	38,4	85,7
Franche-Comté	45,2	99,0	33,6	80,9
Pays de la Loire	46,4	93,9	26,9	60,1
Bretagne	39,6	87,6	32,0	70,5
Poitou-Charentes	49,1	98,0	37,4	89,7
Aquitaine	49,9	118,4	39,5	90,1
Midi Pyrénées	48,0	98,4	37,7	81,2
Limousin	45,9	113,7	35,7	92,2
Rhône Alpes	50,3	101,0	36,2	76,3
Auvergne	45,9	91,7	45,6	102,6
Languedoc Roussillon,	41,8	93,0	35,3	86,0
Provce Alpes Côte d'azur	45,5	101,7	33,4	70,8
Corse	37,9	95,1	31,2	45,6
DOM-TOM	56,9	121,9		

Source Inserm, surveillance de la population française vis a vis du risque saturnin, 1997, tableaux 20 et 28 - synthèse OPECST

b) L'exposition au cadmium et au mercure

L'INSERM a poursuivi ses recherches en analysant l'exposition au cadmium et au mercure. Cette analyse est partielle ne concerne pas toute la population. La contamination au cadmium et surtout au mercure est très différente de l'exposition au plomb et repose en grande partie sur l'alimentation.

Ces travaux ont conduit à plusieurs résultats d'importance majeure.

L'évolution de l'imprégnation

L'INSERM a suivi l'imprégnation des populations en 1982 et 1995. Les résultats sont très contrastés : **tandis que l'imprégnation au cadmium diminue sensiblement, on note une augmentation très significative de l'imprégnation au mercure**. Cette augmentation doit susciter l'attention des pouvoirs publics. Le risque mercuriel n'existe pas en France mais l'évolution doit être surveillée.

Evolution de l'imprégnation au mercure et au cadmium dans deux régions françaises (en µg/l)

	1982	1995	Evolution	1982	1995	Evolution
Lorraine						
Moyenne	**1,19**	**1,12**	**- 6%**	**1,07**	**1,70**	**+ 59%**
Médiane	**1,15**	**1,10**	**- 4%**	**1,11**	**1,50**	**+ 35%**
95° percentile	**6,27**	**1,99**	**- 68%**	**3,58**	**4,01**	**+ 12%**
Bretagne						
Moyenne	**1,15**	**1,70**	**+59%**	**1,41**	**2,46**	**+ 44%**
Médiane	**1,24**	**1,11**	**+ 35%**	**1,86**	**2,22**	**+ 19%**
95° percentile	**5,55**	**3,58**	**+ 12%**	**5,15**	**9,13**	**+ 77%**

Source Inserm, imprégnation au mercure et au cadmium de la population au sein des régions françaises 2001, traitement OPECST

Les différences régionales

L'hypothèse qui demandait à être vérifiée était de savoir s'il existe une différence entre l'imprégnation des populations continentales et des

populations côtières. Cette hypothèses se confirme. L'imprégnation au cadmium et surtout au mercure est plus élevée dans les régions côtières.

Imprégnation régionale des populations françaises au cadmium et au mercure. (en µg/l)

Régions	cadmium		mercure	
	moyenne	95° percentile	moyenne	95° percentile
Régions côtières				
Poitou Charentes	**0,36**	**1,49**	**1,75**	**3,98**
PACA	**0,51**	**1,86**	**4,70**	**13,82**
Bretagne	**0,32**	**1,30**	**3,70**	**12,82**
Moyenne régions côtières	**0,38**	**1,51**	**3,2**	**10,1**
Lorraine	**0,33**	**1,40**	**2,68**	**3,98**

Moyenne géométrique
Source INSERM, ibid. traitement OPECST

Certaines régions de métropole appellent une vigilance particulière. C'est notamment le cas de la région Provence Alpes côte d'azur. L'urbanisation massive de la côte et les retards pris dans le domaine de la gestion des déchets expliquent probablement ces expositions anormales aux métaux lourds. La pollution de la Méditerranée est une autre motif d'inquiétude*(1)*. Des études localisées sont nécessaires pour mesurer le risque.

c) La situation dans les DOM-TOM

La surveillance de la population française vis a vis du risque saturnin avait montré qu'un risque de surimprégnation apparaissait au sein des populations des DOM-TOM. Cette surimprégnation se confirme pour les autres métaux. Les populations des DOM-TOM ont des niveaux d'exposition notablement supérieurs aux niveaux constatés en métropole : entre + 15 % (mercure) et + 50 % (cadmium) pour la partie de la population la plus exposée.

---

(1) Pour donner un seul exemple, on retiendra que les déballastages en mer en Méditerranée représentent 600.000 tonnes de pétrole par an, soit l'équivalent de la pollution d'un Erika par semaine…

Imprégnation aux métaux lourds
Comparaison DOM-TOM métropole
(en µg/l)

	plomb		cadmium		mercure	
	moyenne	95°percentile	moyenne	95°percentile	moyenne	95°percentile
Métropole	**44**	**97**	**0,36**	**1,51**	**3**	**10,1**
DOM			**0,48**	**2,59**	**3,14**	**9,51**
TOM			**0,35**	**1,18**	**6,25**	**18,32**
DOM-TOM	**56,9**	**121,9**	**0,45**	**2,23**	**3,59**	**11,71**

Source : INSERM, ibidem ; synthèse et traitement OPECST

La situation moyenne n'appelle pas d'observation. Les niveaux atteints par les 5 % les plus exposés sont cependant préoccupants. Les seuils d'intoxication au mercure sont en général fixés à 10 ou 20 µg/litre. Ces niveaux sont frôlés, voire dépassés. Les situations sont hétérogènes. Ainsi, la surimprégnation des DOM par rapport à la métropole concerne le cadmium et non le mercure. La situation est inversée pour les TOM, mais il existe bien une surimprégnation des populations des DOM-TOM par rapport à la métropole. Cette caractéristique est particulièrement préoccupante car les facteurs habituels pour expliquer les expositions ne sont pas pertinents : l'activité industrielle est faible, l'environnement des îles n'est pas particulièrement pollué… L'hypothèse la plus vraisemblable est dans le traitement ou plutôt dans l'absence de traitement des déchets. Comme l'explique l'INSERM, ***« de nombreuses substances manufacturées entrent dans ces départements et territoires et constituent un potentiel de déchets notable, qui, en l'absence de traitement adéquat, se concentrent dans l'environnement et viennent en fin de chaîne imprégner la population résidente ».*** En d'autres termes, les produits industriels entrent mais ne sortent pas. Certains départements d'outre mer, par exemple, détiennent le plus fort taux d'équipement automobile. Les déchets sont accumulés dans les îles et évacués au mieux dans des décharges contrôlées, mais aussi, souvent « à l'ancienne ». La ferraille va en décharges non contrôlées, quand les épaves ne sont pas tout simplement abandonnées ; les batteries vont à la rivière ou en mer.

Cette situation est inadmissible. Les dérogations, fréquentes, en faveur des DOM TOM (l'abolition du plomb dans l'essence ne s'applique pas aux DOM TOM par exemple) doivent être limitées à leur plus strict minimum.

2.

a) Les facteurs comportementaux

Plusieurs facteurs ont apparemment un lien direct avec la plombémie : le sexe, l'âge, l'usage du tabac, l'ancienneté de la construction du logement, l'agressivité de l'eau. Ces résultats se présentent comme suit :

Plombémie et comportements individuels
(en µg/l)

	Oui		**Non**		**Différence**	
	Moyenne					

- Age

pour origine des modes de vie différents, des expositions professionnelles... Il existe aussi un doute sur le mécanisme de transfert. Ou bien le plomb est directement entraîné par l'alcool, le tabac... ou bien l'alcool, le tabac entraînent des modifications du nombre et du volume des hématies, de telle sorte que le plomb est plus vite assimilé.

b) La proximité de sites industriels pollués

Les effets des pollutions industrielles sur l'environnement proche sont aujourd'hui dans l'ensemble bien étudiés. Les résultats sont évidemment très variables selon les sites. L'étude des populations riveraines des sites polluants ou pollués est aujourd'hui relativement fréquente et maîtrisée. La plupart de ces enquêtes sont diligentées par les services de l'Etat (directions départementales de l'action sanitaire et sociale et /ou le réseau national de santé publique). La déconcentration conduit cependant à une hétérogénéité des méthodes et des analyses qui ne permettent pas d'établir des conclusions collectives. Les efforts de l'Etat ne peuvent être pleinement valorisés.

Sur le modèle de l'évaluation des risques, l'Office suggère la mise au point d'un protocole d'étude des effets des pollutions, applicable à l'ensemble des populations sur les sites à risques.

Malgré cette relative hétérogénéité, un certain nombre de points communs peuvent être dégagés.

- La distance par rapport à la source d'émission est un facteur très important d'exposition. Ce point évident a pu être chiffré. L'enquête menée sur le site de Bourg Fidèle par exemple a montré un écart dans les plombémies des enfants de 43 µg entre 300 et 800 mètres de distance par rapport à la source d'émission.

- L'âge est un autre paramètre important : le pic de contamination des enfants se situe, pour la plupart des sites , entre deux et quatre ans.

- La profession des parents joue un rôle majeur par l'apport de poussières sur les chaussures, les vêtements de travail...

- La contamination des végétaux de jardin est en général faible sauf cas de contamination par voie aérienne justifiant des interdictions de consommation.

L'une des comparaisons les plus pertinentes (mais hélas, pas systématique), consiste à comparer l'exposition de la population près du site par rapport au reste du département : les contaminations moyennes ne montrent que très peu d'écarts par rapport à la moyenne du département ; en revanche, les 5% les plus exposés à proximité des sites, présentent des niveaux

de contamination sensiblement plus élevés que les 5 % les plus exposés dans le départements.

Les personnes intéressées par tel ou tel site sont invitées à se rapprocher des DDASS.

c) Les effets des plombs de chasse chez l'homme

Il n'existe aucune étude sur les chasseurs de gibiers d'eau. L'ingestion de plomb localisé dans le gibier d'eau n'est pas rare chez les chasseurs locaux, habitués de longue date à cette chasse. A titre anecdotique, on peut relever qu'à l'occasion d'une appendicectomie (ablation de l'appendice) d'un chasseur de Camargue, les chirurgiens avaient constaté la présence de cinquante plombs de chasse dans cette partie de l'intestin.

Il existe en revanche des cas de saturnisme avéré chez les fabricants de cartouches (quelques cas en Tchécoslovaquie). La stérilité peut également être affectée. Il n'y a pas d'étude sur les intoxications des chasseurs de gibiers d'eau, mais il n'est pas improbable que le risque existe dans certains cas. De même, des plombémies élevées ont été relevées chez les amateurs de tirs, notamment lorsque les tirs se déroulent dans des stands couverts.

L'information en direction des chasseurs de gibier d'eau doit être améliorée.

d) Les aires de jeux et le risque toxique

Les bois extérieurs sont traités avec une large panoplie de produits (CCA, créosote, PCP). Comme on l'a vu, les produits de traitements posent des problèmes d'élimination (en dégageant des dioxines ou de l'arsenic) mais le risque de relargage des métalloïdes tels que l'arsenic est infime au moment de leur utilisation car la plupart des usages ne se prête pas aux manipulations (poteaux, traverses...). Le seul cas qui mérite une extrême vigilance est celui des parcs à jeux

Sur les 400 000 m^3 de bois traité au CCA -chrome cuivre arsenic-, 10 à 20 000 concernent les bois des aires de jeux. Les effets des produits de type CCA ont été étudiés avec attention *(1)*. L'enjeu était de déterminer quel est le risque encouru par les enfants jouant régulièrement dans les aires de jeux.... Une étude a été effectuée en deux temps.

---

(1) Voir notamment « Acceptabilité des produits du type CCA dans les enceintes d'aires collectives de jeux » - mémoire de l'association française pour la préservation du bois - AFPB 8 avril 1997

active. Ce calcul est fait par un test de délavage qui mesure l'extraction de

apparaître que :

émissions de sels d'arsenic ;

importantes. Les pertes sont trois fois moins importantes quand la durée de fixation est portée de 3 à 5

- les pertes maximum ont lieu au premier délavage. Les taux d'émission se réduisent avec les expositions successives.

faut auparavant observer que les aires de jeu ne peuvent être assimilées à des jouets. La fréquentation assidue ne commence pas avant 4-5 ans, et dure

bouche. Les enfants ne jouent jamais sous la pluie et rarement sur des bancs humides au moment où l'émission éventuelle de substances est la plus

Les hypothèses de calcul sont les suivantes :

2

- fréquentation régulière trois fois par semaine, 1 heures 15 à chaque fois, six mois par an, entre 4 et 10 ans

- surface d'échange : deux doigts en bouche, soit 5 cm , pendant 15

En partant de ces hypothèses, l'exposition d'un enfant serait de 0,3 à 0,6 µg d'arsenic par jour, soit 0,9 à 1,8

Ces chiffres sont 200 fois inférieurs aux doses journalières et hebdomadaires tolérables. Les experts en toxicologie qui sont intervenus dans

conséquent aucun risque pour la santé des enfants.

Dans tous les cas, des mesures simples permettraient de limiter au : utiliser uniquement des formules de

minimale de fixation ou une fixation accélérée...

Si les bois traités des parcs à jeux ne présentent pratiquement aucun risque d'intoxication pour les enfants, il pourrait être utile d'apporter un élément supplémentaire de garantie sous la forme d'un label de qualité, qui supposerait que certaines conditions techniques ont été respectées au stade de la production (notamment la durée du temps de fixation).

B. L'HABITAT

1. Le risque d'intoxication

Les recherches sur les intoxications au plomb dans les logements sont récentes. Jusqu'aux années 80, la société et le milieu médical ont été très peu sensibilisés au risque saturnique. Les risques d'intoxications sont en effet très peu spécifiques, peu identifiables, et les intoxications éventuelles relevaient de la seule médecine du travail. Les recherches ont démarré presque de façon fortuite, à Paris et en Ile de France au milieu des années 80 lorsque quelques médecins hospitaliers de l'hôpital Trousseau ont constaté plusieurs cas de saturnisme venant d'une même habitation du 11ème arrondissement. Les premières analyses ont porté sur l'eau, sans résultat. Une enquête auprès des familles a montré des permanences dans les comportements des enfants et a mené les médecins sur la piste des peintures. L'analyse chimique des écailles de peinture a confirmé la source de l'intoxication, liée à la présence de plomb dans les peintures cérusées d'immeubles anciens. Le décès de deux enfants par encéphalopathie aiguë à Paris en 1985 et en Seine Saint Denis en 1987, a confirmé le risque majeur et provoqué une campagne de dépistage de la direction régionale de l'action sanitaire et sociale d'Ile de France *(1)*.

a) La population à risques

La population à risques est définie par deux critères principaux. Il s'agit d'enfants de moins de 6 ans, ayant un comportement à risques avec les peintures, domiciliés dans un habitat dégradé construit avant 1948. Après analyse, il est apparu que l'apport hydrique, lié à la circulation de l'eau potable dans les canalisations en plomb n'était pas exclu, mais ne faisait que participer au « bruit de fond », à l'imprégnation générale de la population, au même titre que l'alimentation à l'air ambiant.

L'importance de ces différents facteurs a été calculée par l'INSERM.

---

(1) Cette partie a été réalisée en grande partie à partir des informations transmises par Mme Cécile Legout, ingénieur de la DRASS Ile de France.

Facteurs de variations de la plombémie des enfants (en µg par litre)

	Moyenne de plombémie	Moyenne des 5 % les plus exposés
Logement		
- enfant habitant un logement construit avant 1945	**42,6**	**94,5**
- enfant habitant un logement construit après 1945	**35,6**	**77,5**
- différence	**+ 7**	**+ 17**
Eau		
- enfant consommant de l'eau du robinet	**39**	**86,4**
- enfant consommant de l'eau minérale	**35**	**77,5**
- différence	**+4**	**+8,9**
PICA		
- Pas de comportement à risques	**41**	**102,5**
- Avec comportement à risques	**37**	**81,6**
-différence	**+4**	**+20,9**

Source : INSERM - Surveillance de la population française vis-à-vis du risque saturnin 1997 - tableau 25 - Traitement OPECST

Pourquoi les enfants sont-ils particulièrement touchés ? Parce que pendant les premières années de la vie, l'enfant porte spontanément les objets à la bouche (attitude dite aussi « réflexe Pica »); parce que 50 % de plomb ingéré par l'enfant passe par le sang (contre 10 % pour l'adulte) ; et parce que pour une même imprégnation, les effets toxiques sont plus importants chez l'enfant que chez l'adulte.

La source majeure d'intoxication s'est avérée être la peinture à céruse des immeubles construits avant 1948, qui subsiste sous les couches les plus récentes et réapparaissent soit sous forme d'écailles, par manque d'entretien ou d'humidité, soit sous forme de poussières très facilement absorbées par l'organisme. **Un enfant ingère 50mg/jour de poussières**, soit 2,5 fois plus qu'un adulte (à l'inverse, il ne consomme que 0,75 litre d'eau par jour, soit 2,5 fois moins qu'un adulte). Les peintures écaillées représentent une tentation pour les jeunes enfants qui grattent les revêtements muraux, arrachent les écailles et, souvent , les avalent. La présence de plomb dans les poussières résulte pour une part des retombées atmosphériques (source en diminution

depuis 1990) et surtout de la dégradation des vieilles peintures. Les poussières peuvent aussi être libérées lors de travaux.

La céruse est fabriquée à partir d'un dérivé de plomb (hydroxycarbonate de plomb), extrêmement soluble dans les sucs gastriques. Une écaille peut contenir 500 fois la dose hebdomadaire tolérable fixée à 25 µg de plomb par kg de poids corporel par le JEFCA.

b) Les lieux à risques

Les lieux à risques sont parfaitement identifiés. Il s'agit d'immeubles anciens, construits avant 1948 et surtout avant 1915, dégradés ou pas entretenus. Trois critères interviennent :

- la date de construction de l'immeuble,
- l'état général et l'entretien de l'immeuble qui détermine l'accessibilité du plomb, ou le risque d'être exposé au plomb,
- la fréquentation de logements à risques par des enfants en bas âge.

• ***La date de construction***

Le blanc de céruse a été utilisé massivement jusqu'en 1915. La réglementation s'est progressivement durcie jusqu'à son interdiction quasi-totale en 1948. Les étapes sont rappelées ci-après :

- 1913 - Un décret du 1er octobre 1913 interdit aux ouvriers de gratter et de poncer à sec les peintures au blanc de céruse. Ce texte n'a jamais été respecté. Pas plus hier qu'aujourd'hui.

- 1915 - Interdiction de l'emploi de la céruse par les ouvriers peintres en bâtiment. Cette mesure a entraîné un rapide déclin de l'usage de la céruse mais pas son arrêt puis que l'interdiction ne portait que sur les ouvriers et restait autorisée aux artisans. Néanmoins, le risque d'être exposé aujourd'hui au plomb accessible est quatre fois plus important pour des bâtiments construits avant 1915 que par un bâtiment construit entre 1915 et 1948.

- 1948 - Interdiction de la peinture à la céruse pour l'ensemble des professionnels, y compris les artisans et chefs d'entreprise.

- 1993 - (arrêté du 1er février 1993) - Interdiction de la peinture à la céruse aux non professionnels (propriétaires, locataires).

· ***L'accessibilité au plomb***

Un immeuble mal entretenu, dégradé est en général le signe d'un

poussières.

Il faut cependant se garder de toute assimilation abusive. Il n'y a pas

immeuble peut être dégradé, mais propre et lavé. La peinture n'est pas, à elle seule, un facteur d'intoxication. De même peinture au plomb et accessibilité au

recouverte d'autres peintures, et dans des lieux peu accessibles et présentant peu de risques de contact (peintures dans les parties communes, dans les escaliers, les sous-sols...) ne pose pas de problème. Les problèmes surviennent, éventuellement, en cas de dégradation du revêtement. Mais il est important de rappeler que la peinture au plomb ne suffit pas à déterminer le risque.

A l'inverse, les travaux de bricolage sur un logement d'avant 1948 (ponçage des peintures, abattement d'une cloison) peut conduire à l'intoxication de jeunes enfants si aucune précaution n'est prise. Une étude dans les Yvelines a montré que les travaux de bricolage sont responsables d'une intoxication sur quatre, soit autant que l'insalubrité.

Combien de logements sont-ils susceptibles de présenter des risques ? Un important travail a été réalisé par la Direction régionale de l'action sanitaire et sociale -DRASS- d'Ile de France à l'occasion de la préparation du contrat des plans Etats Régions 2000-2004, qui permet d'avoir une idée assez précise de la situation.

Le calcul a été fait en trois étapes : un recensement des immeubles anciens (IA) ; la probabilité qu'ils contiennent du plomb, permettant d'évaluer les immeubles chargés en plomb (ICP) ; enfin la probabilité que ce plomb soit accessible et présente un risque, conduisant à déterminer les immeubles chargés au plomb accessible (ICPA) *(1)*.

Ces différents calculs résumés page suivante conduisent à estimer le **parc de logements anciens riches en plomb accessible en Ile de France entre 300.000 et 400.000 logements.**

---

(1) Les probabilités sont calculées à partir d'enquêtes sur les immeubles anciens. Le plomb est considéré comme accessible et donc présentant un risque lorsque les poussières contiennent plus de 1 mg de plomb par m2, et/ou lorsqu'une écaille contient plus de 10 mg de plomb par gramme.

Ce dernier indicateur ne donne toutefois qu'une idée imparfaite du Certes, il est difficile d'évaluer cette proportion mais certains logements à par des enfants. Ce facteur n'est que rarement pris en compte. Votre (ICPA).

	Parc	% logements riches en	Parc de logements plomb* (ICP)	d'être exposé au	Parc de logements plomb accessible
PARIS					
Logements construits avant	**544.000**	**70 à 95 %**	**517.000**	**40 %**	**207.000**
logements construits entre	**208.000**	**25 à 65 %**	**135.000**	**15 %**	**20.000**
Total parc avant 1948	**753.000**	**57% à**	**433.000 à 652.000**	**30%**	**160.000 à**
Total parc logements	**1.095.000**	**60%**	**433.000 à**	**15% à 21%**	**227.000**
ILE DE FRANCE					
construits avant 1915		**70 à 95 %**	**639.000 à**	**40 %**	**256.000 à**
Logements construits entre	**702.000**	**25 à 65 %**	**456.000**	**15 %**	**69.000**
Total parc avant 1948	**1.615.000**	**50% à**	**814.000 à 1.323.000**	**26%**	**282.000 à**
Total parc	**4.232.000**	**31%**	**814.000 à**	**7% à 10%**	**282.000 à**

Source : Contrat de plan Etat-Région (Ile de France) 2000-2004 - Traitement OPECST

2. Le dépistage

a) Les résultats

Jusqu'à présent, le dépistage des enfants vulnérables au risque de plomb a toujours été un dépistage ciblé, déterminé à partir du quartier ou du logement dégradé. L'Ile-de-France a été la première région à mettre en place un système de surveillance du saturnisme infantile (SSSIIDF), au début des années 90. 12.000 enfants ont été suivis entre 1992 et 1999. Une plombémie a été détectée pour 3000 enfants depuis 1988. Tous les enfants intoxiqués sont d'âge préscolaire (jusqu'à 5 ans), avec un pic entre 18 et 36 mois, période où le réflexe pica est à son maximum. On estime habituellement que 30.000 enfants sont potentiellement exposés au risque plomb, mais on ne sait pas si le plomb est accessible ou non. Le bilan des premiers dépistages est présenté ci-après :

Bilan des activités de dépistage des plombémies en Ile-de-France

Classe	Prise en charge	%	Nombre
1. moins de 100 µg/l	**Normal**	**70 %**	**11 609**
2a. de 100 à 149 µg/l	**Suivi annuel**	**15 %**	**2 475**
2b. de 150 à 250 µg/l	**Suivi bi-annuel recherche de signes cliniques**	**6 %**	**955**
3. de 250 à 449 µg/l	**Plomburie**	**7 %**	**1 163**
4-5. plus de 450 à plus de 700 µg/l	**Chélation Chélation en urgence**	**2 %**	**250**
Total.....		**100 %**	**16 542**

Quelques chiffres sur le dépistage en Ile-de-France (dépistage ciblé à partir de facteurs de risques sur des enfants de 0 à 7 ans) :

- 9 % des enfants nécessitent des soins hospitaliers,

- 2 % des enfants relèvent d'une urgence médicale,

- 75 % des enfants qui ont une plombémie forte et aiguë, soit 250 enfants (plus de 450 µg de plomb par litre de sang) ont entre 1 et 3 ans,

- 97,5 % ont effectivement été suivis médicalement,

-

- 33% ont un comportement pica caractérisé.

La portée de la loi de 1998 sur la prévention du saturnisme

La loi 98-657 du 29 juillet 1998 relative à la lutte contre l'exclusion *mesures d'urgence contre le saturnisme* Cette loi a modifié les conditions de mise en œuvre du diagnostic plomb et devrait permettre d'améliorer sensiblement la connaissance.

Depuis 1998, le diagnostic est initié dans trois situations différentes.

Premier cas le préfet a connaissance d'un cas de saturnisme, il peut ordonner un diagnostic du logement (avant 1998) ou de l'immeuble (depuis 1998).

: le diagnostic de précaution (nouveau cas). Le diagnostic peut être diligenté lorsque « *les occupants de tout ou partie de l'immeuble est porté à la connaissance* »

d'immeuble pour lequel il y a doute (immeuble ancien mal entretenu, avec possibilité de trouver des peintures au plomb dégradées présentant un risque

Troisième cas (nouveau) : le diagnostic de prévention. Le diagnostic

d'avant 1948, s'il se trouve dans une zone à risques. Les zones à risques sont établies par arrêté préfectoral doivent être pris dans les autres départements *( )*.

Il serait souhaitable que le Gouvernement veille à ce que les départements

La portée du diagnostic

La loi apporte deux changements fondamentaux

Sur l'étendue du diagnostic. Avant 1998, la compétence du préfet

l'accès au domicile reposait sur la bonne volonté du propriétaire et/ou du

---

(1 Le dispositif est comparable à celui des termites, où les zones à risques sont classées par arrêté préfectoral. Le dispositif sur l'amiante est plus large, puisque

locataire,entraînant des difficultés pratiques de telle sorte qu'il n'y avait pas plus d'une centaine de contrôles par an. La loi de 1998 est beaucoup plus directrice puisqu'elle prévoit que le préfet fait *« immédiatement procéder par ses propres services ou par un opérateur agréé à un diagnostic sur l'immeuble, ou partie d'immeuble, afin de déterminer s'il existe un risque d'intoxication au plomb des occupants »*. En outre, depuis 1998, le diagnostic est étendu à tout ou partie de l'immeuble, c'est-à-dire y compris les autres appartements et les parties communes.

Sur les travaux. Avant 1998, il n'y avait aucun moyen d'imposer des travaux sauf en cas d'immeuble insalubre. Mais le plomb peut être accessible dans un appartement sans que l'immeuble soit insalubre. Depuis la loi de 1998, lorsque le diagnostic se révèle positif, le préfet peut demander par injonction aux propriétaires de réaliser de travaux. Un contrôle des lieux est effectué afin de vérifier que l'accessibilité au plomb a été supprimée. A défaut d'engagement du propriétaire, les travaux sont réalisés d'office par les services de l'Etat ou une entreprise agréée: «*le représentant de l'Etat notifie au(x) propriétaire(s) son intention de faire exécuter sur l'immeuble incriminé, à ses (leurs) frais, pour supprimer le risque constaté, les travaux nécessaires dont il précise la nature après avis des services* ». Le coût de réalisation des travaux et, le cas échéant, de relogement provisoire des occupants, est à la charge du propriétaire.

3. Pistes de réflexion

a) Les difficultés du dépistage

- **Des résultats inégaux du dépistage**

Le dépistage est aujourd'hui réalisé pour l'essentiel à 80 % par les médecins de la protection maternelle et infantile, les 20 % restants étant partagés entre la médecine scolaire et les hôpitaux. Les médecins généralistes sont encore aujourd'hui très peu sensibilisés au risque saturnique.

Le dépistage en Ile-de-France est très variable selon les départements. Paris et la Seine-Saint-Denis assurent 85 % de dépistages totaux. Les Yvelines travaillent à la mise en place d'un dépistage systématique (non ciblé) lors de l'examen des deux ans. Les autres départements paraissent relativement en retard (30 dépistages en Essonne, 10 dépistages en Seine-et-Marne en 7 ans...).

Il existe de grandes divergences dans les pratiques et dans l'attention portée au risque de saturnisme entre les départements. Le Ministère

chargé des affaires sociales pourrait utilement rappeler, par circulaire, les enjeux et les moyens d'y faire face.

été perdus de vue c'est-à-dire n'ont pas eu de second plombémie. Les enfants diagnostiqués dans les classes à risques sont cependant bien suivis
des enfants avec une plombémie initiale supérieure à 250 µg/l ont été suivis. Ce qui signifie aussi que 6 enfants ont été « » et ont été probablement affectés de façon durable par l'exposition au plomb.

- **Les limites de la loi**

Malgré ses avancées incontestables, la loi reste imparfaite sur de nombreux points. En premier lieu, la loi impose des mesures d'urgence palliatives, voire transitoires, mais ne règle pas le problème du plomb. Il suffit par exemple de recouvrir les peintures, il n'est pas obligatoire de les enlever. On s'éloigne du risque plomb par une petite barrière de peinture. Le contrôle portera sur l'absence de plomb dans les poussières, mais combien de temps le « remède » tiendra-t-il ?

En second lieu, la loi prévoit des travaux uniquement dans les zones dégradées. Il s'agit donc d'une protection immédiate, mais pas d'un dispositif de sécurité pérenne. Certaines zones peuvent être protégées aujourd'hui et être dégradées demain. La loi permet de mieux réagir mais pas d'anticiper. L'absence de « diagnostic plomb », prévu avant la vente n'est pas sanctionné et n'est pas un obstacle à celle-ci.

La définition de zones à risques laisse inévitablement des trous. Il peut y avoir des logements à risques dans des immeubles apparemment sains et entretenus. Par ailleurs, comment classer les pavillons isolés en zone rurale ?

- Toute réponse appelle une connaissance très fine de la situation et des risques réels d'exposition. Comme on l'a vu, il n'y a pas de superposition entre présence de plomb et accessibilité de plomb. Enfin, les risques majeurs concernent les logements occupés par les très jeunes enfants. Cette dernière correction n'est presque jamais faite.

Les limites et insuffisances évoquées ci-dessus permettent d'envisager quelques orientations, avec d'une part, un renforcement des actions d'informations et, d'autre part, une réelle action de prévention sur des cibles précises.

b) L'information

Une information est souhaitable dans trois directions :

- ***Les mères de famille***

Quelques conseils pour protéger les enfants contre le saturnisme

- éviter les contacts de la peinture et de la poussière

  - tenir les enfants éloignés de la peinture écaillée,
  - recouvrir les murs qui ont de la peinture écaillée,
  - nettoyer soigneusement les sols avec une serpillière après tous travaux,
  - nettoyer régulièrement les appuis et bords de fenêtres à la serpillière humide,
  - laver les mains des enfants avant qu'ils ne mangent,
  - laver les objets familiers des nourrissons.

- changer l'alimentation des enfants :

  - éviter de donner des graisses (fritures, chips) qui facilitent l'absorption du plomb dans l'organisme,
  - donner des aliments riches en calcium (lait, fromages) et riches en fer (haricots, légumes verts) qui aident à la protection de l'organisme contre le plomb,

- faire passer un test sanguin aux enfants :

Extrait du formulaire d'information sur le saturnisme distribué aux États-Unis - Une version comparable a été réalisée par la DDASS Ile-de-France.

L'apposition par les services de l'Etat, d'affiches dans les cages d'escaliers des immeubles à risques, présentant un argumentaire de ce type serait un moyen facile et peu coûteux d'améliorer l'information et le dépistage des publics prioritaires. Cet affichage devrait être renouvelé périodiquement.

· ***Les grandes surfaces de bricolage***

On a vu que les travaux de rénovation peuvent déclencher des envols de poussières toxiques tout aussi graves que les écailles de peinture. Il existe pourtant des testeurs individuels qui permettent de réaliser un diagnostic sur le plomb dans un logement (vendu 15 F l'unité). Ce système existe aux États-Unis et pourrait être développé en France.

La commercialisation de testeurs de plomb individuels doit être encouragée.

· ***Les médecins***

Le dépistage repose quasi exclusivement sur la protection maternelle et infantile. La médecine de ville reste très peu sensibilisée au risque plomb et au risque métaux lourds en général.

Il convient d'adapter les formations en conséquence, soit lors de la formation initiale, soit lors de la formation permanente, et de soutenir ces programmes de formation dans les départements à risques.

c) La prévention

La prévention passe par le dépistage et la réhabilitation. Le dépistage paraît très variable selon les régions, et selon les départements. Relativement développé en Ile-de-France, notamment à Paris et Seine-Saint-Denis, beaucoup moins développé dans les autres grandes cités, comportant de nombreux immeubles anciens. Sans parler des zones rurales, où les difficultés de dépistage sont encore décuplées.

On estime que dans les régions où le dépistage est organisé (à partir de facteurs de risques), le quart des enfants intoxiqués est dépisté.

Pourtant, des progrès sont encore possibles. Le risque saturnique lié aux peintures au plomb paraît être beaucoup plus important et plus localisé que le risque lié à l'absorption d'eau du robinet. Cette localisation est aussi un atout pour l'action.

Tout à l'opposé de l'approche par la norme (approche européenne fixant des seuils limite de contamination par élément traces) entraînant des coûts considérables pour un résultat très incertain, **l'approche par le risque est localisée et par conséquent beaucoup moins coûteuse pour une efficacité accrue.**

L'évolution des coûts est toujours un exercice difficile. La DRASS Ile-de-France a calculé les coûts des différentes mesures de prévention. Les travaux d'urgence sur les logements présentant un risque de plomb accessible par l'enfant sont estimés entre 1,6 et 6 milliards de francs, en Ile-de-France.

Les travaux de réhabilitation de logements probablement riches en plomb sont estimés entre 32 et 48 milliards de francs.

Le programme de dépistage et de travaux des logements des femmes enceintes est estimé entre 1,4 et 2 milliards de francs.

Les deux premières estimations paraissent surestimées car elles visent une éradication totale du risque plomb alors que le risque majeur concerne les logements habités par des familles avec de très jeunes enfants. Un abattement paraît nécessaire.

Le coût estimé pour les logements à risques majeurs serait selon nos estimations dans une fourchette de 1,6 à 3,1 milliards de francs (pour les travaux palliatifs) et **4,6 à 9,3 milliards de francs** (pour des **travaux de réhabilitation**). Le coût total en France peut être évalué entre 24 et 46 milliards de francs (voir détails ci-après).

Pour toute action de prévention et/ou de réparation, l'approche ciblée sur des publics et zones à risques doit être systématiquement privilégiée à l'approche globale et uniforme. Ce type d'action suppose bien entendu une parfaite connaissance des situations locales. Loin d'occasionner une dépense supplémentaire, la recherche systématique des situations critiques représente un potentiel d'économie, en permettant des actions ciblées.

Estimation du coût de traitement des logements à risques en Ile-de-France

Travaux (coût par logement)	
Travaux palliatifs (nouvelle peinture sur murs et boiseries)	20.000 F
Travaux de réhabilitation (grattage et décapage des peintures, changements de boiseries...)	60.000 F
Nombre de logements à réhabiliter	
Fourchette sur les travaux urgents (source DRASS)	80.000 - 400.000
Nombre de logements suroccupés	80.000
Nombre de logements anciens riches en plomb accessibles	300.000 - 400.000
Fourchette corrigée (calculs OPECST)	
Nombre de logements anciens riches en plomb accessibles	300.000 à 400.000
Nombre d'enfants naissant dans des logements riches en plomb accessible : (soit entre 3 et 5 % des logements)	11.400 à 15.500
Nombre de logements « à risques majeurs » dans lesquels vivent un enfant en bas âge (moins de 6 ans) : 5 fois plus que le nombre de naissances	57.000 à 77.500
Hypothèse sur la rotation des logements à risques majeurs avec enfants : 2	114.000 à 155.000
Fourchette corrigée	80.000 à 155.000
Coût des travaux palliatifs sur logements à risques majeurs	**1,6 milliard à 3,1 milliard de francs**
Coût des travaux de réhabilitation sur logements à risques majeurs	**4,8 milliards - 9,3 milliards de francs**
Coût des travaux de réhabilitation de tous les logements riches en plomb (800.000)	48 milliards de francs

Source : calculs OPECST - sur les données du contrat de Plan Etat-Régions - Ile-de-France

Estimation du coût total sur logements à risques en France : coût Paris multiplié par 5, soit entre 24 et 46 milliards de francs

C. LE PLOMB DANS L'EAU

1. Situation

a) L'eau

L'eau mise en distribution en sortie de station de distribution ne contient que très peu de plomb. L'eau se charge de plomb au cours de son transport jusqu'au robinet du consommateur sous plusieurs effets.

- La présence de canalisations en plomb. C'est le paramètre principal. Les canalisations en plomb ont été utilisées pour alimenter les villes en eau potable dès la période romaine et jusqu'à 1948. On estimait en 1995 que le tiers des habitations soit 10 millions de logements relevait des réseaux privés de distribution en plomb.

- D'autres matériaux sont susceptibles d'émettre dans l'eau des quantités significatives de plomb : les alliages de cuivre, qui comportent 5 % de plomb, l'acier galvanisé qui comporte 1 % de plomb, les soudures dites à l'étain, utilisées pour assembler les réseaux en cuivre et qui contiennent 60 % de plomb, et même le PVC stabilisé avec des sels de plomb.

- Les caractéristiques de l'eau. La solubilité du plomb dépend des caractéristiques physicochimiques de l'eau, notamment de son acidité, de sa température, et de sa teneur en phosphates. Les eaux douces peu minéralisées, présentant un faible pH sont les plus agressives vis-à-vis du plomb.

- La durée de stagnation de l'eau dans les canalisations qui dépend aussi des longueurs des canalisations. La concentration maximale en plomb est atteinte en 5 à 6 heures pour des conduites de 1 cm de diamètre.

Cette dernière caractéristique impose des protocoles de prélèvements drastiques, car les valeurs mesurées peuvent varier de 1 à 10 selon les moments de prélèvement (1er jet en sortie de robinet, après 5 secondes d'écoulement, mais après stagnation ; 2ème jet après écoulement). Les protocoles imposent des périodes de stagnation minutées. Ces exigences remettent sérieusement en cause certaines publications exagérément alarmistes issues d'analyses en sortie de robinet, sans même attendre une seconde. Personne ne consomme de l'eau uniquement en sortie de robinet (à moins de choisir de conserver l'eau prélevée en sortie de robinet, pour des usages ultérieurs...). Ces résultats, qui n'offrent aucune garantie scientifique, appellent donc les plus expresses réserves.

Ces différents paramètres expliquent que l'absence de canalisations en plomb ne se traduit pas forcément par des teneurs nulles en plomb au robinet, mais aussi que le cumul des facteurs peut induire des teneurs en plomb au robinet importantes, supérieures à 100 µg/litre, voire même 1000µg/litre.

Concentrations moyennes de l'eau en plomb

Teneurs en plomb en µg/l	Réseau sans plomb	Réseau avec plomb	Tous réseaux
< 10	**80 %**	**35 %**	**44 %**
entre 10 et 25	**18 %**	**36 %**	**32 %**
entre 25 et 50	**2 %**	**16 %**	**14 %**
> 50	**-**	**13 %**	**10 %**
Total	**100 %**	**100 %**	**100 %**

Source : Baron - TSM n° 5 - mai 1997

b) La plombémie

Une plombémie est à la fois une opération consistant à mesurer le niveau de plomb dans le sang et la mesure de ce niveau. L'action conjointe des différents facteurs peut entraîner une élévation importante de la plombémie chez les consommateurs, susceptible de provoquer de graves intoxications.

L'un des premiers exemples connus se situe dans les Vosges, au début des années 80 où plusieurs centaines de cas de saturnisme ont été détectés. Les analyses ont montré clairement une relation directe entre la plombémie et la teneur en plomb de l'eau mesurée au robinet du consommateur. L'étude avait montré un seuil de 0,02 µg/l^{-1} en-deçà duquel, il n'y avait pas de relation significative, -et une augmentation rapide de plombémie avec l'augmentation des teneurs en plomb.

Relation entre la contamination de l'eau et les plombémies

(en µg par litre)

Contamination de l'eau en µg/l	**Plombémie Hommes**	**Plombémie Femmes**
< 0,02	21,6	13,1
0,02 - 0,05	21,9	14,9
0,05 - 0,13	24,6	20,6
0,13 - 0,37	35,6	28,4
> 0,37	41,3	33,9

c) La réglementation

La teneur en plomb de l'eau potable est réglementée depuis 1972 par l'OMS, qui avait alors recommandé une valeur moyenne de 50 µg/l. Cette recommandation a été reprise par une directive européenne de 1980 et transposée en droit français en 1989, sous forme de « concentration maximale admissible » - CMA. En 1993, l'OMS a recommandé une **valeur guide** de 10 µg/l pour le plomb dans les eaux d'alimentation. Cette valeur a été reprise dans la directive européenne 98/83 du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, qui fixe l'objectif de 10 µg/l à l'horizon 2013.

Le chiffre de 10 µg/l est le résultat du calcul suivant :

$$VG = \frac{DJT \times P \times F}{C}$$

VG = Valeur guide
DJT = Dose journalière tolérable
P = Poids
F = Part de la DJT attribuée à l'eau
C = Quantité d'eau consommée par jour

La valeur guide est calculée pour la population la plus sensible, soit pour un nourrisson de 5 kg :

$$VG = \frac{3{,}5 \times 5 \times 0{,}5}{0{,}75} = 11{,}6 \text{ arrondi à } 10\ \mu g/l$$

Au 1° mars 2000, cette directive n'était toujours pas transposée en droit français. En revanche, l'utilisation du plomb est interdite pour la pose des

canalisations depuis le décret du 5 avril 1995 et pour les brasures depuis l'arrêté du 10 juin 1998.

L'Europe a choisi, « par précaution », de fixer la concentration maximale admissible de plomb dans l'eau destinée à la consommation humaine à 10 µg par litre. Un objectif à atteindre en 2013. Ce seuil applicable suscite un large débat.

2. Discussion critique (1) : le débat scientifique

a) Quelle est la réalité du risque ?

D'une part, aucun cas de mortalité lié à une intoxication par le plomb d'origine hydrique n'a été signalé, même si des risques sanitaires non négligeables peuvent résulter pour certains groupes à cible (jeunes enfants) ou certaines régions (Massif central, Vosges, Bretagne...), tant en raison de l'importance des canalisations en plomb qu'en raison des caractéristiques de l'eau. D'autre part, le fondement scientifique est discuté. *« Dans un récent rapport, l'Académie des Sciences rappelle que les normes applicables à la qualité d'eau potable, notamment celles qui concernent le plomb, ne reposent sur aucune étude épidémiologique à toxicologie préalable. Les valeurs limites imposées à la qualité de l'eau potable correspondent évidemment à la nécessité de protéger la santé des consommateurs. Sans remettre en cause le principe, la réflexion de l'Académie des sciences conduirait cependant à s'interroger sur le bien fondé d'une application rigide de la réglementation » (1).*

On regrettera que dix mois après, le Ministre chargé de la santé n'ait pas apporté de réponse à cette question écrite pertinente de notre collègue Michel Sergent. Une interrogation légitime qui ne remet pas nécessairement en cause la décision, puisqu'on notera que, le même jour, un autre de nos collègues s'inquiètent de la transposition de la Directive alors même « *que 5 % des adultes et 2 % des enfants seraient sujets à des expositions supérieures à la normale* ».

b) Quelle est la cohérence de la démarche ?

En agissant sur l'eau potable, l'Union européenne n'intervient que sur une partie des sources de contamination. Or, l'apport en plomb est étroitement dépendant du régime alimentaire et des autres boissons.

---

(1) Question écrite n° 25 082 du 11/05/2000 - JO - Questions Sénat - p ; 1.644.

Dès lors, deux questions se posent :

Peut-on faire abstraction des autres boissons ? Les eaux minérales, de même que les autres boissons n'entrent pas dans le champ d'application de la Directive. Or, les teneurs moyennes en plomb retrouvées dans les boissons en France sont les suivantes :

- vin	70 µg/l
- Jus de fruits	30 µg/l
- Cidre	15 µg/l
- Bière	5 µg/l
- Boissons gazeuses	5 µg/l
- Lait	15 µg/l

Il n'apparaît ni raisonnable, ni légitime, d'imposer une CMA pour l'eau qui ne serait pas respectée par les autres boissons des enfants, ces autres liquides venant en concurrence avec l'eau utilisée pure ou en dilution des biberons.

Peut-on faire abstraction des apports alimentaires ? La fixation d'une concentration maximale admissible (CMA) pour le plomb dans l'eau dépend très étroitement des autres apports alimentaires, très variables selon le régime alimentaire de l'individu.

Les consommations courantes apportent une certaine quantité de plomb. Cette quantité, déduite de l'apport tolérable, fixé par l'OMS à 25µg/kg, détermine la quantité de plomb qui peut être absorbée par la voie liquide, et par conséquent, les teneurs en plomb dans l'eau. Ces différents calculs sont présents ci-après. Aucun résultat ne conduit à fixer un seuil de 10 µg/l.

Le calcul des valeurs guides pour l'eau pour l'alimentation conduit aux résultats suivants :

Relations entre apports alimentaires et apports hydriques

	Nourrisson (5kg)	Enfant (14 kg)	Adulte (60 kg)
Apport (µg/jour) - alimentation	**6**	**30**	**50**
Apport hebdomadaire (µg/kg/semaine)	**(6 X 7) : 5 = 8,4**	**(30 X 7) : 14 = 15**	**(50 X 7) : 60 = 5,8**
Apport tolérable dû à l'eau (µg/kg/semaine)	**25 - 8,4 = 16,6**	**25 - 15 = 10**	**25 - 5,8 =19,2**
Apport tolérable (µg/jour)	**(16,6 X 5) : 7 = 11,8**	**(10 X 14) : 7 = 20**	**(19,2 X 60) : 7 = 164,6**
Volume eau (l/jour)	**0,75**	**1**	**2,00**
Valeur guide Pb (µg/l)	**11,8 : 0,75 = 16**	**20 : 1 = 20**	**164,6 : 2 = 82**

Source : Faculté de médecine - Université Henri Poincaré - « Contribution à la réflexion sur la fixation d'une CMA par le plomb dans l'eau de distribution publique » - 1994

Les auteurs de cette étude ajoutaient : *« Il convient de s'interroger en termes de gestion de l'intérêt public pour la France de dépenser une somme de près de 120 millliards de francs sans argument médical ».*

« L'absence d'argument médical » est peut être excessive et le coût a été révisé à la baisse (70 milliards de francs). Néanmoins, on ne peut que s'interroger sur l'opportunité d'engager une telle dépense pour un résultat au mieux modeste alors que d'autres actions étaient probablement possibles et préférables.

3. Discussion critique (2) le bilan coût-avantages

a) Les solutions alternatives

• Lors des premières études sur le risque hydrique, au milieu des années 80, les scientifiques avaient envisagé **plusieurs types de solutions** :

L'information des consommateurs visant à les sensibiliser au risque plomb, les encourager à d'autres alimentations, à adopter les réflexes de sécurité (en faisant couler l'eau avant l'utilisation)... une sorte de « réponse minimum », avec une efficacité elle aussi réduite, mais très facile à mettre en œuvre et à financer.

Le traitement des eaux

La solubilité du plomb dépend essentiellement des caractéristiques de l'eau, notamment du pH, de l'ordre de 8, et une dureté carbonatée. Le traitement des eaux consiste à modifier les deux paramètres dans les eaux de station, soit en augmentant la dureté et le pH des eaux douces acides, soit en décarbonatant les eaux dures par apport de chaux, de sels de calcium. « *La solubilité du plomb décroît avec la teneur du bicarbonate des eaux. Il peut donc être intéressant de procéder à une décarbonatation partielle de l'eau en usine, à l'aide de chaux. Ce traitement a pour autre avantage de relever le pH* ». Un traitement complémentaire d'oxydation par l'ozone et le chlore permet de réduire encore la solubilité du plomb, à une valeur largement inférieure à 25 µg/l, sans toutefois atteindre systématiquement 10 µg/l *(1).*

La suppression des canalisations en plomb

Il s'agit évidemment de la solution la plus radicale, mais aussi la plus coûteuse. Lorsque cette solution a été préconisé, le coût, pour la France était estimé à 119 milliards de francs et le coût pour l'Europe à 347 milliards de francs.

- Entre ces trois formules, l'Europe a choisi la plus radicale, mais aussi la plus coûteuse, la France étant de loin le pays le premier touché par la mesure devant le Royaume-Uni (92 milliards), loin devant les autres Etats membres, en particulier la Grèce, le Luxembourg et le Danemark, qui soit n'ont pas de canalisations en plomb, soit respectaient déjà la norme de 10 µg/l.

On observera simplement que ces Etats, pour lesquels la mesure n'a aucune incidence financière, disposaient à eux trois d'autant de voix que la

---

(1) P. Leroy - J. Cordonnier - Journal européen d'hydrologie -Tome 25 - Fascicule 1 - 1994

France pour laquelle l'abaissement du seuil de potabilité à 10 µg de plomb par litre entraînant un coût alors évalué à 119 milliards de francs...

Même si ce coût a été revu à la baisse, ce décalage entre les Etats - entre les décideurs et les payeurs- doit être gardé en mémoire.

b) Les conséquences financières de la décision

Le coût d'élimination de canalisations en plomb étant estimé à 120 milliards de francs en France au moment où la décision fut prise, l'estimation, corrigée à la baisse, est aujourd'hui de 70 milliards de francs.

Trois questions se posent alors :

- Le coût doit-il intervenir dans une décision sanitaire ? Tout dépend bien évidemment des risques et de l'arbitrage entre le principe de précaution et le principe « ALARA ». -reasonnably acceptable ». Une autre façon de renverser la question : le coût peut-il être exclu d'une décision sanitaire ? La solution à ces deux interrogations porte un nom : l'analyse coût-avantages.

- Le but peut-il être atteint à un coût moindre ? On observera tout d'abord que la suppression des seules canalisations en plomb ne supprime pas le risque hydrique. Il existe des contaminations supérieures à 10 µg/l en l'absence de plomb dans les canalisations.

93,5 % de la population n'est guère exposée aux apports de plomb d'origine hydrique. La mortalité liée au plomb est nulle. Seules quelques régions et/ou quelques populations sont à surveiller. *« En France métropolitaine, 6.000 unités de distribution délivrant à 3,7 millions d'habitants des eaux faiblement minéralisées (pH >6,5), susceptibles d'être en contact avec des canalisations en plomb (Vosges, Massif central...). En Outremer, ce sont 1,1 million d'habitants pour 212 unités de distribution* » *(1).*

Une solution consistant à adopter une CMA à 25 µg/l associée à une valeur guide objectif à 10 µg/l aurait sans nul doute été moins coûteuse, le remplacement des anciennes canalisations s'opérant alors au rythme normal de l'usure, et les sites et populations à risques pouvant bénéficier le cas échéant d'aides ou de programmes spécifiques destinés à alléger la charge en plomb dans l'eau. Une action ciblée paraît toujours plus appropriée qu'une mesure générale.

- enfin, la dépense pouvait-elle être mieux utilisée ? La France va dépenser 70 milliards pour limiter un risque faible. Tandis que dans le même temps il existe des contaminations et des expositions beaucoup plus

---

(1) INSERM - Le plomb dans l'environnement - 1999

importantes, beaucoup plus graves (l'exposition liée aux vieilles peintures, l'arsenic dans l'eau...) qui peuvent être éradiquées pour un coût bien inférieur.

La France, l'Europe a-t-elle établi des priorités, une véritable stratégie sanitaire ? Il est permis d'en douter.

Cette critique de fond a été parfaitement exprimée par M. Paul-Henri Bourrelier, ingénieur général des Mines, coordonnateur du rapport de l'Académie des sciences sur « *La contamination des sols par les éléments en trace.* », lors de son audition.

« *Les zones ou produits à surveiller sont en vérité peu nombreux : les batteries, les installations industrielles des deux siècles passés, les peintures dans les habitats insalubres, les décharges sauvages, les zones géologiques acides... Les traitements uniformes sont coûteux et inopérants. Une politique ciblée, modulée serait, de loin, beaucoup plus efficace. Il ne faut pas chercher à réduire les risques partout en dépensant des moyens importants sur des zones où ils n'existent pas.*

Il y a en fait, trois métaux lourds principaux, et une dizaine de dangers ou de situations à risques : repérables, techniquement et économiquement éliminables dont l'élimination est à la portée de l'économie française. »

Cibler les actions sur des lieux ou des groupes à risques sera beaucoup moins coûteux et beaucoup plus efficace que prendre des mesures extrêmes pour supprimer les métaux lourds qui seraient peut-être remplacés par des produits plus dangereux.

Les remèdes sont souvent de simple bon sens : éviter les diffusions inutiles, développer des technologies propres, surveiller les milieux à risques, notamment les milieux aquatiques, récupérer les déchets.

La fixation d'une concentration maximale admissible à 10µg par litre appelle donc quelques réserves. L'Office regrette que la France n'ait pas su faire valoir une autre logique, fondée sur l'appréciation des risques et l'action sur des groupes ou lieux à risques. On rappellera que contrairement à la France un certain nombre d'Etats de l'Union européenne, pour des raisons historiques ou géographiques, ne sont pas affectées par cette décision, qui n'entraîne pour eux aucune dépense.

D. LES MÉTAUX LOURDS ET LES PRODUITS DE SANTÉ

1. Les thermomètres

Le mercure présente certaines caractéristiques physiques qui ont été mises à profit pour entrer dans la fabrication de produits courants : son coefficient de dilatation a servi aux appareils de mesure de température et de pression (thermomètres, baromètres, manomètres...). Son excellente conductivité a servi aux petits matériels électriques (piles, lampes au néon...). La plupart de ces usages ont été prohibés, mais l'interdiction porte sur les nouvelles mises sur le marché. Des stocks anciens, encore chargés de mercure, restant en usage, et présentant parfois des risques pour les utilisateurs.

a) Les thermomètres à mercure

Le mercure a été utilisé très tôt, au XVIIème siècle, comme fluide dans les thermomètres du fait de son coefficient de dilatation élevé, mais c'est seulement au XVIIIème siècle que l'on définit la température des rejets sains, et au XIXème siècle que la prise de température fut un acte de routine médicale. Pendant plus de 100 ans, les thermomètres utilisés furent des thermomètres à mercure, banalisés dans toutes les familles françaises. Il y aurait entre 15 et 20 millions d'unités.

Bien que beaucoup plus chers que les thermomètres à mercure (de l'ordre de deux à trois fois le prix), les produits de remplacement sont apparus dans les années 70 : thermomètres électroniques (fabriqués en Chine) et thermomètres à infrarouge (essentiellement d'origine américaine).

Dès lors que les produits de substitution étaient disponibles, les efforts pour limiter les usages du mercure ont été accélérés à la fin des années 80. En novembre 1995, le Conseil supérieur d'Hygiène Publique de France recommande d'interdire le thermomètre à mercure. Cette interdiction est effective quelques années plus tard. L'arrêté du 24 décembre 1998 interdit la mise sur le marché de thermomètres médicaux à mercure. Cette interdiction, qui concerne les nouveaux thermomètres, a été complétée par une circulaire ministérielle demandant de ne plus utiliser de thermomètres à mercure dans les établissements de soins à partir de septembre 1999.

Le remplacement des thermomètres à mercure est effectif dans les établissements de soins depuis 2000 et progressif chez les particuliers. On estime que le parc annuel se renouvelle au rythme de 10 % par an.

b) Les risques liés aux thermomètres à mercure

Bien que banalisé, le thermomètre à mercure n'est pas sans inconvénient ni danger. Outre les risques infectieux liés au nettoyage insuffisant de l'appareil, mais non spécifique au thermomètre à mercure, les principaux risques sont liés au bris. Le risque est évidemment lié à l'usage. La casse, très rare chez les particuliers, peut être importante, voire très importante en milieu hospitalier, du fait de l'usage intensif des thermomètres. On estime la durée de vie d'un thermomètre à 1 à 2 mois (ou 6 à 12 thermomètres par lit et par an). Le bris est lié soit aux manipulations (lors du « secouage » du thermomètre pour la remise à zéro), soit aux mouvements du malade (une prise de température correcte demande plusieurs minutes, et le thermomètre peut être « oublié » par le malade).

On estime la consommation annuelle de thermomètres à 5 millions, dont 90 % en milieu hospitalier pour assurer le remplacement de thermomètres cassés. Les personnels hospitaliers évoquent parfois les « séries noires » dans un service où une dizaine de thermomètres sont cassés dans une journée.

Ces bris occasionnent des rejets mercuriels susceptibles d'avoir des incidences sur la santé.

- Les conséquences directes

Le bris d'un thermomètre est responsable de lésions traumatiques locales (perforations...) et de plaies cutanées. Ces plaies sont bénignes tant qu'il n'y a pas de contact avec le mercure. Dans le cas contraire, le contact entraîne une réaction inflammatoire et un risque toxique.

L'autre risque est l'ingestion de mercure par les enfants. Il existe plusieurs cas par semaine. L'ingestion est elle aussi bénigne la plupart du temps car le mercure est très peu absorbé dans le tube digestif, mais il peut y avoir complication soit lorsque le mercure est piégé dans l'appendice, soit lorsque le mercure ingéré passe dans l'arbre respiratoire et entraîne alors des réactions inflammatoires.

- Les conséquences indirectes par le biais des vapeurs de mercure

Ce risque paraît normalement limité compte tenu du volume concerné (un thermomètre contient environ 2 grammes de mercure, soit 0,1 cm^3). Mais le bris a souvent lieu dans les chambres des malades, c'est-à-dire des milieux fermés, peu aérés, chauffés..., autant de facteurs qui favorisent les rejets de vapeurs et leur nocivité. Les chambres d'hôpitaux peuvent être saturés en mercure et un bris dégage des vapeurs toxiques directement inhalées.

La pire des solutions consiste à utiliser l'aspirateur. L'aspirateur chauffe le mercure, la vaporise, et recontamine les pièces à chaque utilisation. Dans quelles proportions ?

Montant des vapeurs de mercure dans différents sites

Atmosphère standard	4 mg/m3 d'air, soit 0,004 µg/m3
Atmosphère en ville	entre 0,01 et 0,17 µg/m3 d'air
Recommandation OMS comme valeur maximum d'exposition permanente	1 µg/m3
Mesure chez l'habitant, après bris d'un thermomètre et aspiration	4,2 µg/m3
Mesure après bris de thermomètre en hôpital	14 µg/m3
Valeur limite d'exposition permanente en milieu professionnel	50 µg/m3
Mesure dans le flexible de l'aspirateur après aspiration du mercure d'un thermomètre	4.000 mg/m3 (4.000.000 µg/m3)

Ces risques ont été considérablement réduits depuis deux ans, avec l'interdiction de mise sur le marché des thermomètres au mercure et le remplacement des thermomètres à mercure dans les hôpitaux, où les risques de bris étaient importants et le remplacement des anciens, au rythme de 10 % par an. Néanmoins, ce risque n'a pas été évincé dans la mesure où il existe toujours un stock important de thermomètres de mercure dans les foyers français, encore estimé à **12 millions d'unités** (soit 24 tonnes de mercure).

Les Français sont peu sensibilisés à ce risque mercuriel et l'on regrettera que la vente de produits n'ait pas été accompagnée d'une notice de précaution d'emploi en cas de bris. On se contentera de rappeler ici quelques règles de conduite élémentaire.

Quelle conduite tenir en cas de bris de thermomètres ?

Les gestes interdits	Les gestes recommandés
- passer l'aspirateur (le mercure serait vaporisé et remis en circulation) - risque maximum - utiliser un balai (idem) - jeter le mercure dans l'évier (le mercure s'accumule dans le siphon et est libéré en vapeurs avec l'eau chaude)	- collecter le mercure par feuille, essuie-tout, ruban adhésif* - placer le mercure dans une boite hermétique en plastique - remettre le mercure à une pharmacie ou un établissement de soins

** La récupération est plus difficile lorsque le mercure tombe sur une moquette. L'usage de l'aspirateur est toujours la pire des solutions. La collecte est facilitée par le saupoudrage de la zone avec de la poussière de zinc, avec laquelle le mercure va s'amalgamer.*

Une information régulière dans la presse grand public diffusée en pharmacie pourrait être utile.

2. Le mercure dans les médicaments et les vaccins

a) L'utilisation du mercure

Le mercure a été utilisé ou se retrouve à l'état de traces dans les médicaments et vaccins à trois occasions :

- comme agent anti-infectieux,

- comme résidu,

- comme conservateur.

• L'utilisation des métaux lourds tels que l'argent, le cuivre, et surtout le mercure, à des fins **thérapeutiques**, est connue dès l'Antiquité et s'est poursuivie jusqu'à la première moitié du XXème siècle. Le mercure sous forme de sels ou d'oxyde a été utilisé pour ses propriétés anti-microbiennes, antiseptiques, anti-bactériologiques. Le mercure agit soit en détruisant la

cellule, soit en inhibant la multiplication cellulaire. Le mercure a servi notamment pour traiter la syphilis, les furoncles persistants.

Ces usages ont fortement décliné, tant en raison de la toxicité du produit qu'en raison de la baisse progressive de son efficacité (du fait de l'emploi intensif des dérivés mercuriels en milieu hospitalier, de nombreux micro-organismes étant devenus résistants). Les sels mercuriques ont été retirés, et seuls quelques dérivés organiques ont continué à être utilisés.

Quelle est la situation aujourd'hui ? Sans doute par souci de rassurer, d'éviter toute panique inutile et non maîtrisable, les professionnels interrogés (pharmaciens, laboratoires) ont réfuté tout usage. Les publications professionnelles -certes un peu plus anciennes- sont cependant beaucoup moins nettes puisqu'on peut lire que « *les antiseptiques mercuriels sont très utilisés en ophtalmologie, en dermatologie, en gynécologie ; ils sont en outre fréquemment introduits dans diverses préparations à titre de conservateurs* » (voir ci-après)... Les dérivés mercuriels sont principalement bactériostatiques, et à forte concentration, bactéricides ». Il s'agit de publication parues à la fin des années 80.

Les dernières utilisations auraient donc disparu, en Europe, au cours des dix dernières années, les contrôles préventifs réalisés par l'agence européenne d'évaluation des médicaments, avant la mise sur le marché ne permettant pas d'autoriser des médicaments de cette nature. Reste le cas des applications hors d'Europe pour lesquelles un doute subsiste...

Quant au mercurochrome, bien connu de toute une génération, cette appellation est tout aussi trompeuse que les « plombages dentaires » qui n'ont pas plus de plomb qu'il n'y avait de mercure dans le mercurochrome...

• On trouve également le mercure à l'état de trace dans quelques produits de santé, médicaments ou vaccins, sous forme de **résidus**, de traces du catalyseur utilisé pour la fabrication du principe actif. Il s'agit alors d'impuretés à des doses infinitésimales. Les médicaments doivent subir l'examen préalable sous forme d'autorisation de mise sur le marché (ANM) et un taux résiduel de mercure serait bien évidemment discriminant et interdirait ce médicament. Néanmoins quelques cas ont pu être cités, d'utilisation détournée. C'est en partie le cas de certains produits utilisés pour traiter de cancers dermatologiques qui peuvent contenir des traces de produits toxiques. Ces traces ont pour effet de blanchir la peau. L'utilisation détournée consiste à utiliser ces produits pour son effet secondaire (le blanchiment de la peau) et non pour son effet primaire.

• Enfin, le mercure est utilisé comme **agent conservateur** pour les vaccins, pour éviter la contamination par des bactéries, notamment dans les flacons multidoses entamés. Le dérivé mercuriel utilisé est le thiomersal, qui

se trouve à l'état de traces principalement dans trois vaccins
appliqués aux jeunes enfants (le DTC-dyphtérie, tétanos, coqueluche) et certaines marques de vaccins contre l'hépatite B et contre la grippe. En

contre l'hépatite B et de 6 vaccins anti-grippaux.

b)

Ces vaccins, notamment le DTC, ont été utilisés apparemment sans danger depuis plus de 60 ans et ont contribué à sauver des millions de vies,

ce qu'une polémique surgisse à la fin des années 90, favorisée par la conjonction de trois facteurs.

l'Académie
pédiatrique américaine
Une demande qui s'appuyait sur le calcul des doses de mercure reçues par un enfant, vacciné au DTC (trois doses) et un vaccin anti-hépatite B. Selon ces

microgrammes d'éthylmercure, un vaccin anti-hépatite B,
112,5 mes, soit un apport total, en cas de double vaccination,
de
bébé de 6 kilos), et très supérieur aux recommandations internationales sur le

respectivement par l'EPA et l'OMS).

Cette opposition, à l'origine américaine, et internationale, est

recommandation du 8 juillet 2000, l'Agence européenne d'évaluation des médicaments et l'Agence française de sécurité sanitaire des produits de santé

soient plus utilisés chez les nourrissons et les jeunes enfants.

Ces recommandations interviennent dans un . D'une
part, une autre polémique concerne la campagne de vaccinations de
B en milieu scolaire. Le conservateur (thiomersal) n'est pas en cause, mais les effets possibles du vaccins sur le système nerveux sont discutés

étant une sorte de gaine entourant le système nerveux-). D'autre part, la période est caractérisée par des crises sanitaires répétées, développant dans

Enfin, les relais d'opinion -parlementaires, médias- s'interrogent, et parfois accusent *« à leur habitude, pour ne pas affoler les populations et*

pour continuer à écouler les stocks, les « autorités » n'ont rien dit ni expliqué aux consommateurs », peut-on lire dans la presse.

Cette polémique retombe à la fin de l'année 2000 après que le Gouvernement ait annoncé *« qu'il jugeait utile de promouvoir l'utilisation, à titre de précaution, des vaccins ne contenant pas de thiomersal » (1).* Une décision en nuances, qui n'arrête ni ne condamne le thiomersal, mais qui opte, « par précaution » pour son retrait. Un choix politique qui tente de concilier les attentes d'une opinion publique traumatisée, et une réalité scientifique beaucoup moins tranchée. Dans le même temps, le gouvernement décide d'arrêter la vaccination obligatoire contre l'hépatite B et l'affaire paraît close.

c) La gestion de crise

Cette « mini crise » illustre en effet les difficultés des décideurs face à la pression médiatique et l'inquiétude de l'opinion. Deux phénomènes sont apparus : la tendance à la dramatisation, et la tendance à la précipitation.

La tendance à la dramatisation

L'argumentation scientifique à l'origine de l'opposition au thiomersal n'est pas imparable et serait même à certains égards discutable.

D'une part, les seuils de toxicité sont calculés à partir des expositions dramatiques constatées en Irak et au Japon, alors que les expositions sont évidemment incomparables. On retiendra aussi que les seuils fixés au niveau international concernent le méthylmercure alors que le thiomersal contient de l'éthylmercure. L'hypothèse est faite que ces deux formes de mercure ont des effets équivalents, ce qui n'est nullement démontré.

D'autre part, l'inquiétude repose pour l'essentiel sur des calculs faits sur des vaccins américains. Or, ces calculs ne sont pas tous transposables en Europe, et en France, en particulier pour la simple raison... qu'il n'y a pas de thiomersal dans les vaccins pour nourrissons. En France, le vaccin DCT est associé au vaccin antipolio. Or, l'élément actif de ce dernier est incompatible avec le thiomersal. Il n'y a donc pas en France de thiomersal dans les vaccins des nourrissons !...

Ainsi, l'inquiétude sur le thiomersal s'est transformée en inquiétude sur la vaccination, par transposition d'une situation nationale à un autre pays. On voit, une fois de plus, les dangers des transpositions des normes nationales. Le thiomersal justifie certes un contrôle, une vigilance, de la part des pouvoirs

---

(1) Réponse du Ministère de la Santé (JO - Sénat 28.12.2000, p. 4.501)) à une question écrite de M. José Balarello, sénateur (JO - Sénat 27.07.2000, p. 2.617)

l’espèce.

La tendance à la précipitation

immédiate. Toute argumentation qui tend à temporiser passe pour une complicité, voire une volonté d’« »...

Il convient de revenir à la raison. Tant la précipitation en matière de

Le risque, infinitésimal et hypothétique, lié à la présence de mercure est sans rapport avec l’apport incontestable et massif de la vaccination. Des

éventuel, exagérément grossi par la loupe médiatique opère un renversement de valeurs préjudiciable à la santé publique. Comme le disait l’une des : «
oublie les avantages ».

demander une substitution immédiate révèle une certaine méconnaissance de procédures de mise sur le marché. Même si le changement de produit ne

nouveau produit qui doit être autorisé après plusieurs mois, sinon plusieurs années d’études des comités de l’Agence européenne d’évaluation des

Enfin, l’élimination du thiomersal peut être opérée par deux voies : la

voies ont cependant des inconvénients considérablement supérieurs au risque supposé du thiomersal.

Chercher un produit de remplacement pour annuler le risque mercuriel ne garantit nullement son innocuité sur d’autres plans. Chaque jour, la recherche

des sels d’aluminium mis dans les vaccins ? L’hypothèse est qu’ils pourraient **On maîtrise mal les produits d’aujourd’hui. On maîtrise encore moins bien les produits de demain.**

conservateur. C’est parfaitement possible. Le but principal du thiomersal étant d’éviter la contamination du flacon par les bactéries, afin de permettre une

réutilisation ultérieure du produit. Le remplacement des flacons multidoses par des monodoses supprime la nécessité du conservateur. Mais cent monodoses prennent plus de place qu'un flacon unique de cent doses, ce qui suppose des conditions de stockage et de froid respectées et aisément contrôlables en Europe, mais peut être moins bien respectées dans d'autres parties du monde, au risque alors de compromettre le produit actif lui-même. Le monodose, sans thiomersal, est sans nul doute préférable au multidose avec conservateur. Mais la présence de traces de mercure ne doit pas être le seul élément de choix. Quand l'obsession du risque mercuriel se transforme en oeillère, le risque de santé publique réapparaît, massif, et sous d'autres formes.

Encore et toujours, la transparence paraît être le meilleur moyen d'éviter les polémiques stériles.

L'inquiétude récente sur le thiomersal illustre les difficultés de communication en matière de santé publique face à une opinion mal formée que les événements rendent inquiète. Comme le font les grandes entreprises privées, confrontées à des questions équivalentes, un bilan doit être systématiquement établi après chaque crise. Les ministères chargés de la Santé publique et de l'environnement pourraient semble-t-il utilement se doter d'une cellule de communication de crise.

V. LE MERCURE EN GUYANE

De très nombreuses études ont établi que les activités d'orpaillage exercées en Guyane sont responsables de rejets importants de mercure dans l'environnement et sont à la source d'expositions des populations locales *(1)*. De récents travaux ouvrent d'autres pistes *(2)*. Ce sujet fait l'objet d'une attention soutenue des pouvoirs publics et des autorités locales. La députée de

---

(1) Voir notamment une enquête réalisée en 1994 par le réseau national de santé publique, et deux études, en 1999 de l'Institut de veille sanitaire :
- « Exposition au mercure de la population amérindienne Wayana de Guyane » - enquête alimentaire - juin 1999.
- « Risques neurotoxiques chez l'enfant liés à l'exposition au méthylmercure en Guyane Française » - avril 1999.

(2) Le mercure en milieu amazonien : incidences des activités anthropiques sur la contamination des humains et de leur environnement - Expertise collégiale IRD (Institut de Recherche pour le Développement) - 2001 .

Ministre, vient d'ailleurs de rendre un rapport très complet sur cette question *( )*.

Les sources de contamination

a)

Le mercure est traditionnellement associé à l'orpaillage. L'exploitation de l'or en Guyane remonte au XIX siècle. Certains gisements produisaient alors plusieurs milliers de tonnes par an. Après une période de

connu un regain d'activité depuis quelques années, notamment depuis la publication par le BRGM de l'inventaire des richesses minières du sous-sol

alluvionnaires prélevés dans les rivières sur le principe de la gravimétrie, en jouant sur les différentes densités des matériaux
autres particules, restait au fond tandis que les cailloux débordaient de la « ». Aujourd'hui, le gravier est pompé des rivières et jeté sur un plan incliné auquel on ajoute du mercure. Le mercure et l'or s'associent, forment *(2*

La seconde étape consiste à séparer les deux métaux : l'amalgame est

transforme en vapeur (puisqu'il bout à 357°), tandis que l'or reste solide (puisque sa température de fusion est très supérieure, à 1063°). L'or est

encore présent (environ 5 % de mercure), sur le même principe.

L'orpaillage est une activité répandue dans une grande partie de

pratiquée au Brésil (dans les « maisons d'or

Comme on le verra en détail, ces différentes activités entraînent deux sources de contamination soit par les vapeurs inhalées par les orpailleurs, soit

puis par les populations riveraines.

(1 « L'or en Guyane, éclats et artifices
de Mme Christiane Taubira-Delannon, députée de Guyane - 2001.

2) XVIIIème siècle et un auteur proposait
aux personnes intoxiquées par le mercure d'avaler quelques feuilles d'or et de les
là où elles savent ».

On estime qu'un kilo d'or requiert en moyenne l'utilisation d'un kilo de mercure (entre 0,5 et 1,3 kg selon les procédés). Les rejets anthropiques annuels en Amazonie, liés à l'orpaillage, sont estimés à 300 tonnes.

b) Les autres sources anthropiques

Cette première voie de contamination est connue depuis fort longtemps, et les études portant à proximité des sites d'exploitation sont très nombreuses. Ce constat était-il suffisant ? Il était permis d'en douter dans la mesure où l'on a relevé la contamination de populations qui ne vivaient ni près des sites de production, ni près des anciens sites de production, ni sur la même rivière que les sites de production.

La piste aurifère n'était, semble-t-il pas la seule. L'expertise collective de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD, ex-ORSTOM) a permis d'apporter une réponse à cette énigme.

Selon M. Jean-Pierre CARMOUZE, Directeur de Recherche à l'IRD, responsable de l'étude, « *on associe mercure et orpaillage. Cette approche est très réductrice. Il existe d'autres sources, qui tiennent à la fois aux caractéristiques du sol et aux conditions de l'exploitation humaine. Les sols amazoniens sont très âgés, très chargés en fer (sol très rouge, typique de l'oxyde de fer) et en mercure. Les sols sont cinq fois plus concentrés en mercure que dans les sols tempérés. Tant que le mercure est piégé, il ne bouge pas. Dès qu'il y a un déboisement, pour exploiter la forêt, valoriser une terre, creuser une route, extraire le mercure..., les parties fines du mercure deviennent accessibles. Les pluies denses opèrent un lessivage qui conduit le mercure dans les rivières ou dans les eaux stagnantes, dans lesquelles il rencontre des conditions optimum pour se transformer en méthylmercure (...). La déforestation contribue aux pollutions mercurielles au même titre -et peut-être même dans les mêmes proportions- que le mercure des orpailleurs* ».

Il existe donc différentes sources de libération de mercure sans qu'il soit possible de les hiérarchiser dans la mesure où selon son ampleur et son contexte environnemental, une même activité peut entraîner une production plus ou moins grande de méthylmercure. Mais, d'une façon générale, « *en tout lieu où l'activité anthropique a pour effet d'accroître l'érosion des sols par le déboisement ou la destruction des berges, il y a parallèlement une augmentation des teneurs en mercure des eaux* ».

Deux activités méritent une attention particulière.

- *Le déboisement.* «
abondante que le déboisement est conséquent ». D'une part, le déboisement

relargage dans l'atmosphère d'une fraction du mercure initialement contenu dans la végétation. Le brûlage de la biomasse forestière amazonienne pour le

total des émissions anthropiques de mercure dans l'atmosphère. D'autre part, le déboisement favorise le lessivage des sols qui entraîne une fraction du

- *La construction de réservoirs.* De nombreuses retenues d'eau ont été

l'irrigation et l'approvisionnement en eau potable. D'une part, les sols nouvellement inondés libèrent d'importantes quantités de mercure. D'autre *« les lacs de barrage apparaissent comme des usines à production de* ». Un réservoir crée les conditions quasi-optimum qui : un milieu aquatique, faiblement oxygéné, de faible hydraulicité, riche en matières organiques en décompo-sition, et riche en

Ces caractéristiques ne permettent pas un message simple : le

de déboisement avant la création d'une retenue d'eau, est un facteur de méthylation du mercure. Ainsi, pour combattre une seule pollution, il faudrait

On notera que ces différentes observations, pour la plupart nouvelles et fécondes, n'ont été possibles que grâce au travail collectif d'une équipe

Cette méthode qui, une fois de plus, a fait ses preuves, devrait être systématisée à d'autres travaux.

Les voies de contamination

Ces deux sources d'exposition contribuent à une pollution

distinctes : l'inhalation de vapeurs et la contamination des poissons.

L'utilisation du mercure, et plus encore, le chauffage de l'amalgame libère des vapeurs de mercure. Le premier public contaminé est donc

très attendue, et il arrive fréquemment que l'entourage familial y assiste, dans des lieux fermés. Les vapeurs de mercure sont à la fois directement inhalées et imprègnent les cheveux, les vêtements, le logement... Il existe bien des équipements pour récupérer les vapeurs de mercure, mais l'activité d'orpaillage est un secteur très hétérogène, où les pratiques semi-industrialisées côtoient les pratiques artisanales plus ou moins clandestines, souvent parfaitement connues, et même parfaitement localisées, mais en réalité plus ou moins institutionnalisées, les orpailleurs guyanais utilisant -exploitant ?- la main d'œuvre clandestine brésilienne ou surinamienne. Il va sans dire que, dans ces conditions, les techniques de protection et de récupération des vapeurs ne sont pas utilisées.

Le mercure inhalé est un mercure minéral ou inorganique. Le mercure inhalé est absorbé par les voies respiratoires à plus de 80 %, le reste est soit exhalé, soit absorbé par les voies intestinales. Le mercure absorbé est oxydé par des catalases et se transforme en mercure ionisé. Le mercure ionisé est principalement distribué dans le rein, et, dans une moindre mesure, dans le cerveau.

Sauf cas d'inhalation aiguë, se traduisant par une irritation intense suivie de troubles hémorragiques des voies respiratoires, l'intoxication de vapeurs de mercure, consécutive au chauffage du mercure métallique, se traduit par une intoxication chronique. Les troubles cliniques sont cependant peu spécifiques : irritabilité, troubles du sommeil, troubles rénaux, détérioration intellectuelle...

La meilleure indication biologique de l'exposition au mercure inorganique est la concentration urinaire. La concentration de mercure dans le sang pour mesurer les intoxications aux vapeurs mercurielles est moins fiable, car il y a risque de confusion entre intoxication par les vapeurs et intoxication au mercure organique par absorption de poisson.

- La contamination de la faune et la flore

Le mercure inorganique est rejeté dans l'environnement tant par l'activité industrielle que par l'activité humaine qui mobilise les sources naturelles. Le mercure est drainé dans l'eau des rivières, des marécages. Il se dépose dans les sédiments, puis est transformé en mercure organique (méthylmercure) par l'action des bactéries (surtout dans les eaux stagnantes des marais avec décomposition des végétaux et peu de lumière). Le méthylmercure peut alors entrer dans la chaîne alimentaire. Il est d'abord absorbé par les espèces végétales, ce qui constitue le premier maillon du processus de bioamplification dans la chaîne alimentaire aquatique. Les poissons herbivores consomment les productions primaires (végétaux) et sont eux-mêmes la proie de poissons carnivores qui servent à l'alimentation des populations locales. Au cours de ces étapes, le méthylmercure suit un

processus de bioamplification, par transfert cumulatif. Les concentrations de mercure chez les poissons prédateurs peuvent être plusieurs millions de fois supérieures à celles mesurées dans l'eau.

Pour la population locale, les apports de mercure sont liés à la consommation de poisson et la concentration de méthylmercure dans ces derniers.

Le méthylmercure est absorbé par voie respiratoire et digestive. Il se concentre dans le cerveau. Les indicateurs de l'exposition au méthylmercure sont les concentrations sanguines et capillaires.

Le cheveu est un excellent indicateur des niveaux d'exposition au mercure organique. Les concentrations dans les cheveux sont deux cent cinquante fois plus importantes que dans le sang et sont donc beaucoup plus facilement mesurables (200 µg de mercure par litre de sang correspond à des niveaux 250 fois plus élevés dans les cheveux, soit 50 µg/g de cheveux).

La pousse des cheveux est d'environ 1 cm par mois, ce qui permet de suivre l'absorption de mercure sur plusieurs mois (il faut cependant exclure les pointes qui peuvent être contaminées par les apports extérieurs).

3. Quelques résultats

Il convient de distinguer les mesures d'intoxication menées à la suite de campagnes de mesure extrêmement nombreuses, et peut-être même anarchiques, et les effets de l'intoxication, beaucoup moins bien évalués.

a) Les mesures d'exposition

La principale voie d'exposition des populations amérindiennes au mercure est la voie alimentaire, liée à la consommation de poissons. Toutes les études ont montré clairement des concentrations de mercure dans les poissons de rivière en Guyane, très au-dessus des valeurs courantes. Le dépassement des normes réglementaires (0,5 ou 1 mg/kg) est cependant variable selon les poissons. Sur 44 variétés de poissons étudiées, les concentrations moyennes en mercure s'étalonnent, selon les espèces, entre 10 ng/g à 793 ng/g (soit 0,8 mg/kg). Encore ne s'agit-il que de moyennes. On note quelques cas de concentrations supérieures à 1,5 mg/kg.

Ces niveaux de concentration ont été observés dans d'autres lieux de pêche d'Amazonie et peuvent être considérés comme représentatifs des concentrations constatées en aval des lieux d'orpaillage.

Comparaison des concentrations en mercure des poissons

	Constat rivière non polluée	Norme réglementaire (communautaire ou française)	Concentration constatée	
			Moyenne	Maximale
Herbivore	**10 ng/g (0,01 mg/kg)**	**0,5 mg/kg**	**0,18 mg/kg ***	
Carnivore	**200 ng/g (0,2 mg/kg)**	**0,5 mg/kg ou 1 mg/kg ** (norme française)**	**0,64 mg/kg ****	**1,6 mg/kg**

** moyenne générale - 44 espèces*

*** sur 5 espèces carnivores principales*

b) Les mesures d'intoxication

Tous les indicateurs montrent une exposition manifeste de certaines populations amérindiennes au mercure. Les valeurs observées étant pour la plupart supérieures aux recommandations internationales.

L'une des dernières études connues a été réalisée par l'Institut de Veille Sanitaire sur une population Wayana de quatre villages de Guyane représentant 750 habitants. Ces résultats sont conformes à d'autres études antérieures et probablement représentatives des populations amérindiennes.

Principaux indicateurs d'intoxication du mercure

Concentration de mercure dans les cheveux

Moyenne de référence	
Moyenne constatée - Guyane	3 µg/g
	10 µg/g
Moyenne population amérindienne étudiée	
Minimum - maximum de l'échantillon	1,9 à 27,2 µg/g
de l'OMS	57,4 %

(moyenne - dans une population amérindienne de Guyane)

	en µg/kg/jour			
Recomman-dation	**3,3 µg/kg/semaine soit 0,47 µg/kg/jour**		**ou 300 µg Hg/jour**	
Age		**F**	**H**	
3 - 6 ans	**0,98**		**100,7**	**100,7**
	1,1	**1,1**		**191,6**
10 - 14 ans		**1,13**	**263,6**	
15 - 25 ans	**0,79**		**335**	**289,5**
	1,45	**1,20**		**288,8**
> 45 ans		**0,61**	**201,5**	

Source : Institut de Veille Sanitaire

alimentaire pour 1999

** MeHg*

On observera que les valeurs recommandées sont dépassées dans la presque totalité des cas.

c) Les effets de l'intoxication

Votre rapporteur ne peut que constater -pour le déplorer- un écart considérable entre le très grand nombre d'études sur les mesures de l'intoxication à travers une large batterie d'indicateurs (poissons, alimentation, cheveux, urine, sang...) et le très faible nombre d'études sur les effets de cette intoxication.

L'étude des effets de l'intoxication au mercure des populations amazoniennes se heurte, il est vrai, à de nombreuses difficultés.

La première difficulté est d'établir une relation de cause à effet entre intoxication au mercure et troubles. Les effets sont au départ peu manifestes et peu spécifiques (insomnies...). Cette difficulté intrinsèque est renforcée par le fait que ces populations sont sujettes à de nombreuses autres infections ou maladies d'origine virale ou bactérienne. D'autres facteurs peuvent intervenir : infections, malnutrition, alcoolisme, héritage génétique. L'exemple typique est la mise en évidence de la petite taille des populations. Il s'agit cependant d'une caractéristique connue de longue date des populations amérindiennes en général et il est certain que les facteurs génétiques y contribuent de façon déterminante.

Au total, l'exposition au mercure vient s'ajouter aux nombreuses vulnérabilités d'une population à la fois victime et condamnée.

La deuxième difficulté est d'établir des tests adaptés pour étudier les effets neurotoxiques. A l'évidence, les comparaisons par rapport aux enfants américains du même âge (l'anecdote a été rapportée en audition) paraissent totalement absurdes. Mais les tests habituellement utilisés pour ce type de population n'ont pas été meilleurs. *« La batterie de tests prévus initialement était mal adaptée à la communauté amérindienne. A cause de la barrière de langage et de la timidité face à l'enquêteur, les instructions étaient souvent mal comprises ou mal acceptées».*

L'étude réalisée par l'Institut de Veille Sanitaire n'apporte pas de conclusion déterminante. Aucun risque neurologique majeur n'a été observé chez les enfants (sauf deux retards à la marche), mais quelques signes neurologiques mineurs ont été observés. L'étude a mis en évidence des signes légers d'altération du développement neurologique ou neuro-psychologique de l'enfant pouvant être mis en relation avec l'exposition au méthylmercure. L'étude confirme surtout la première difficulté, déjà évoquée : *« L'étude a permis d'évaluer la présence de caractéristiques médicales (paludisme), socioculturelles (alcoolisme) qui sont des facteurs de risques connus d'altération du développement de l'enfant ».*

4. Discussion critique

a) Résultats

• Les résultats font apparaître clairement **un risque réel et sérieux d'intoxication** au mercure par les populations amérindiennes. Plus ces populations vivent à proximité et en aval des sites d'orpaillage, et plus ce risque est important.

Au total, la population consommerait de 40 à 60 µg de mercure total par jour, soit près de dix fois plus que l'apport quotidien courant chez l'homme. Toutes les personnes de plus de 7 ans sont très proches ou dépassent la valeur limite hebdomadaire recommandée de 200 µg organique. Si l'on rapporte la contamination du poids corporel, tous les individus dépassent la valeur limite de 3,3 µg/kg.

S'il n'y a pas, sauf exception, de dépassement massif des seuils recommandés, ce constat ne saurait être apaisant. Il convient de s'interroger sur la valeur des normes. D'une part, faut-il distinguer les seuils tolérables pour les poissons herbivores et les poissons carnivores ? D'autre part, ces seuils, calculés pour une population moyenne, sont vraisemblablement peu adaptés à des populations pour lesquelles le poisson est à la base de l'alimentation, avec une absorption quasi quotidienne qui peut aller jusqu'à 600 grammes par jour.

Compte tenu de spécificités de l'exposition et de l'alimentation de chacune des populations, les valeurs limites recommandées ne sont pas adaptées et doivent être revues à la baisse. Les dépassements n'en sont que plus importants.

• Il faut néanmoins prendre la mesure du phénomène. D'une part, ce risque, en Guyane, est circonscrit à une fraction de la population. En d'autres termes, l'intoxication au mercure concerne les orpailleurs de la forêt et les populations amérindiennes. Les mesures d'exposition décroissent au fur et à mesure de l'éloignement des lieux d'orpaillage. A notre connaissance, il n'y a pas d'intoxication générale en Guyane, les contrôles sanitaires des autres populations du département n'ayant pas révélé d'anomalie quelconque.

grosses consommatrices de poissons, sont cependant à surveiller *( )*.

à une partie de la population du département, il n'est en revanche pas spécifique à ce territoire. La population résidant dans la zone contaminée du

voisins, notamment au Brésil. Des niveaux de mercure non négligeables ont également pu être rapportés dans des populations habitant des zones non

poissons. Si la moyenne des teneurs en mercure dans les cheveux de populations amérindiennes de Guyane est très élevée (11,4 µg/g), d'autres : plus de 8 µg/g au sein d'une population péruvienne et aux Seychelles par exemple. Les Inuits du Canada

- Le dernier constat est moins décourageant. Il n'y a en réalité pas

vecteurs d'intoxication au méthylmercure, ne sont pas uniformément sensibles au mercure.

poisson le plus touché par le mercure n'est pas consommé. Sur 242
trations en mercure habituellement recommandées (0,5 mg/kg de poids frais). Quatre espèces de poissons contribuent aux trois-quarts de l'intoxication des

b) Recommandations

permettent d'ouvrir quelques pistes. Dans son rapport au Premier Ministre, la députée de Guyanne, Mme Taubira-Delannon présente une large gamme de

humble face à une telle expertise.

Les recommandations peuvent s'articuler autour de quatre thèmes

- La recherche. Une réflexion doit être menée pour mieux définir et

de relevés, presque tous concordants, sur l'intoxication de populations

---

(1 Dans son rapport remis au Premier Ministre, la députée de Guyane, Mme Taubira-Delannon a une position beaucoup plus alarmiste, fondée vraisemblablement sur des données dont votre rapporteur n'a pas eu connaissance.

amérindiennes. La recherche sur les effets réels, et surtout les propositions, sont beaucoup plus rares.

On peut douter de l'utilité de nouvelles études sur le risque mercuriel en Amazonie. On peut craindre un gaspillage des moyens et des compétences. Quelques pistes méritent cependant d'être étudiées : le risque mercuriel sur la côte ou en estuaire, les produits de substitution du mercure (autre

- Les propositions sur la source de l'intoxication.

techniques largement rappelées par la députée, sont connues : freiner le

d'exploitation, équiper les sites d'orpaillage pour limiter les rejets de vapeurs, éviter les pratiques à haut risque (affinage dans des cases fermées avec

limiter l'usage du mercure...

Nous souhaitons évidemment le plein succès à ces propositions. La

reformulées par la meilleure experte qui puisse exister, votre rapporteur aurait eu quelques hésitations à les reprendre, tant les difficultés de terrain paraissent

l'optimum est pure utopie, le souhaitable est encore loin, quand il n'est pas hors de portée. L'orpaillage est une activité encore largement anarchique et

populations de Guyane, du Brésil, du Surinam s'y mêlent et s'y fondent. Les sociétés officielles implantées travaillent avec ce prolétariat docile, avec les

L'Etat, les autorités locales ne peuvent évidemment rester insensibles à cette situation, mais force est de reconnaître que les remèdes sont incertains.

portée, les priorités de l'Etat sont ailleurs, et la détermination des autorités locales est incertaine... Autant de handicaps pour mener à bien

mêmes ? Il existe en Guyane un syndicat, des coopératives, et de

favoriser l'émergence de coordinations professionnelles locales, en espérant qu'elles soient des relais d'information sur le risque direct, lié

***- L'éducation sanitaire des populations.* L'éducation sanitaire**

de certains poissons et de les inciter à modifier leurs comportements et leur mode d'alimentation.

Cette éducation se heurte à des difficultés. L'alimentation est la première et la plus forte des habitudes culturelles. Il est très difficile de demander aux gens de changer des habitudes courantes depuis des générations. Le point clef est le poisson. Du fait du processus de bio-accumulation, plus le poisson est gros, plus il est chargé en mercure. Mais pêcher un gros poisson (jusqu'à 12 kg) est beaucoup plus valorisant que de pêcher des petits... Et puis, comment expliquer que certains poissons sont bons à manger et d'autres ne le sont pas ?

Le message doit évidemment être extrêmement simple, adapté aux populations locales, pour miser sur les capacités des populations à prendre en compte les informations qui leur sont fournies.

A terme, connaît-on bien les effets des changements de pêche sur l'environnement et sur la faune ? *« La pratique d'une pêche sélective peut avoir des effets écologiques néfastes sur les peuplements aquatiques, conduisant à des déséquilibres au sein des processus de régulation à l'intérieur des réseaux trophiques »*.

L'objectif paraît cependant accessible.

Il ne s'agit évidemment pas de supprimer la pêche (d'ailleurs par quoi la remplacer ?) mais de privilégier la consommation de poissons herbivores, de préférence aux poissons carnivores (les seconds étant dix fois plus contaminés que les premiers). Pour être plus précis, seules quelques espèces posent de réels problèmes. Près des trois-quarts de l'absorption de mercure viennent de quatre espèces de poissons. L'enjeu est donc circonscrit à quelques espèces.

A notre connaissance, seul le Brésil, dans cette région du monde a testé -avec succès- une campagne d'information de ce type. L'intervention avait pour but d'inciter à **sélectionner les poissons**. Une affichette était apposée dans les maisons avec un slogan *« mangez plus de poissons qui ne mangent pas d'autres poissons »* et quelques dessins : poissons rouges (à mercure élevé) dont la consommation était prohibée, poissons jaunes et poissons verts (avec très peu de mercure). Pourquoi les maisons et non pas les pêcheurs ? Parce que ce sont les femmes qui sélectionnent et font cuire le poisson, et ce sont elles qui ont joué un rôle clé dans cette opération.

En cinq ans, les mesures de mercure des villageois avaient chuté d'un tiers.

Il est tout à fait certain que le remède ne peut se limiter à ces formes d'éducation sanitaire, qui ne sont que des mesures palliatives, mais accessibles, peu coûteuses, et relativement efficaces, elles ne doivent pas être ignorées.

- La maîtrise de la ressource halieutique

L'éducation évoquée ci dessus n'est que la première étape d'un processus,

qui, à notre connaissance, n'a jamais été explorée. Celle de la maîtrise de la ressource piscicole. Sous forme de fermes d'aquaculture, dans des eaux

pour la population amérindienne de prendre son destin en main. Des recherches doivent être conduites dans ce domaine.

Il faut insister sur l'importance de la recherche sur l'élimination des métaux lourds que ce soit par les méthodes physico-chimiques ou biologiques.

nos choix de société. Ces deux caractéristiques sont développées ci-après.

Quelques axes de recherche
dans le domaine "Métaux - Santé - Environnement"
Par Dominique DARMENDRAIL
Chef du Service Environnement & Procédés du BRGM
Membre du comité de pilotage

La démarche d'évaluation des risques qui sous-tend l'ensemble des actions en cours est une méthode d'analyse structurée où les éléments d'information sont collectés, ordonnés, évalués afin de quantifier le risque d'une manière transparente et de permettre au gestionnaire d'agir avec la meilleure lisibilité possible. Elle permet de prendre en considération les nombreuses incertitudes scientifiques actuelles. Cependant, une amélioration des connaissances scientifiques et techniques au moyen de programmes de recherche est souhaitable afin de limiter certains champs d'incertitude.

Ainsi, certaines thématiques scientifiques ont été identifiées tant dans le domaine de la connaissance des sources de contamination que dans celui des processus de transfert des polluants dans les différents compartiments environnementaux ou des impacts sur les cibles, en particulier la santé humaine, mais aussi les écosystèmes.

· ***Connaissance des sources de contamination :***

Il conviendrait de développer les travaux de recherche en toxicologie sur les polluants dont la toxicité aiguë ou chronique est importante et constitue de fait une priorité.
La prédiction des effets sur le long terme, particulièrement importants dans le cas des pollutions par des éléments métalliques tels que le plomb, le mercure ou l'arsenic qui s'accumulent dans les sols et la chaîne alimentaire, reste du ressort de la recherche fondamentale. Des approches analyses de cycle de vie de ces substances devraient être développées.

· ***Connaissance des transferts de polluants :***
La caractérisation, la quantification et la modélisation des mécanismes de transfert des polluants, notamment des éléments métalliques, est une des voies importantes de recherche à développer. Ceci passe par une meilleure connaissance des capacités de mobilisation de ces produits dans l'environnement et de leur biodisponibilité. Une meilleure compréhension des différents processus de transfert permettrait une adaptation des techniques de réhabilitation visant à limiter les risques, voire à rendre admissible certains processus naturels en tant que techniques "soft", telles que l'atténuation naturelle ou la gestion des panaches de pollution dans les nappes.

· ***Connaissance des impacts sur les cibles :***
Des études sanitaires (études toxicologiques, études d'expositions basées sur les modes de vie des populations, enquêtes épidémiologiques, …) devraient être lancées pour apprécier les effets sanitaires de la pollution des sols par les métaux lourds et l'éventuel besoin de suivi des populations exposées. Les zones de contaminations naturelles et/ou de pollutions anthropiques avérées pourraient servir d'aires pilotes. Ainsi, les effets de mélanges de pollutions (pouvant causer des accroissements ou des diminutions de risques) pourraient être étudiés. La protection des populations passe par une approche intégrée des expositions.

· ***Outils à développer :***
Le développement de nouvelles techniques d'investigation, rapides et fiables, des sols pollués par des substances dangereuses permettrait d'étendre le champ d'évaluation des expositions des populations à ces produits.
De plus, la prise en considération des problèmes sociaux et économiques associés à ces expositions doit être intégrée aux projets actuels. Les compléments apportés par l'analyse du cycle de vie lors de la mise sur le marché de certains produits ou de certaines techniques de recyclage ou de réhabilitation de sites pollués pourraient s'avérer une piste intéressante.

La mise en place de programmes de recherche dans ces domaines nécessite que les pouvoirs publics se dotent de moyens de coordination des équipes multidisciplinaires nécessaires à la compréhension des processus touchant à ce domaine (lancement de programmes nationaux de recherche), mais aussi étendent les partenariats européens et internationaux (parfois déjà existants - ex. : réseau

CLARINET - Contaminated Land risk network) afin de mener de façon plus efficace et concertée de ces recherches.

A cette fin, la poursuite de la stratégie en matière de sites ateliers pilotes devrait être encouragée, éventuellement dans un cadre européen.

Concernant les populations amérindiennes, les effets de l'intoxication mercurielle se combinent avec les autres pathologies que connaissent ces populations, particulièrement vulnérables : 4 500 personnes tout à la fois victimes et condamnées par les différentes formes de l'exploitation des forêts.

La France ne peut abandonner une partie de ses citoyens sous prétexte qu'ils seraient condamnés par l'histoire et la civilisation moderne. Si le mode de vie des amérindiens est évidemment fort éloigné de celui du parisien ou du lotois, un décalage similaire existe avec les populations des pays les moins avancés. Tout est une question de degré. Mais tout est aussi et avant tout une question de principe. Car, à suivre cette logique qui établit une sorte de hiérarchie entre les hommes comme on établirait une hiérarchie entre les espèces, nous oublions ce qui fait l'homme. Pourquoi s'arrêter aux amérindiens ? Pourquoi pas, demain, renoncer à se battre pour les agriculteurs de montagne puisqu'ils sont eux aussi fragilisés par les exigences de la vie moderne ? Nous sommes tous des amérindiens en puissance.

C'est pourquoi cette population est emblématique de nos choix éthiques de société. Les propositions que nous formulons, résolument innovatrices, qui permettraient à ces populations de maîtriser leur destin, sont une marque d'espérance.

Les métaux lourds ont fait, d'une certaine façon, la civilisation. Trop utilisés, ils peuvent aussi défaire l'humanité.

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Première partie : l'amalgame dentaire

***Le débat sur les effets de l'amalgame dentaire*.**

1. L'Office ne peut que confirmer que la grande majorité des études internationales consacrées à l'amalgame dentaire dénient que les doses du relargage de mercure aient des effets néfastes pour la santé des patients. **L'Office regrette que la poursuite des débats sur ce sujet sorte parfois du strict champ scientifique**.

2. L'Office rappelle que la diffusion de certaines études sur Internet ne peut en aucun cas suffire à leur conférer une légitimité. **L'Office appelle à une grande vigilance sur les études qui n'ont jamais été publiées par une revue scientifique, n'ont jamais été cautionnées par un comité de lecture, voire même, cas rarissime, ont été refusées par l'Université**.

3. L'Office regrette toutefois que cette question sur la nocivité éventuelle de l'amalgame soit trop souvent considérée par un grand nombre de professionnels comme anecdotique ou fantaisiste. De nombreux témoignages concordants sur l'amélioration apportée ou ressentie après la dépose des amalgames doivent être considérés.

Le choix amalgame /composite

4. L'Office **considère que les deux matériaux, amalgames et composites ont leur place dans les modes de traitement des caries dentaires**.

5. L'Office souhaite que la pose d'amalgame soit réservée aux cas qui ne peuvent être traités par des composites sans présenter des inconvénients pour la santé du patient (traitement des grandes cavités...)

6. L'Office déplore que les inconvénients de l'amalgame sont le plus souvent occultés. L'Office n'exclut pas que la pose d'amalgames ait été dictée par des considérations éloignées du seul critère thérapeutique. **L'Office s'inquiète notamment des recommandations de pose d'amalgames lorsque le praticien est « *pressé* » (sic).**

7. L'Office rappelle que les composites ne peuvent être considérés comme des purs produits de substitution de l'amalgame. Ses changements fréquents sont le signe d'une technique hésitante. **S'il devait jouer, le principe de précaution devrait s'appliquer autant pour le composite dont on ne connaît pas tous les effets, que pour l'amalgame, technique éprouvée.**

8. Le choix en faveur des composites ne peut aller jusqu'à proposer le remplacement des amalgames anciens par des nouveaux composites. La pose et la

dépose d'amalgames sont deux moments critiques, de nature à libérer des vapeurs mercurielles préjudiciables à la santé du patient.

Recommandations en direction des patients

9. La prévention, par une bonne hygiène dentaire et des visites régulières chez les praticiens, sont la meilleure garantie contre les traitement par amalgames. Plus les caries sont traitées tôt et plus elles peuvent être traitées par composites.

10. La confiance doit rester au centre de la relation patient-médecin. Un patient qui a confiance dans son praticien, fût -il habitué aux amalgames et qui ne se plaint pas de maux particuliers, n'a pas de raison de changer de praticien, fut-il adepte de la « bio dentisterie ».

Recommandations en direction des praticiens

11. La pose d'un matériau d'obturation doit être systématiquement précédée d'un entretien avec les patients. Les troubles rénaux, les allergies, sont vraisemblablement des contre indications à la pause d'amalgames.

12. La technique de pose des composites repose essentiellement sur la compétence des praticiens. **L'évolution en faveur des composites doit être accompagnée d'un intense effort de formation professionnelle dans le cadre de la formation continue**.

13. L'absence de polissage des amalgames dentaires augmente les rejets mercuriels d'au moins 100 %. **La poursuite de la pose d'amalgames doit être accompagnée du polissage des obturations**. Cette étape, enseignée au cours des études, est très souvent occultée dans la pratique professionnelle **Ces règles doivent être rappelées. Des contrôles peuvent également être imaginés par les services assurant la prise en charge des soins dentaires**.

14. Il conviendrait également de **mieux assurer le suivi de l'air ambiant et des personnels travaillant dans les cabinets dentaires**.

Recommandations en direction des pouvoirs publics

15. Si les effets de l'amalgame sont amplement débattus, **certaines recherches méritent d'être poursuivies** dans quelques directions :

- la **détermination de groupes à risques**,

- le **suivi des composites**,

- **l'effet des mastications**. L'offre de gomme à mâcher soit en confiserie soit en produits para médicaux (gomme anti tabac, gomme anti caries...) doit être contrôlée,

16. Une **réflexion sur la tarification** doit également intervenir. La tarification n'est pas favorable à un travail soigné sur l'amalgame puisque le polissage n'est pas pris en charge.

La récupération du mercure dentaire

17. L'installation de séparateurs d'amalgames a pris du retard. **Les règles et procédures administratives trop complexes doivent être revues.**

18. Ces règles sont d'autant plus inutiles qu'elles oublient l'essentiel : **les praticiens doivent disposer pas d'une comptabilité simple et claire des entrées et sorties d'amalgame et de mercure**.

19. Le risque mercuriel est mal perçu en France. Les établissements de stockage de déchets d'amalgames sont soumis, selon les départements, soit au régime de la déclaration, soit au régime de l'autorisation préalable. Il convient **d'harmoniser les pratiques administratives**.

20. Un audit de la filière de récupération des déchets mercuriels apporterait des informations utiles à la décision. S'il s'avérait que les déchets mercuriels sont, en effet, peu et mal traités, l'utilisation du mercure pourrait être remise en cause.

21. L'Office invite le Gouvernement **à poursuivre des études sur le risque mercuriel à proximité ou à l'intérieur des crématoriums**. Dans la mesure où cette pratique connaît un fort développement, **il convient que les collectivités locales soient parfaitement informées des risques de cette situation et des coûts** qui pourraient être imposés pour traiter ces émissions mercurielles.

Deuxième partie : les métaux lourds et l'environnement

Présentation générale

22. Compte tenu de l'évolution des techniques d'analyse, **l'Office souhaite que la France se dote d'un dispositif permettant l'archivage des échantillons de sols.** Les projets actuels pourraient être soutenus financièrement par les ministères concernés.

23. L'analyse des risques est aujourd'hui au stade initial. Cette base de réflexion doit être complétée. **La compétence et les informations des services de l'Etat pourraient être mieux valorisées par une meilleure coordination ou un recoupement des informations.** (en superposant la carte des risques à celle de la situation sanitaire des populations par exemple).

24. L**'analyse des risques doit désormais être plus ciblée sur des groupes et/ou des sites à risques**. Une réflexion doit être menée pour déterminer cette liste.

25. Cette réflexion devra conduire à **l'établissement d'une cartographie des risques**, faisant apparaître l'intensité de ces derniers.

Points particuliers

26. Les recherches sur les métaux lourds dans les sédiments doivent être poursuivies.

27. Il convient de renforcer une certaine vigilance à l'égard des autocontrôles opérés par les industriels sur leurs émissions de métaux lourds

28. Concernant le **contrôles des eaux, la réglementation et les contrôles des petits lieux de captage doivent être améliorés**. **Un bilan, voire une mesure d'arsenic tous les cinq ans ne semble pas représenter une charge financière insupportable**.

29. Les recherches doivent être poursuivies sur l'analyse des transferts des métaux lourds vers quelques plantes et productions cibles. La liste doit être établie en commun avec les services de l'Etat, les organismes de recherche et les organisations agricoles.

Les plombs de chasse

30. L'Office se prononce en faveur de la substitution des cartouches aux plombs par des cartouches à munitions non toxiques.

31. Cette substitution pourrait être accompagnée par **une action d'information sur les inconvénients des cartouches à plomb et sur le bilan des expériences étrangères qui permettraient d'apaiser les réticences des chasseurs**.

32. Ce plan portant sur les munitions pourrait également être accompagné par **une action pour améliorer la récupération des vieilles cartouches**. Un système de consigne pourrait être testé en complément de l'action pédagogique.

L'arsenic dans les produits de traitements des bois

33. Les métaux lourds dans les déchets banals imposent une formation spécifique en direction des personnels des déchetteries afin de mieux diriger les produits vers les filières de recyclage adaptées.

34. L'ADEME pourrait utilement contribuer à ce travail d'orientation en réfléchissant à un marquage aisément identifiable, qui constituerait une aide visuelle au tri des produits.

Les métaux lourds dans les piles

35. Même si les responsabilités sont largement partagées, la collecte des piles est encore très décevante. L'action des collectivités locales par l'intermédiaire des déchetteries supplée les carences de l'initiative privée. **Un audit de la filière de recyclage, réalisé par l'ADEME, permettrait de dresser un bilan et d'apporter les aménagements qui s'imposent**.

36. Des recherches doivent être poursuivies sur le suivi des métaux lourds dans les différentes formes de traitement thermique des déchets (incinération,

thermolyse). Des arbitrages sont nécessaires sur les émissions de dioxines et de métaux lourds, dans des conditions de transparence.

Le plomb dans les batteries

37. 5 à 10 % des batteries automobiles échappent encore au circuit de retraitement. **Une amélioration est possible, notamment du côté des grandes surfaces qui vendent des batteries et en récupèrent très peu**.

38. La réglementation sur les transports de déchets et de marchandises dangereuses n'est pas respectée. Une vigilance accrue des pouvoirs publics est indispensable.

Les accumulateurs au nickel cadmium

39. La seule annonce d'une interdiction possible a pour effet d'arrêter les initiatives privées de recyclage sans garantir l'arrêt des matières dangereuses dans la mesure où les stocks existants sont toujours chargés en métaux lourds et que les importations sont mal contrôlées. **Une politique de collecte et de recyclage des produits dangereux dans le cadre d'un plan d'ensemble de gestion des déchets paraît préférable**.

Le mercure dans les lampes et tubes fluorescents

40. Le même phénomène se produit pour les lampes qui contiennent encore des éléments de mercure. **La collecte est encore très faible (moins de 10%). Une amélioration s'impose**. L'idée d'un « zéro mercure » a pour effet de stopper le recyclage sans supprimer les rejets de mercure.

Les métaux lourds et les boues d'épuration

41. Malgré des analyses de boues et de sols globalement rassurants, une certaine inquiétude demeure sur la pérennité de la filière d'épandage des boues. **Cette évolution doit être considérée comme une donnée durable**. L'accumulation des crises alimentaires et sanitaires est peu favorable à une analyse purement scientifique du problème.

42. La question de l'épandage des boues renvoie à l'analyse des transferts des métaux lourds dans les sols et/ou les plantes. Il s'agit en vérité d'un dilemme. Ou bien les métaux lourds sont mobiles, et ils vont être transférés vers les nappes phréatiques et les plantes entraînant une contamination à court terme, ou bien ils ne sont pas mobiles, n'entraînent aucun risque à court terme, mais conduisent à une contamination durable des sols. **Face à ce dilemme, le mieux est de ne pas en mettre du tout ou d'en mettre le moins possible**.

43. L'utilisation des boues de stations d'épuration n'est pas a priori incompatible avec une agriculture durable, mais un tel choix suppose de mettre en place un système de contrôle infaillible.

44. La pérennité de la filière suppose un gros travail de recherche, de contrôle, et de suivi, pour réaliser des bilans. L'archivage des échantillons paraît nécessaire.

Troisième partie : les conséquences des métaux lourds sur la santé humaine

Les normes et les seuils

45. L'Office observe que les valeurs de référence, même reconnues sur le plan international, laissent une large part d'incertitude. **Il est souhaitable de garder en mémoire le processus d'établissement des seuils pour ne pas tirer de conclusions trop hâtives sur les risques d'exposition**.

46. L'Office partage le choix de la France fondé sur l'évaluation des risques. Il recommande de ne pas confondre évaluation du risque et danger, risque et perception du risque, conviction et raisonnement. **Il faut éviter de transformer le principe de précaution en syndrome de précaution**.

47. L'Office considère que l'approche par la norme, choisie par l'Union européenne, est une approche trop généraliste. **Avant de proposer une nouvelle norme, l'Union européenne devrait s'assurer que les anciennes sont bien appliquées dans tous les pays de l'Union.**

Les contrôles

48. Les contrôles se sont améliorés et forment une base indispensable à la connaissance du risque alimentaire. **Il convient de compléter des plans de contrôle par des actions plus ciblées sur des sites à risques ou sur certaines catégories de populations.**

49. Les contrôles des importations des produits alimentaires sont hétérogènes. Compte tenu des récentes affaires en cours, **une commission d'enquête sur l'efficacité des procédures de contrôle des importations de produits alimentaires destinés à la consommation humaine ou animale peut être envisagée.**

50. Concernant les poissons et les coquillages, **il conviendrait de s'assurer que les contrôles annuels prévus soient effectifs, et malgré les réticences qui ont pu se manifester dans certaines zones de production, puissent se dérouler dans des conditions qui permettent une analyse sérieuse des contaminants.**

51. Une attention particulière doit être portée à la pêche locale à proximité des estuaires en Méditerranée. La pollution des mers et des fleuves, l'urbanisation massive, l'absence de véritable gestion des déchets devraient conduire à renforcer les contrôles dans cette zone.

Les populations à risques

52. Les études de l'INSERM confirment un risque de surimprégnation au métaux lourds au sein de la population des DOM-TOM. Ce phénomène s'explique en partie par l'importance des importations de métaux et par l'absence de politique de gestion des déchets. Les déchets sont accumulés et vont, dans le meilleur des cas, en

décharge contrôlée, mais aussi, souvent, en décharge non contrôlée, à la rivière ou en mer. Cette situation n'est pas admissible. **Les dérogations fréquentes en faveur des DOM-TOM doivent être limitées à leur plus strict minimum.**

53. Les calculs d'imprégnation des populations montrent l'existence de facteurs comportementaux à risques. Ces facteurs doivent être rappelés dans la presse grand public (tabagisme, habitations des logements anciens).

54. La proximité des sites pollués est un facteur de risque d'exposition supplémentaire. Les études par site par les services déconcentrés de l'Etat sont trop hétérogènes empêchant d'aboutir à des conclusions générales. **L'Office souhaiterait la mise au point d'un protocole d'étude.**

Les risques d'exposition liés aux produits

55. L'analyse des risques supportés par les enfants dans les aires de jeux en raison des bois traités avec des produits toxiques ne montre pas de risque particulier. **Il pourrait cependant être utile d'apporter un élément supplémentaire de garantie sous la forme d'un label de qualité qui supposerait que certaines conditions techniques ont été respectées au stade de la production et du traitement des bois.**

56. L'utilisation de traces de mercure dans les vaccins à titre de conservateur (affaire du thiomersal) a montré les difficultés de communication dans un contexte de crise sanitaire. **L'Office recommande la création de cellules de communication de crise afin d'améliorer l'information communiquée au public.**

57. L'information sur les risques mercuriels liés aux bris de thermomètres doit être poursuivie. Les conduites à tenir (déconseillant l'usage de l'aspirateur en cas de bris), doivent être rappelées dans les officines par voie d'affichage ou dans la presse gratuite, délivrée dans les pharmacies. **Un effort identique peut être imaginé pour les professionnels des instruments de mesures, en particulier des baromètres à mercure (sous forme d'autocollant collé derrière l'appareil)**

Le risque de saturnisme lié aux peintures au plomb dans les immeubles anciens

58. L'Office **souhaite que le Gouvernement veille à ce que les départements à risques soient effectivement classés à risques**, comme le prévoit la loi du 29 juillet 1998 relative à la lutte contre l'exclusion. Des retards sont apparus dans ce domaine. **L'Office regrette les grandes divergences dans l'attention portée au risque de saturnisme dans les différents départements. Le Ministère chargé des Affaires sociales pourrait utilement rappeler les enjeux et les moyens d'y faire face.**

59. L'Office recommande de multiplier l'information auprès des publics prioritaires dans les immeubles à risques, notamment sous forme d'affichages, renouvelés périodiquement, dans les cages d'escalier.

60. La commercialisation de testeurs de plomb individuels dans les grandes surfaces de bricolage doit être encouragée.

61. Le bilan du dépistage des populations à risques montre que la médecine de ville est très peu sensibilisée au risque de saturnisme et aux risques liés aux métaux lourds. Il conviendrait d'adapter les formations en conséquence, soit en formation initiale, soit en formation continue.

62. Pour toute action de prévention ou de réparation, l'approche ciblée sur des publics et zones à risques doit être systématiquement privilégiée. Loin d'occasionner une dépense supplémentaire, cette démarche représente un potentiel d'économie.

63. Ce type d'approche doit être comparé à l'approche générale par la norme suivie par l'Union européenne. **La fixation d'une norme de potabilité d'eau potable à 10 µg de plomb par litre appelle à cet égard une analyse plutôt critique.** Ce seuil ne pourra être atteint qu'après suppression totale des canalisations et des soudures au plomb. Ces travaux représentent un coût de 70 milliards de francs.

64. On observera que cette directive a été adoptée par l'Union européenne, y compris par des Etats qui ne sont pas concernés par le risque plomb, n'ayant pas de canalisations en plomb**.** Un calcul simple permet de constater que trois pays non concernés, pour lesquels la directive n'a aucun coût, ont autant de voix qu'un pays qui va dépenser 70 milliards de francs...

65. Cette norme appelle deux questions : Le but pouvait-il être atteint par un coût moindre ? **Une norme de 25 µg par litre avec une valeur guide de 10 µg par litre aurait eu des effets quasi similaires sans entraîner des conséquences financières aussi importantes**.

La dépense pouvait-elle être mieux utilisée ? La France va dépenser 70 milliards pour limiter un risque faible, tandis que dans le même temps, **il existe des contaminations et des expositions beaucoup plus importantes pouvant conduire jusqu'au risque mortel, qui peuvent être éradiquées pour un coût bien inférieur.**

66. La France, l'Europe, ont-elles établi une véritable stratégie sanitaire ? Il est permis d'en douter. **Au lieu d'une politique du coup par coup, l'Office souhaiterait que l'Europe réfléchisse à des priorités en fonction de l'évaluation des risques. Les risques majeurs sur des publics ciblés et des sites parfaitement localisés doivent être traités en priorité.**

Le mercure en Guyane

67. L'office considère que l'éradication du risque mercuriel est probablement hors de portée, compte tenu de la diversité des sources et des interactions entre les différents niveaux de responsabilités

68. L'exposition mercurielle des populations améridiennes a fait l'objet de très nombreuses études. **Les recherches doivent être désormais orientées vers les solutions**. Quelques pistes méritent cependant d'être étudiées, notamment le risque mercuriel dans les estuaires et l'analyse des produits de substitution du mercure.

69. L'information des orpailleurs avec la participation de la coordination professionnelle locale doit être soutenue.

70. L'éducation sanitaire des populations, en les incitant à sélectionner des espèces peu contaminées, est une opération peu coûteuse et probablement efficace. Une expérience identique a été menée au Brésil avec succès.

71. Ce processus doit être suivi par des recherches sur la maîtrise de la ressource piscicole consistant à créer des fermes d'aquaculture, avec des espèces peu bio-accumulatrices.

72. La France ne peut abandonner une partie de ces citoyens sous prétexte qu'ils seraient condamnés par l'histoire et la civilisation moderne. Après les Amérindiens en Guyane, pourquoi pas demain renoncer à se battre pour les villages reculés de montagne, eux aussi fragilisés par les conditions de la vie moderne ? **Cette population est emblématique de nos choix de société.** En les aidant à maîtriser leur alimentation et donc leur destin, nous faisons le pari de la confiance et de l'espérance.

73. La pollution aux métaux lourds est planétaire. Dans certains pays en émergence, aucune précaution n'est prise et des populations sont exposées au risque de contaminations massives. Ces situations appellent une prise de conscience de la communauté internationale et, le cas échéant, des moyens de pression.

ANNEXES

Annexe 1 Saisine

Annexe 2 Composition du Comité de pilotage

Annexe 3 Liste des auditions

Annexe 4 Arrêté du 30 mars 1998 relatif à l'élimination des déchets d'amalgame issus des cabinets dentaires

Annexe 5 Décision du 14 décembre 2000 relative à l'interdiction d'importation, de mise sur le marché et d'utilisation de certains amalgames dentaires

Annexe 6 Avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique en France relatif à l'amalgame dentaire - Séance du 19 mai 1998

Annexe 7 Lexique

Annexe 8 Examen par l'Office

Annexe 1
Saisine

Annexe 2
Composition
du Comité de pilotage

M. Michel ASTRUC	Professeur de chimie analytique Université de Pau
M. Alfred BERNARD	Professeur de toxicologie Université catholique de Louvain (Belgique)
Mme Dominique DARMENDRAIL	Chef du service « environnement et procédés » au Bureau de Recherches géologiques et Minières BRGM
Mme Marie-Florence GRENIER LOUSTALOT	Directeur du Service central d'analyse CNRS

Annexe 3
Auditions, entretiens et visites

Auditions et entretiens

M.	Claude	AMIARD-TRIQUET	Directeur de recherche au CNRS Directeur du service d'écotoxicologie à l'ISOMER, institut des substances et organismes de la Mer - Nantes	*Les métaux lourds en milieu marin*
M.	Michel	AUBERT	Ingénieur Gaz de France	*Le mercure dans les canalisations de gaz*
M.	André	ASCHIERI	Député des Alpes-Maritimes	*La proposition d'une commission d'enquête sur les amalgames dentaires*
M.	Pascal	AUDIAT	Docteur en chirurgie dentaire	*Les pratiques en cabinet dentaire*
M.	Bernard	BAUDOT	Directeur de l'Eau	*Présentation générale : le MATE et la politique de l'eau*
M.	Emmanuel	BEAUREPAIRE	Secrétaire général de l'Association européenne des piles et accumulateurs portables	*Le recyclage des accumulateurs portables*
M.	Benoît	BIED-CHARRETON	Président de la Chambre syndicale du plomb	*Les industriels du plomb et les normes environnementales*
M.	Dominique	BILLEBEAUD	Directeur technique de l'Union française des industries pétrolières (UFIP)	*Les métaux lourds dans l'essence et les fuels*
M. M.	Gérard Alain	BOOK CREUSOT	Chargés d'affaires Fours Delot International	*Le mercure et la crémation*
M.	Paul-Henri	BOURRELIER	Ingénieur général des mines, coordonnateur, à l'Académie des sciences, du rapport sur *La contamination des sols par les éléments en trace*	*Présentation des métaux lourds et contamination des sols par les éléments en trace*
M.	Rémy	BOUSCAREN	Directeur du Centre Interprofessionnel technique d'études de la pollution	*L'inventaire des émissions atmosphériques des métaux lourds*

			atmosphérique (CITEPA)	
M.	Christian	BOUTEILLE	Directeur Général d'Altitudes	*Les baromètres au mercure*
M.	Jean-Pierre	CARMOUZE	Directeur de Recherche à l'Institut de Recherche Scientifique pour le Développement	*Le mercure en Guyane*
M.	Christophe	CHASSANDE	Chef du bureau « Gestion des eaux » Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement (MATE)	*Les boues des stations d'épuration*
M.	François	CHEVALLIER	Dentiste contrôleur du Sénat	*Les pratiques en cabinet dentaire*
Mme	Monique	CHOTARD	Directrice générale du Centre d'information sur l'eau	*Le plomb dans l'eau potable* *Les boues des stations d'épuration et les métaux lourds*
M.	Pierre	COLON	Professeur à la faculté dentaire	*Amalgames et composites : les pratiques des chirurgiens-dentistes*
M.	Jean	CORDONNIER	Pôle eau potable, Lyonnaise des eaux	
Mme	Catherine	COURVALLIN	Secrétaire général du Comité de prévention et de précaution, responsable du programme de recherche environnement/santé (MATE)	*Premières conclusions du Comité de prévention et de précaution*
Mme	Tiphaine	DAUBERT	service juridique de l'Union des Industries Chimiques (UIC)	
Mme	Christelle	DEHAINE	Responsable du SUBRA - service d'utilisation des boues résiduelles en agriculture de la Somme	*Les industriels d'agroalimentaire et l'épandage des boues*
Mme	Marcelle	DELOUR	médecin chef de PMI, Direction de l'action sociale, de l'enfance et de la santé, Sous-direction de la petite enfance, Service de la protection maternelle et infantile	*Les intoxications à la peinture au plomb : suivi sanitaire des enfants*
M.	Jean	DESCAMPS	Président des associations interprofessionnelles du plomb et du cadmium	*Les industriels du plomb et du cadmium et les normes environnementales*
M.	Michael	DUBOW	Département de microbiologie et immunologie - Université McGill	*La recherche des gènes sensibles aux pollutions*

M.	René	DUMAIL	Chargé de mission SARP Industrie - AGHTM	*Les déchets mercuriels*
M.	Denis	DUMONT	chef du service régional de l'environnement industriel, Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement (DRIRE Picardie)	*Les boues résiduelles en agriculture : expérience de la Somme*
M.	François	ENGUEHARD	Centre de recherche sur les déchets de Vivendi (CREED)	*L'incinération et le traitement des métaux lourds*
M.	Paolo	FOSSI	Directeur environnement de « Métal Europe »	*L'industrie des métaux lourds en France*
M.		GARNIER	Professeur de toxicologie	*Le plomb dans l'eau potable*
M.	Jean-Claude	GHISLAIN	Directeur de l'évaluation des dispositifs de santé, à l'agence française de sécurité sanitaire des produits de santé	*Les thermomètres au mercure*
M.	Jean-Marie	HAGUENAUER et ses collaborateurs	Directeur du Laboratoire de Toxicologie, Faculté de Médecine de Lille,	*Les transferts des métaux lourds chez les animaux* *Les transferts des métaux lourds chez l'homme* *Les effets socio-économiques des pollutions aux métaux lourds*
Mme	Martine	HAENEL	Chirurgien dentiste	*Les pratiques dentaires*
M.	Eric	HEISEL	Responsable environnement - Centre technique du bois et de l'ameublement	*Les éléments en trace dans les bois et parcs à jeux*
M.	Harmut Frederic	HILDEBRANDT	Directeur de recherche à l'Institut national de la santé et de la recherche médicale (INSERM) Lille	*L'utilisation des métaux lourds en orthopédie et chirurgie* *Les allergies*
M.	Guy	HUEL	directeur de recherche - Unité 472 - INSERM	*L'évaluation de l'imprégnation de la population française aux métaux lourds*
M.	Michel	JOLY	Directeur des Affaires techniques et réglementaires à la Fédération des industries de peintures, encres et colles (FIPEC)	*L'utilisation du plomb et des métaux lourds dans les peintures*

M.	Michel	JOUAN	Ingénieur responsable du département santé et environnement, Institut national de veille sanitaire	*Les travaux de l'Institut national de veille sanitaire sur la pollution environnementale*
M.	Philippe	KEARNEY	Chef de bureau - Direction générale des douanes et des droits indirects	*Le contrôle sanitaire des importations de produits alimentaires*
M.	Hervé	LABAQUERE	Ingénieur en chef, Lyonnaise des Eaux	*Les boues des stations d'épuration et les métaux lourds*
M.	Jacques	LABEYRIE	Directeur scientifique de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME)	*Travaux de l'ADEME sur les métaux lourds*
M.	Claude	LAMBRÉ	responsable d'unité à la Direction de l'évaluation des risques nutritionnels et sanitaires, Agence française de sécurité sanitaire des aliments (AFSSA)	*Les métaux lourds dans l'alimentation*
Mme	Céline	LEGOUT	Ingénieur du génie sanitaire, Direction régionale des affaires sanitaires et sociales d'Ile-de-France	*Bilan des intoxications au plomb dans la région Ile-de-France*
M.	Pierre	LEROY	Président de la Commission « Corrosion » de l'Association générale des techniciens hygiénistes municipaux (AGHTM), directeur du Centre de recherche et de contrôle des eaux de Paris (CRECEP)	*Le contrôle de la qualité des eaux*
M.	Robert	LU	Médecin hospitalier, auteur d'un mémoire sur *Les amalgames dentaires*	*Les amalgames dentaires, enjeu de santé publique*
M.	Philippe	LUCAS	Direction Environnement - Industrie au ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement (MATE) -	*Présentation générale - Politique du ministère*
M.	Jean-Yves	MONDAIN MONVAL	Collaborateur du Directeur de l'Office national de la chasse	*Les plombs de chasse*

M.	Michel	MONZAIN	directeur technique du SHD	*L'utilisation du mercure dans l'industrie des halogènes*
M.	Gérard	MOULET	délégué général du Syndicat des halogènes et dérivés (SHD)	
M.	Dominique	OLIVIER	Directeur technique, Générale des Eaux	*Les boues des stations d'épuration et les métaux lourds*
M.	Robert	REGARD	Président de la Commission de la vigilance et de thérapeutique au Conseil national de l'ordre des chirurgiens dentistes	*L'utilisation du mercure en chirurgie dentaire*
M.	François	RINGEVAL	Directeur à la Fédération des chambres syndicales des minerais, minéraux industriels et métaux non ferreux	*L'industrie des métaux lourds en France*
M.	Jean	ROSSI	délégué général du Syndicat professionnel des distributeurs d'eau (SPDE)	*Les boues des stations d'épuration et les métaux lourds*
M.	Claude	ROUSSEAU	Directeur des services vétérinaires de Picardie	*Pollutions accidentelles : point sur l'intoxication du Vimeux*
Mme	Dominique	SALAMANIA-DEJOUR	médecin inspecteur à la DDASS	*Le saturnisme en Ile-de-France*
M.	Ignace	SALPETEUR	BRGM - Service des ressources minérales	*L'origine naturelle des métaux lourds*
Mme	Helena	SANTESSON KURTI	Chef de Bureau au Ministère de la santé et des affaires sociales de Suède	*L'amalgame dentaire en Suède*
M.	Fabien	SQUINAZI	directeur du Laboratoire d'hygiène de la Ville de Paris	*Les intoxications à la peinture au plomb : mesures du plomb dans les peintures*
Mme	Marie	THISSE	Ingénieur à la Direction générale de l'alimentation au Ministère de l'agriculture et de la pêche	*Le contrôle des productions alimentaires*
M.	José Luis	URQUIJO	Expert environnement au Syndicat de l'Eclairage	*Les lampes au mercure*
M.	André	Van der	Président de la Chambre syndicale du zinc et du cadmium (Belgique)	*Les industriels du cadmium et les normes environnementales*

HEYDEN

Visites

Juin 2000	*Visite de l'usine de l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (**INERIS**) à Verneuil (Oise)*
Octobre 2000	*Visite du **BRGM** à Orléans et de la **STCM** (Société de Retraitement du Plomb) à Bazoches (Loiret)*
Novembre 2000	*Visite du site de Vieille-Montagne en Aveyron*

Annexe 4
Arrêté du 30 mars 1998 relatif à l'élimination des déchets d'amalgame issus des cabinets dentaires

Annexe 5
Décision du 14 décembre 2000 relative à l'interdiction d'importation, de mise sur le marché et d'utilisation de certains amalgames dentaires

Annexe 6
CONSEIL SUPERIEUR D'HYGIENE PUBLIQUE EN FRANCE

Section des milieux de vie

AVIS

RELATIF A L'AMALGAME DENTAIRE

Séance du 19 mai 1998

Les amalgames dentaires à base de mercure et d'argent constituent des matériaux d'obturation utilisés pour le traitement des lésions carieuses depuis plus de 150 ans. Il s'agit de dispositifs médicaux dont l'efficacité thérapeutique (et, en particulier, l'action bactéricide) est démontrée. Dans certaines indications ces matériaux sont actuellement irremplaçables. Les amalgames ont fait l'objet de nombreux travaux notamment pour évaluer leur toxicité car ils sont accusés périodiquement d'être à l'origine de divers troubles.

Les amalgames dentaires libèrent, en effet, de faibles quantités de mercure qui sont partiellement absorbées. La dose quotidienne absorbée est généralement inférieure à 5 µg. D'une manière générale, l'apport de mercure lié à l'amalgame en bouche est insuffisant pour produire des effets pathologiques dose-dépendants.

La seule pathologie très probablement liée aux amalgames dentaires est la survenue de rares réactions locales lichénoïdes, souvent associée à une sensibilisation au mercure. Toutefois, ces lésions peuvent également être observées avec d'autres types de matériaux.

Certains effets toxiques systémiques ont été observés indépendamment de la dose, après exposition professionnelle au mercure ; c'est le cas en particulier, des atteintes rénales glomérulaires de mécanisme immunotoxique. De ce fait on ne peut exclure qu'ils puissent être observés chez des porteurs d'amalgames, mais de tels faits n'ont pas été rapportés dans la littérature scientifique.

Par ailleurs, du fait des quantités de mercure manipulées dans les cabinets dentaires, des recommandations pour les professionnels eux-mêmes doivent être rappelées.

De plus, des dispositions réglementaires viennent d'être prises pour limiter les rejets de mercure dans l'environnement.

Les biomatériaux de substitution restent actuellement plus complexes et plus coûteux à mettre en œuvre avec une longévité moindre et une biocompatibilité qui n'est pas supérieure à celle de l'amalgame. Cependant, dans ce domaine, les progrès technologiques sont très rapides (améliorations des caractéristiques mécaniques, d'adhérence, de durabilité et de biocompatibilité).

Le Conseil recommande pour le patient :

Etant donné l'évaluation du rapport bénéfice/risque réalisée à partir des données disponibles, l'interdiction des obturations à base d'amalgame ne se justifie pas, non plus que leur retrait systématique. Il importe cependant de rappeler un certain nombre de précautions d'emploi :

1- Les amalgames de nouvelle génération (dits : non y 2) qui ont des performances et une longévité supérieure à celle des amalgames traditionnels et qui relarguent moins d'ions métalliques, doivent être utilisés au lieu des amalgames traditionnels (dits y 2). Ils doivent de plus être utilisés sous un conditionnement en capsules pré-dosées.

2- En cas de forte préfalence carieuse et de lésions étendues chez l'enfant, l'adolescent et l'adulte jeune, l'amalgame reste le matériau le mieux adapté. Dans les cas de petites lésions, les techniques adhésives, dépourvues de mercure et mettant en œuvre des biomatériaux dédiés à cette technique, trouvent leur indication.

3- Des lésions lichénoïdes observées, parfois, au voisinage d'autres restaurations métalliques, afin d'éviter tout risque de corrosion.

4- Il ne faut pas placer des amalgames dentaires au voisinage d'autres restaurations métalliques, afin d'éviter tout risque de corrosion.

5- Le fraisage et le polissage de l'amalgame entraînant une volatilisation du mercure, doivent toujours être réalisés sous refroidissement, aspiration et champ opératoire.

6- La pose et la dépose d'amalgame augmentant sensiblement la libération de mercure, il est prudent de les éviter pendant la grossesse et l'allaitement.

7- La mastication de gomme à mâcher augmente transitoirement la libération de mercure par les amalgames ; leur consommation fréquente doit être évitée par les porteurs de nombreux amalgames.

Le Conseil recommande pour les professionnels :

Afin de limiter au maximum la concentration de mercure dans l'atmosphère des cabinets dentaires, il faut :

1- Informer les professionnels et leurs employés de la toxicité du mercure et de la nécessité de respecter les règles d'hygiène et les bonnes pratiques

2- Utiliser les nouveaux amalgames (dits non y 2) en capsules pré-dosées, afin de limiter tout risque de contamination. Les capsules d'amalgame doivent être stockées dans un endroit frais et ventilé.

3- Travailler dans des locaux ventilés ; le cabinet dot être aéré plusieurs fois dans la journée. S'il y a un dispositif de climatisation avec filtrage d'air, il faut respecter les consignes du fabricant pour l'entretien régulier des filtres.

4- Proscrire tapis, moquettes, rideaux et tissus muraux dont la décontamination est impossible.

5- Condenser l'amalgame par les moyens classiques (fouloir) et ne pas utiliser de condensateur à ultrasons afin d'éviter la formation d'aérosols.

Il est vivement conseillé aux professionnels de s'équiper rapidement d'un séparateur d'amalgame, l'arrêté du 30 mars 1998, relatif à l'élimination des déchets d'amalgame issus des cabinets dentaires, rendant obligatoire la récupération de l'ensemble des déchets d'amalgame dans un délai de 3 ans.

Le Conseil recommande aux pouvoirs publics :

1- Bien que plusieurs études aient montré une diminution de la prévalence des caries, il est nécessaire de poursuivre et d'intensifier une politique de prévention de la carie dentaire. Les données statistiques font apparaître que plus de 80 % des lésions carieuses peuvent être évitées.

2- Comme pour toute démarche thérapeutique, il est souhaitable d'apporter une information claire et objective au public et aux professionnels sur l'amalgame dentaire. A cet effet, des documents nationaux devraient être réalisés et largement diffusés.

3- Il convient de développer des études afin d'évaluer le rôle éventuel de la présence d'amalgames dans diverses pathologies telles que certaines formes de néphropathies glomérulaires et les réactions d'intolérance locale. Des investigations sont à mener auprès des professionnels également.

4- Des stratégies d'innovation, de développement et d'évaluation des biomatériaux de substitution devraient être soutenues conjointement avec l'industrie et les organismes de recherche scientifique.

5- Il est nécessaire d'étudier l'opportunité de soumettre les matériaux d'obturation à un régime d'autorisation préalable à leur mise sur le marché. De même, il convient de mettre en place une traçabilité continue de ces matériaux jusqu'au patient, dans le cadre du système de matériovigilance.

Annexe 7
LEXIQUE

Ce lexique est à l'usage du grand public. Les définitions proposées ne sont pas parfaitement « scientifiques », mais se veulent accessibles au plus grand nombre.

INDICATEURS DE MESURE

1 milligramme - symbole : mg = 1 millième de gramme = 10^{-3} grammes 1 mg = 1.000 µg
1 microgramme - symbole µg = 1 millionième de gramme = 10^{-6} grammes 1 µg = 1.000 mg
1 nanogramme - symbole ng = 1 milliardième de gramme = 10^{-9} grammes

LIXIVIATION — Passage lent d'un élément (en l'espèce métal) de la surface du sol aux horizons profonds

MEDIANE/MOYENNE — On appelle valeur médiane la valeur d'un caractère mesuré statistiquement séparant la population en deux parties égales.
On appelle valeur moyenne, le quotient de la somme des valeurs obtenues par leur nombre de valeurs mesurées.
Ex. : Soit 9 individus, dont on nomme une caractéristique (teneur en mercure, note à un examen...). Les valeurs observées sont 1, 1, 2, 2,3, 4,4 , 5, 20. La valeur médiane est 3. La valeur moyenne est 4,7. Dans le cas présent 8 cas sur 9 ont une note comprise entre 1 et 5 . Un seul cas a une note de 20 qui suffit à bouleverser la moyenne.

METHYLATION — Processus par lequel le mercure métallique se transforme en mercure organique. Le mercure organique a pour caractéristique de s'associer à une cellule de carbone. L'un et autre -molécule organique et carbone- sont les caractéristiques du vivant. Pour les autres vivants -ou qui ont été vivants- sont constitués de cellules « organiques ».

NORME

Une norme est, au sens strict, une spécification technique adoptée par un organisme agréé (au niveau national, européen - ex. : comité européen de normalisation). Le respect de la norme se traduit le plus souvent par un symbole de normalisation. Le marquage CE, par exemple, matérialise la conformité d'un produit aux dispositions fixées par une directive, et lui permet de pouvoir circuler librement dans la Communauté.

RISQUE

(Définition de la Commission européenne)
Le concept de risque prend en compte deux éléments : la probabilité que survienne un élément dangereux et la sévérité de ses conséquences. Les risques peuvent donc être classés en trois catégories : les risques intolérables, les risques qui doivent être limités autant qu'il est possible, les risques acceptables soit parce que la probabilité et/ou la sévérité du risque est/sont négligeables en comparaisons d'autres risques. La sévérité des risques est elle-même classée en quatre catégories : catastrophiques, dangereux, marginaux, négligeables.

UNITE DE MESURES

Les teneurs des éléments en trace sont exprimés en milligrammes, microgrammes, nanogrammes

1 milligramme (mg) = 1 millième de gramme = 0,001 g = 10^{-3} g

1 microgramme (µg) = 1 millionième de gramme = 0,000001 g = 10^{-6} g

1 nanogramme (Ng) = 1 milliardième de gramme = 0,000000001 g : 10^{-9} g

On pose aussi parfois de teneurs exprimées en Ng/gramme à des teneurs exprimées en mg/kilo
Ex : 10 Ng/g = 10.000 Ng/Kg = 10 µg/kg = 0,01 mg/kg

Pour les poissons ou coquillages, les mesures sont soit en poids frais, soit en poids sec. Le rapport poids frais / poids sec est de 5.

« *valeur limite d'émission* » la masse, la concentration et/ou le niveau d'émission, exprimés en fonction de certains paramètres spécifiques aux substances contrôlées, à ne pas dépasser au cours d'une période donnée. Les valeurs limites d'émission sont généralement applicables du point de rejet des émissions, en sortie d'installation.

On utilise aussi le mot -par erreur- dans un sens courant pour évoquer une exigence particulière. C'est notamment le cas de la « *norme de qualité environnementale* », une série d'exigences devant être satisfaites à un moment donné.

Annexe 7
Examen par l'Office

Lors de sa réunion du mercredi 4 avril 2001, sous la Présidence de M. Henri Revol, sénateur, président, les députés et sénateurs membres de l'Office ont procédé à l'examen des conclusions de l'étude présentée par M. Gérard Miquel, Sénateur, rapporteur sur **les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé.**

A la suite de la présentation de l'étude par le rapporteur, et après que M. Henri Revol, président ait salué le travail du sénateur, **M. Marcel Deneux, sénateur**, s'est préoccupé de la présence des métaux lourds dans les boues. Il a rappelé les circonstances qui avaient conduit la société Bonduelle à mettre quelques réserves à l'épandage des boues. Il a estimé que ce dossier posait le problème des relations entre la ville et la campagne, aujourd'hui en situation d'accusée.

Il n'a pas exclu que les agriculteurs soient de plus en plus réticents à accepter l'épandage sans contrepartie. Il a ainsi évoqué l'exemple récent d'une organisation agricole qui avait mis dans la balance la présence de viande de bœuf dans les cantines des villes contre l'acceptation des boues dans les campagnes. Il a rappelé que le monde agricole était traumatisé par la crise de l'encéphalopathie spongiforme bovine (ESB). Il a également souligné qu'un produit pouvait être régulièrement utilisé pendant une période donnée et apparaître toxique 10 ou 20 ans plus tard.

M. Claude Gatignol, député, a insisté sur la distinction entre le risque et le trouble effectif. Il a rappelé que la présence de métaux lourds n'induisait pas nécessairement de risque, et qu'il était surtout très difficile d'établir des relations de cause à effet incontestables. Il a considéré que l'étude des risques devait surtout porter sur les populations sensibles telles que les femmes enceintes et les jeunes enfants. Il a interrogé le rapporteur sur le nombre de personnes intoxiquées aux métaux lourds et sur le traitement de ces intoxications.

En réponse à cette dernière question, **M. Gérard Miquel, sénateur, rapporteur,** a indiqué qu'il n'y avait pas de statistiques, dans la mesure où les effets des métaux lourds sont peu repérables au stade initial. Il a précisé que les problèmes éventuels se posaient sur une petite partie de la population, dans

certaines régions, que les statisticiens repèrent dans ce qu'ils appellent le 95ème percentile, c'est-à-dire les 5 % de la population les plus imprégnés. Les risques effectifs seraient très localisés. La seule évaluation qui avait été faite concerne le risque de saturnisme lié aux peintures dans l'habitat ancien. L'évaluation habituelle est de 30 000 enfants potentiellement exposés.

M. Jean-Yves Le Déaut, député, premier vice-président, a insisté sur l'importance d'établir une cartographie des zones à risques. Il a estimé que la connaissance des gènes n'était pas, à court terme, une alternative de l'approche par les normes, liée à la capacité d'analyse du moment. Il a demandé que les inconvénients du composite soient mieux précisés dans la conclusion. Il a rappelé qu'à l'inverse des risques non avérés, les risques liés aux métaux lourds étaient parfaitement connus, et qu'il était souhaitable de présenter ces risques, mais aussi de les relativiser.

Cette idée a été appuyée par **M. Robert Galley, député,** qui a craint une dérive vers la psychose sanitaire.

M. Jean-Yves Le Déaut, député, a également insisté sur l'importance de la recherche sur l'élimination des métaux lourds, que ce soit par les méthodes physico-chimiques ou biologiques.

Au terme du débat, **les membres de l'Office ont approuvé, à l'unanimité des présents, le rapport** qui leur était soumis.

Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé

Le rapport de l'Office fait suite à une saisine de l'Assemblée nationale sur les dangers pour la santé de l'amalgame dentaire liés à la présence de mercure dans l'amalgame. A l'initiative du rapporteur, l'étude a été étendue aux effets des métaux lourds (mercure, plomb, cadmium) sur l'environnement et la santé.

Le rapport constitue en premier lieu un élément du débat citoyen. Il met à la portée du grand public, des informations techniques et scientifiques sur les métaux lourds permettant d'avoir un panorama assez complet des différents aspects du sujet ; depuis le plomb dans l'habitat, le mercure dans les poissons, ou dans la bouche des Français, le cadmium dans les piles, les plombs de chasse, les métaux lourds dans les boues de stations d'épuration...

Le rapport peut être en second lieu un élément de réflexion des scientifiques en leur permettant d'aborder des sujets connexes à leur domaine de compétence, et de les mettre en contact avec des problèmes de société.

Le rapport est conçu en troisième lieu comme une aide à la décision pour les responsables politiques, soit en posant des problématiques, soit en proposant des solutions.

L'Office souhaite que les risques liés aux métaux lourds soient définis, relativisés et hiérarchisés. Cibler les actions sur des lieux ou des groupes à risques sera toujours plus efficace et moins coûteux que d'adopter des normes générales.