

Sites potentiellement pollués par le plomb

Retours d'expérience et recommandations

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

MINISTÈRE
DES AFFAIRES SOCIALES
ET DE LA SANTÉ

Sites potentiellement pollués par le plomb : retours d'expérience et recommandations

Préambule

Ce document a été rédigé par la Direction générale de la santé et a bénéficié des réflexions et des contributions des membres du groupe de travail constitué des personnes suivantes :

Clotilde Almeras	Direction générale de la santé (DGS)
Charlotte Bringer-Guérin	Direction générale de la santé (DGS), coordinateur du groupe de travail
François Clinard	Cellule de l'Institut de veille sanitaire (InVS) en régions Bourgogne et Franche-Comté
Côme Daniau	Institut de veille sanitaire (InVS)
Sébastien Denys	INERIS (départ de l'INERIS fin décembre 2011)
Frédéric Dor	Institut de veille sanitaire (InVS) (départ de l'InVS fin décembre 2011)
Alain Epelboin	Écoanthropologie et ethnobiologie, CNRS-MNHN Paris
Stéphane Erouart	Cellule de l'InVS en régions Haute et Basse-Normandie, (départ du groupe de travail fin décembre 2011)
Anne Etchevers	Institut de veille sanitaire (départ de l'InVS fin décembre 2011)
Olivier Grard	Agence régionale de santé Nord - Pas-de-Calais
Corinne Hulot	INERIS (reprise début janvier 2012 après le départ de Sébastien Denys)
Pascal Jehannin	Agence régionale de santé du Nord - Pas-de-Calais
Tina Léger	Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie
Patrice Piantone	Bureau des recherches géologiques et minières (BRGM), Direction
Carole Salvio	Agence régionale de santé du Languedoc-Roussillon

La réflexion sur les capacités analytiques des laboratoires a bénéficié de l'aimable consultation de : Laurence Labat (Groupe Cochin, APHP).

Sommaire

Préambule **7**
Sommaire **8**
Abréviations **5**
Introduction **7**
1. Contexte 7
2. Une récente évolution des connaissances 8
3. Objectif du document 8
4. Conditions d'utilisation du document et public visé 9
5. Démarche de travail 9
6. Organisation du document 10
Première partie : nouvelles données à considérer en matière d'évaluation des risques **11**
1. Les données de nature sanitaire 11
1.1. Toxicité du plomb 11
1.1.1. Rappel sur la toxicité du plomb 11
1.1.2. Les effets sanitaires à faibles doses (<100 µg/l) 12
1.2. Seuil de plombémie : une valeur de gestion 15
1.2.1. Recommandations des États-Unis et de l'Allemagne 17
1.2.2. Capacités analytiques des laboratoires 20
1.3. Évolution de la notion de dépistage 21
1.3.1. Le dépistage, une démarche de santé publique particulière 21
1.3.2. Pratique du dépistage du saturnisme par les CDCs 21
1.3.3. Les bases du seuil d'intervention pour une plombémie supérieure ou égale à 100 µg/l en France 22
1.3.4. Du dépistage au diagnostic individuel 22
1.4. De nouvelles données d'exposition 23
1.4.1. Enquête de prévalence Saturn-Inf 2008-2009 23
1.4.2. Enquête environnementale Plomb-Habitat 23
1.5. Les saisines de l'ANSES et du HCSP par la Direction générale de la santé 25
2. Les données de nature environnementale 26
2.1. Les outils méthodologiques « Interprétation de l'état des milieux » et « Plan de gestion » 26
2.2. Caractérisation de l'exposition 27
2.2.1. Quantité de sol ingéré 27
2.2.2. L'inhalation, une voie d'exposition en questionnement 28
2.2.3. La prise en compte de la biodisponibilité et la bioaccessibilité 29
Deuxième partie : exemples de cas de sites pollués au plomb **33**
1. Site minier 33
2. Fonderie de plomb 36
3. Synthèse 39
Troisième partie : Recommandations **42**
1. Considérer l'ensemble des sources d'exposition 42
2. Analyser qualitativement la situation 43
3. Mieux cibler les campagnes de mesures environnementales en prenant en compte le comportement des enfants 44
4. Bien mesurer pour caractériser 44

5. Du bon usage de la modélisation 45
5.1. Intérêt de la modélisation 46
5.2. Cas particulier : le transfert sol-plante 47
6. Bien choisir les paramètres d'exposition : la quantité ingérée de sol 48
7. Intégrer la bioaccessibilité du plomb dans les EQRS 49
8. Mieux déterminer un environnement témoin 50
9. Les données de bruit de fond issues de la littérature 52
et leur utilisation 52
9.1. Cas des sols 53
9.2. Cas des poussières intérieures et extérieures des logements 53
9.3. Cas de l'air extérieur 54
9.4. Cas des végétaux 54
9.5. Cas des eaux souterraines 54
10. Renforcer la prévention 55
11. Considérer l'intérêt de l'étude d'imprégnation populationnelle 55
12. Adopter une démarche claire pour un bénéfice individuel et/ou collectif 56
13. Choix de la méthode analytique 58
14. Renforcer l'articulation entre les processus d'évaluation et de gestion et entre les approches environnementales et sanitaires 58
15. Améliorer l'information et l'implication des populations et des acteurs locaux 59
15.1. Une appropriation des recommandations plus ou moins efficace 59
15.2. Mieux communiquer en intégrant l'acceptation sociétale 60
16. Cas particulier : Comment améliorer les recommandations relatives à la non consommation des légumes potagers ? 61
17. Appréhender le contexte social pour formuler les questions de santé publique 62
18. L'intérêt d'une approche systémique de l'enfant intoxiqué et de sa famille 63
19. Réflexion autour d'un niveau de concentration dans les sols au-delà duquel il est nécessaire de dépolluer 64
Conclusion 66
Références 67
Annexes 74
Annexe 1: Liste des principaux guides et normes relatifs à l'évaluation et la gestion des risques de sites pollués au plomb 75
Annexe 2: Présentation de travaux par des membres du groupe de travail et experts auditionnés 77
Annexe 3 : Projet Plomb-Habitat : premier état des lieux de la contamination des logements français en plomb 78
Annexe 4 : Saisine de l'ANSES : Exposition au plomb : effets sur la santé pour des plombémies inférieures à 100 µg/l 85
Annexe 5 : Saisine du HCSP en date du 15 octobre 2012 - Expositions au plomb – détermination de nouveaux objectifs de gestion 87
Annexe 6 : Capacités analytiques des laboratoires 89
Annexe 7 : La base de données BAPPET 93
Annexe 8 : Données de la littérature de bioaccessibilité pour le plomb dans les sols et les poussières 94
Annexe 9 : Aller plus loin pour déterminer un environnement témoin 97
Annexe 10 : Concentrations en plomb disponibles dans la littérature pour les sols 100

Abréviations

AASQUA	Association agréée pour la surveillance de la qualité de l'air
ACCLPP	*Advisory committee on childhood lead poisoning prevention*
AFSSAPS	Agence française de sécurité sanitaire des produits de santé
AFSSE	Agence française de sécurité sanitaire environnementale
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
AP-HP	Assistance publique - Hôpitaux de Paris
ARR	Analyse des risques résiduels
ARS	Agence régionale de santé
BARGE	*Bioaccessibilty group of research in Europe*
BRGM	Bureau de recherches géologiques et minières
BMD	*Benchmark Dose*
$BMDL_{95\%}$	Limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la *Benchmark Dose*
CDCs	*Centers for Disease Control and Prevention*
CES	Comité d'experts spécialisés
CNRS	Centre national de la recherche scientifique
CONTAM	*Panel on contaminants in the food chain*
CREP	Constat de risque d'exposition au plomb
CSTB	Centre scientifique et technique du bâtiment
DGPR	Direction générale de la prévention des risques
DHTP	Dose hebdomadaire tolérable provisoire
DREAL	Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement
DRIEE-IF	Direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie d'Île-de-France
EDR	Étude détaillée des risques
EFSA	*European food safety authority* / Autorité européenne de sécurité des aliments
EHESP	École des hautes études en santé publique
EQRS	Évaluation quantitative des risques sanitaires
IEM	Interprétation de l'état des milieux
Inra	Institut national de la recherche agronomique
ISA	Institut supérieur d'agronomie
FOREGS	*Forum of the European geological surveys directors*
HCSP	Haut conseil de la santé publique
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques
INSERM	Institut national de la santé et de la recherche médicale

INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
InVS	Institut de veille sanitaire
MEDDE	Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie
NTP	*National toxicology program*
NHANES	*National health and nutrition examination survey*
OMS	Organisation mondiale de la santé
PMI	Protection maternelle infantile
QI	Quotient intellectuel
RIVM	*National institute for public health and the environment* (Agence nationale pour la santé publique et l'environnement des Pays-Bas)
SFTA	Société française de toxicologie analytique
US-EPA	*United States Environmental Protection Agency*
VME	Valeur moyenne d'exposition

Introduction

1. Contexte

La gestion des sites et sols pollués au plomb a fait l'objet d'actions spécifiques à partir de 2005, sur la base des résultats de campagnes de dépistage de plombémies engagées au cours des années 2003 et 2004 autour des sites industriels émetteurs de plomb. Ces campagnes ont conduit le ministère chargé de l'écologie à engager une action nationale visant à recenser les sites industriels pour lesquels une contamination importante des sols peut être suspectée du fait de leurs activités présentes ou passées. Cette action nationale constituait l'une des composantes de l'action prioritaire du premier Plan national santé environnement pour améliorer la prévention du saturnisme infantile, et consistait à :

- recenser les sites potentiellement concernés (installations en activité ou l'ayant cessé récemment) et connaître, sur ces sites, l'état des sols ;
- demander aux responsables des sites identifiés de réaliser, s'ils ne l'ont déjà fait, des diagnostics des sols dans l'environnement des sites ;
- proposer, lorsqu'il y a lieu, la mise en place de mesures complémentaires (réduction des expositions, mises en sécurité des sites concernés, campagnes de dépistage de plombémie par les autorités sanitaires…).

Un groupe de travail composé de représentants de l'INERIS, du BRGM, de la DGS, de l'InVS et de l'AFSSE (devenue ANSES) avait alors été mis en place par le ministère chargé de l'écologie pour élaborer des documents [1] [2] d'accompagnement de cette action.

Un peu moins de 400 installations, en fonctionnement ou ayant cessé récemment leurs activités, ont été recensées. 289 investigations, ayant pour objectif de vérifier l'état des sols dans l'environnement du site, ont été réalisées ou sont en cours de réalisation sur l'ensemble des installations concernées.

L'exploitation de l'ensemble de ces dossiers avait alors permis de tirer un certain nombre d'enseignements, dont les principaux étaient les suivants :

- il n'existait pas de corrélation robuste entre les résultats d'évaluation quantitative des risques sanitaires (calcul d'un indice de risque) et les résultats de plombémies (concentration en plomb dans le sang) mesurées lors de campagnes de dépistage ;
- la pollution des sols n'était pas nécessairement l'unique source d'exposition au plomb et l'utilisation de paramètres tels la biodisponibilité permettrait d'affiner les résultats des évaluations de risques sanitaires.

Plus récemment, le deuxième Plan national santé environnement (action 19) et l'article 43 de la loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement, prévoit l'identification des lieux accueillant des enfants et des adolescents implantés sur des sites potentiellement pollués. Les circulaires du 28 avril 2010 et du 17 décembre 2012 encadrent la réalisation des diagnostics de sols dans ces établissements. Des sites potentiellement pollués au plomb, non identifiés jusqu'à présent, peuvent donc être mis en évidence dans le cadre de cette démarche.

La méthode de gestion des sites pollués par le plomb a été évaluée par le ministère en charge de l'environnement en 2005 et 2006, en veillant à organiser une large concertation avec l'ensemble des acteurs concernés, sur la base d'un retour d'expériences de l'utilisation des outils méthodologiques en place depuis une dizaine d'années. Cette évaluation a conduit à adapter les outils existants et à définir de nouvelles modalités de gestion. Ces modalités de gestion sont présentées par la note du 8 février 2007 et ses trois annexes [3] et s'appliquent aux sites pollués quelle que soit la nature du polluant. Ce sont donc ces outils qui sont utilisés aujourd'hui dans le cas de sites pollués par le plomb.

2. Une récente évolution des connaissances

Les effets toxiques du plomb sont connus depuis de nombreux siècles. En France, le dépassement d'une plombémie de 100 µg/l chez un enfant de moins de six ans est ainsi un seuil d'intervention individuel conduisant à déclencher des actions de soustraction de l'enfant à la source d'exposition. Ce seuil correspond également à la définition du saturnisme, maladie soumise au régime de déclaration obligatoire.

De récentes études scientifiques montrent que le plomb est un toxique sans seuil et que des effets sanitaires sont observables quelle que soit la dose d'exposition, donc également dans le cas de plombémies inférieures à 100 µg/l.

Par ailleurs, des publications récentes relatives à des paramètres impliqués dans la caractérisation de l'environnement ou la réalisation des évaluations des risques sanitaires, comme la biodisponibilité, permettent désormais d'affiner l'évaluation de risques associée à des expositions de sols pollués au plomb.

3. Objectif du document

Au vu des nouvelles données disponibles, tant sur le plan des connaissances sanitaires que des paramètres nécessaires à la caractérisation de l'environnement, il est apparu nécessaire **d'adapter la méthode d'évaluation et de gestion des sites potentiellement pollués au plomb**. Un groupe de travail a été constitué à cet effet en 2010 (voir paragraphe 5).

Cependant, les travaux du groupe de travail se sont très rapidement heurtés à un certain nombre d'interrogations portant sur des résultats d'études internationales récentes : les effets sanitaires à des niveaux inférieurs à 100 µg/l sont-ils avérés ? Les effets sur le système nerveux central estimés sur la base de la diminution d'un point de quotient intellectuel (QI) sont-ils pertinents ? Faut-il fixer un nouveau seuil d'intervention inférieur au seuil actuel de 100 µg/l ? Si oui, quelle valeur peut être proposée et pour quels objectifs ? Ces interrogations ne pouvaient pas trouver de réponses au sein de ce groupe de travail. C'est pourquoi, parallèlement aux travaux du groupe, l'ANSES a été saisie par le ministère chargé de la santé pour se prononcer sur les effets sanitaires du plomb pour des plombémies inférieures à 100 µg/l. Les résultats de cette saisine sont attendus début 2013. En parallèle, le HCSP a également été interrogé en octobre 2012 sur la définition de valeurs de gestion des plombémies. Les résultats de cette saisine devraient être publiés fin 2013.

Par ailleurs, l'étude environnementale Plomb-Habitat[i] pilotée par le CSTB qui étudie les liens entre plombémie et facteurs d'exposition environnementaux (air, sol, eau) est toujours en cours. Les résultats de cette étude, composée de plusieurs volets, attendus entre 2012-2013, devraient permettre d'apporter des éléments complémentaires, notamment sur les facteurs de risque associés aux imprégnations au plomb.

Compte-tenu du processus de nouvelle évaluation des risques sanitaires liés au plomb en France, intégrant les dernières connaissances disponibles, les travaux du groupe de travail n'ont pas pu être menés aussi loin qu'initialement envisagé notamment sur la révision des seuils de gestion. Pour autant, les travaux du groupe ont permis de **formuler des recommandations pour améliorer la gestion des sites et sols pollués, en se basant notamment sur des retours d'expériences**.

4. Conditions d'utilisation du document et public visé

Ce document peut être considéré comme un état des connaissances et des retours d'expériences qui pourra être utilisé comme base de travail lors d'une mise à jour des méthodes d'évaluation des risques et de gestion de l'environnement et des populations de situations de sites pollués au plomb.

Il ne constitue pas un guide méthodologique à proprement parler et ne propose, en conséquence, pas de méthodologie. C'est un complément des guides existants sur le sujet[ii]. Il rassemble les nouvelles données disponibles en 2012 sur les plans sanitaire et environnemental ainsi que des exemples de situations concrètes et des retours d'expériences et se veut une aide complémentaire tenant compte des évolutions récentes dans le domaine.

Ce document concerne spécifiquement des sites potentiellement pollués au plomb. Cependant, il est important de souligner également la présence potentielle d'autres substances chimiques, comme d'autres métaux ou métalloïdes (arsenic, cadmium, chrome, mercure, etc.), qui conduira aussi à porter une attention sur ces derniers dans les différentes phases des études conduites, tant au niveau environnemental que sanitaire.

Ce document est destiné aux **services de l'État et établissements publics locaux chargés de la gestion de situations de sites pollués au plomb** (directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL), agences régionales de santé (ARS)).

5. Démarche de travail

La direction générale de la Santé a mis place en 2010-2012 un groupe de travail coanimé avec l'Institut de veille sanitaire.

La composition du groupe de travail reflète une **interdisciplinarité scientifique et de champ d'action** entre l'évaluation et la gestion des risques en associant des experts de la toxicologie, de l'évaluation des risques, de la métrologie, de l'épidémiologie et de l'anthropologie, des professionnels de santé publique et des ingénieurs en matière d'environnement, des personnes exerçant au niveau local comme au niveau national dans des services de l'État, des agences régionales de santé, des

[i] Pour plus de détails sur cette étude, voir 1.1.4.2 : Enquête environnementale Plomb-Habitat.

[ii] Voir Annexe 1.

établissements publics. On notera en particulier que les interventions remarquées des sciences humaines et sociales permettent d'apporter des éléments de compréhension des plombémies inexpliquées jusqu'alors à travers, par exemple, les parcours de vie des enfants ou certaines coutumes liées à leur origine.

Le groupe de travail a auditionné des acteurs et des experts des domaines du plomb et des sites pollués[i] sur les effets sanitaires du plomb chez l'enfant et chez l'adulte, l'évolution temporelle de la prise en charge d'une situation délétère, la connaissance de la contamination des sols par le plomb, les référentiels disponibles, les outils de modélisation existants, la prise en compte des sciences sociales, les données les plus récentes sur la prévalence du saturnisme en France, les résultats des grandes enquêtes nationales françaises ou encore la présentation de cas concrets d'évaluation et de gestion. Ces auditions ont notamment conduit à revoir l'objectif initial fixé au groupe de travail.

Pour réaliser un état des lieux des avancées scientifiques, le groupe de travail n'a pas réalisé de revues bibliographiques exhaustives mais s'est appuyé sur les évaluations collectives d'organismes reconnus en France et à l'étranger.

6. Organisation du document

Le rapport est organisé en trois parties :

- la première partie dresse **un état des lieux des nouvelles données et travaux en cours** à considérer en matière d'évaluation des risques ;
- la deuxième partie décrit **deux situations concrètes de gestion de sites pollués au plomb** sur la base desquelles le groupe de travail s'est appuyé pour formuler certaines de ses recommandations ;
- la troisième partie propose, d'une part, **des recommandations** qui peuvent être mises en place immédiatement sur le terrain et, d'autre part, **des questionnements d'ordre prospectif**, qui constituent des pistes de réflexion et nécessiteraient un approfondissement supplémentaire.

[i] Voir Annexe 2

Première partie : nouvelles données à considérer en matière d'évaluation des risques

Cette partie vise **à rassembler les données, de nature sanitaire ou environnementale, qui permettent d'aborder sous un nouvel angle l'évaluation des risques et la gestion des sites pollués au plomb**. Elle propose également un bref rappel des deux outils d'évaluation et de gestion actuels des sites pollués existants, l'interprétation de l'état des milieux (IEM) et le plan de gestion mis en place depuis 2007.

Les considérations rédigées dans cette première partie restituent les conclusions de rapports d'expertise ou de travaux qui ont été présentés lors des séances de travail. Il ne s'agit en aucun cas d'une synthèse de la littérature.

1. Les données de nature sanitaire

1.1. Toxicité du plomb

1.1.1. Rappel sur la toxicité du plomb

Rappel des effets sanitaires du plomb (extrait du rapport *Guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme* [4])[i]

« Le plomb est un toxique cumulatif. C'est une substance qui n'a pas de rôle physiologique chez l'homme et qui s'accumule dans l'organisme, majoritairement dans l'os compact, le stock osseux pouvant devenir ensuite une source interne de contamination. Le plomb pénètre dans l'organisme par voie digestive, pulmonaire et rarement cutanée. Il est éliminé très lentement, principalement dans les urines. Il passe au travers du placenta et dans le lait maternel, pouvant ainsi contaminer le fœtus et le nourrisson.

Son action toxique se produit surtout au niveau du système nerveux central et périphérique, de la moelle osseuse et des reins. L'intoxication par le plomb ou saturnisme est actuellement le plus souvent due à une exposition chronique.

Les jeunes enfants sont une population plus fragile vis-à-vis du saturnisme car :
- ils ingèrent beaucoup de poussières par activité main-bouche ;
- pour une exposition identique à celle de l'adulte, le plomb retenu dans l'organisme est plus important ;
- leur système nerveux en développement est plus sensible à la toxicité du plomb.

Ce qui caractérise le saturnisme infantile est l'atteinte du système nerveux central, aboutissant à une altération des fonctions supérieures (apprentissage, mémoire, comportement…), qui se produit chez l'enfant même pour de faibles expositions et qui perdure dans le temps. Les signes cliniques de l'intoxication *a minima* par le plomb sont non spécifiques et donc difficiles à repérer. C'est généralement l'existence de facteurs de risque d'exposition qui conduit le médecin à prescrire une mesure de plombémie. »

[i] Pour des informations sur les effets toxiques du plomb plus détaillées que celles présentées dans ce paragraphe, le lecteur pourra se reporter à la fiche de données toxicologiques et environnementales élaborées par l'INERIS (www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/2832) ainsi qu'aux expertises de l'Inserm de 2008 [5] et 1999 [16]

Figure 1 : Effets du plomb inorganique sur les enfants et les adultes : taux minimum où l'effet peut être observé



Source : d'après *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*, 1990 ; cité dans l'expertise opérationnelle /InVS de 2008 [5]

1.1.2. Les effets sanitaires à faibles doses (<100 µg/l)

Les effets toxiques du plomb à forte dose sont connus depuis de nombreux siècles. La mise en évidence d'effets sanitaires délétères à faible dose s'est faite progressivement au XX^{e} siècle par une meilleure compréhension des mécanismes d'action du plomb et le développement d'études populationnelles que permet l'épidémiologie.

Dans les années 1990 et 2000, les études épidémiologiques se sont multipliées, corrélant des niveaux de plombémies faibles (< 100 µg/l) et des troubles des systèmes nerveux central, cardio-vasculaire et rénal. Des méta-analyses récentes [6] [7] ont évalué la causalité de cette association, le type de relation dose-effet et les conséquences de ces découvertes. Ces travaux ont été repris à leur compte par plusieurs agences et organismes d'expertise (InVS, Inserm [5], EFSA [8], NTP [9]…).

Un consensus semble se dégager de ces travaux pour conclure que le plomb est un toxique sans seuil et que des effets néfastes, notamment sur le développement cognitif et psychomoteur de l'enfant sont observables à des concentrations en plomb dans le sang inférieures à 100 µg/l, valeur de gestion fixée réglementairement pour engager un certain nombre d'actions environnementales et sanitaires.

Ces éléments ont été renforcés par l'avis « *Lead in Food* » du groupe d'experts scientifiques sur les contaminants (groupe CONTAM) de l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA), publié en avril 2010, sur les risques possibles pour la santé liés à la présence de plomb dans les aliments [8], ainsi que la monographie des effets sanitaires du plomb à faibles doses, publiée en octobre 2011 par le *National Toxicology Program* (NTP) du ministère chargé de la santé aux États-Unis [9]. Ces deux rapports d'expertise portent non seulement sur les enfants mais également sur les adultes.

a) Avis de l'EFSA

Dans l'avis scientifique « *Lead in Food* » publié en avril 2010 par l'EFSA, le groupe d'experts scientifiques sur les contaminants de la chaîne alimentaire (groupe CONTAM) a évalué les niveaux actuels d'exposition au plomb, principalement d'origine alimentaire, et a étudié les risques associés à une exposition au plomb chez l'adulte, l'enfant et la femme enceinte.

L'EFSA met notamment en évidence des effets néfastes associés à des plombémies inférieures à 100 µg/l. Les experts de l'EFSA retiennent en particulier des effets neurotoxiques pour le développement chez les enfants et des effets rénaux et cardiovasculaires chez les adultes.

Chez les enfants, l'EFSA considère que l'effet le plus précoce d'une exposition au plomb semble être la neurotoxicité et plus particulièrement ses conséquences sur les scores de QI. L'EFSA a analysé plusieurs études portant sur la relation entre les valeurs de QI et des valeurs modérées de plombémie (≤ 100 µg/l) et a finalement sélectionné l'étude de Lanphear [6] comme étude clé pour établir une concentration critique associée à un effet néfaste.

Lanphear *et al*. ont effectué une méta-analyse des données de sept études prospectives longitudinales entreprises avant 1995, portant sur le suivi de 1 333 sujets depuis la naissance ou la petite enfance jusqu'à l'âge de cinq à dix ans. Deux des études considérées font intervenir des plombémies modérées (inférieures à 70 µg/l). Lanphear *et al.* concluent à une association significative entre la survenue de déficits intellectuels chez l'enfant et des plombémies inférieures à 100 µg/l. Les auteurs ont ainsi montré que les effets sanitaires sur le QI sont proportionnellement plus importants pour une même augmentation de la plombémie dans les basses expositions que pour des expositions plus élevées : baisse de 3,9 points de QI pour les plombémies entre 24 et 100 µg/l, baisse de 1,9 points de QI entre 100 et 200 µg/l et baisse de 1,1 points entre 200 et 300 µg/l.

Sur la base de la méta-analyse de Lanphear *et al.*, l'EFSA a déterminé une dose critique de type « *Benchmark dose* 1[i] » (BMD_1) pour les effets neurotoxiques chez les jeunes enfants (entre 4,8 et 10 ans), correspondant à la perte d'un point de QI. La valeur retenue est évaluée à 12 µg/l et correspond à la borne inferieure de l'intervalle de confiance (à 95 %) de la dose modélisée ($BMD_1L_{95\%}$). L'EFSA considère ainsi qu'une plombémie supérieure à 12 µg/l entraîne une diminution d'un point de QI dans la population considérée.

[i] Dose obtenue par modélisation de la relation dose-réponse à partir de données expérimentales ou épidémiologiques provoquant la perte d'un point de quotient intellectuel dans la population considérée.

Interprétation du QI en tant qu'indicateur du développement intellectuel de l'enfant

L'ANSES dans le cadre de la saisine de la DGS (voir Annexe 4) s'est interrogée sur la pertinence du QI en tant qu'indicateur du développement intellectuel de l'enfant. Les éléments suivants sont issus du rapport intermédiaire de l'ANSES en date de février 2012.

« - Le test de QI mesure la capacité d'un individu à s'adapter dans son environnement, dans son pays. Il est possible de comparer les populations entre elles, sous réserve d'un étalonnage sur la population du pays où a été réalisée l'étude.

- Il existe de nombreux facteurs qui peuvent faire varier le score de QI (degré de fatigue, de concentration et d'anxiété de l'enfant, qualité de la relation avec le psychologue).

- Une standardisation est réalisée sur l'âge, la catégorie socioprofessionnelle des parents, le taux d'urbanisation de la ville d'où provient l'enfant.

- Les différents tests de QI (WISC-R, WISC-S, WISC III et WIPPSI) ont des contenus et des épreuves différents mais sont comparables entre eux statistiquement.

- Étant donnée la variabilité associée à la mesure du QI, la perte d'un point de QI au niveau d'une population peut avoir une signification statistique mais n'a aucune valeur scientifique au niveau individuel.

- Il apparaît que le QI est un outil suffisamment pertinent pour évaluer l'impact neurotoxique du plomb. Bien que différents tests de QI soient utilisés en fonction de la tranche d'âge et de la culture du pays de l'enfant, ceux-ci sont néanmoins comparables grâce à la standardisation et un étalonnage sur la population du pays où a été réalisée l'étude.»

Il est ainsi important de noter que la perte d'un point de QI n'a aucune signification au niveau individuel et doit être analysée et interprétée au niveau d'une population.

Concernant les adultes, l'EFSA a identifié cinq études chez l'homme permettant de quantifier la relation dose-réponse entre exposition au plomb et effets cardiovasculaires. L'EFSA retient comme effets critiques chez l'adulte les effets du plomb sur la pression artérielle et les reins. Les cinq études identifiées et analysées par l'EFSA ont montré une augmentation de la pression artérielle systolique associée à une augmentation de la plombémie chez l'homme adulte. L'EFSA a déterminé, à partir de ces données, une dose critique de type *benchmark dose* $BMD_{1.2mmHg}$[i]. La limite inférieure à 95 % de la *benchmark dose* moyenne ($BMD_{1,2}L_{95\%}$) a été évaluée à 36 µg/l et correspond à une augmentation de la pression sanguine de 1,2 mmHg.

L'EFSA a également mis en évidence que des plombémies inférieures à 100 µg/l sont associés à des effets rénaux. L'effet critique retenu pour caractériser l'atteinte rénale est une diminution de 10 % du taux de filtration glomérulaire. L'EFSA a utilisé des données de l'étude NHANES[ii] américaine pour dériver une « *benchmark dose* 10 %[iii] ». L'EFSA a évalué la borne inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la *benchmark dose*, $BMD_{10\%}L_{95\%}$, à 15 µg/l.

[i] Dose obtenue par modélisation de la relation dose-réponse à partir de données expérimentales ou épidémiologiques provoquant l'augmentation de la pression sanguine de 1,2mmHg dans la population considérée.

[ii] L'étude NHANES (*National Health and Nutrition Examination Survey*, www.cdc.gov/nchs/nhanes.htm) est un programme d'études conçues pour évaluer la santé, le statut alimentaire et l'exposition à divers polluants des adultes et des enfants aux États-Unis.

[iii] Dose obtenue par modélisation de la relation dose-réponse à partir de données expérimentales ou épidémiologiques provoquant une diminution de 10 % du taux de filtration glomérulaire dans la population considérée.

Conclusion de l'avis

L'EFSA a estimé les niveaux actuels d'expositions au plomb pour différents groupes de population et a comparé ces estimations aux niveaux au-delà desquels des effets indésirables peuvent survenir.

L'EFSA a ainsi conclu que **le niveau recommandé jusqu'à présent pour protéger la santé publique** – connu sous le nom de dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) et fixé actuellement à 25 µg/kg de poids corporel [10] – **était inapproprié**. L'EFSA n'a pas été en mesure de proposer un nouveau niveau car elle n'a pas identifié de limite claire en deçà de laquelle aucun effet indésirable ne se produirait.

L'EFSA a estimé que les céréales, les légumes et l'eau du robinet étaient les sources qui contribuaient le plus à l'exposition alimentaire au plomb pour la plupart des européens. L'exposition non-alimentaire au plomb est considérée comme une source d'importance mineure pour les adultes. Cependant, **la poussière des maisons et la terre peuvent constituer d'importantes sources d'exposition pour les enfants, d'après l'EFSA**.

Suite à cette analyse, l'EFSA conclut que **des inquiétudes potentielles existent en particulier en ce qui concerne des effets sur le développement neurologique des fœtus, des nourrissons et des enfants**.

b) Avis du *National Toxicology Program*

Le rapport du *National Toxicology Program* [*9*] a analysé un très grand nombre d'études afin d'évaluer si des effets sur la santé sont associés à des plombémies inférieures à 100 µg/l, et ce aux différents âges de la vie.

Chez les enfants, le NTP estime qu'à des valeurs de plombémies inférieures à 100 µg/l, les effets peuvent se manifester par une baisse des performances scolaires, une diminution du quotient intellectuel, des troubles comportementaux ainsi que par une altération de la fonction auditive.

Le NTP conclut également **qu'il existe un niveau de preuves suffisant montrant que des plombémies inférieures à 100 µg/l sont associées à un retard de la puberté, une croissance postnatale réduite et une baisse des performances cognitives mesurées par une baisse de QI**.

Chez la femme enceinte, le niveau de preuve est également suffisant pour conclure que des plombémies inférieures à 100 µg/l sont associées avec un retard de croissance du fœtus.

Chez les adultes, le NTP conclut que le niveau de preuves est suffisant pour affirmer [*9*] que des plombémies inférieures à 50 µg/l sont associées à une altération de la fonction rénale et que des plombémies inférieures à 100 µg/l sont associées à une augmentation de la pression artérielle, à de l'hypertension et à une augmentation de la mortalité liée à des maladies cardiovasculaires.

1.2. Seuil de plombémie : une valeur de gestion

Initialement pensé par les CDCs (*Centers for Disease Control and Prevention*) américains comme un seuil d'action collective, **le seuil de plombémie a été largement utilisé, aux États-Unis comme en France, comme un seuil de toxicité individuel**.

En France, la valeur de 100 microgrammes de plomb par litre de sang s'est imposée comme seuil d'intervention individuel pour les enfants depuis 1993, sur la base des recommandations des CDCs de 1991.

La valeur de 100 µg/l ne correspond pas à une valeur toxicologique de référence mais constitue **un seuil de gestion conduisant à déclencher des actions de soustraction de l'enfant à la source d'exposition**. Le seuil de 100 µg/l est un seuil devant déclencher une intervention.

Ce seuil a été retenu par l'arrêté du 5 février 2004 relatif à la déclaration obligatoire du saturnisme de l'enfant mineur pris en application de la loi du 29 juillet 1998 relative à la lutte contre les exclusions, pour définir le saturnisme chez les enfants mineurs : « *Le cas de saturnisme chez un enfant mineur visé à l'article L. 1334-1 et aux articles D. 3113-6 et D. 3113-7 du Code de la santé publique est défini par la constatation chez une personne âgée de moins de 18 ans d'une plombémie supérieure ou égale à 100 microgrammes par litre de sang. Le signalement et la notification des cas de saturnisme portent sur les nouveaux cas diagnostiqués* ».

Le décret n° 99-363 du 6 mai 1999 a inscrit le saturnisme infantile sur la liste des maladies à déclaration obligatoire.

Au niveau individuel, le dépassement de la valeur de 100 µg/l entraîne une surveillance biologique de l'enfant, une enquête dans son environnement et une information des parents pour limiter individuellement les expositions.

Plomb et réglementation au travail

Pour les travailleurs exposés au plomb métallique et/ou ses composés, la réglementation du travail (article R. 4412-160 du Code du travail) prévoit une surveillance biologique de l'exposition professionnelle au plomb si le travailleur est exposé à une concentration de plomb dans l'air supérieure à 0,05 mg/m³, ou si la plombémie est supérieure à 200 µg/l de sang pour les hommes ou 100 µg/l de sang pour les femmes.

La concentration en plomb métallique et en ses composés dans l'atmosphère des lieux de travail ne doit pas dépasser la valeur moyenne d'exposition (VME) de 0,1 mg/m^3 (moyenne sur 40 heures, exprimée en plomb métal). Cette valeur est réglementaire et obligatoire.

Pour les travailleurs exposés au plomb et à ses composés, les valeurs limites biologiques à ne pas dépasser sont fixées à :
- 400 microgrammes de plomb par litre de sang pour les hommes ;
- 300 microgrammes de plomb par litre de sang pour les femmes.
(Article R. 4412-152 du Code du travail).

Les études épidémiologiques récentes, l'avis de l'EFSA [8] et la monographie du NTP [9] concluent que le plomb est un toxique sans seuil. C'est pourquoi le groupe de travail s'est interrogé sur la pertinence d'un abaissement en France de la valeur d'intervention de 100 µg/l en s'intéressant notamment à la position d'autres États sur le sujet et aux capacités analytiques des laboratoires français. En parallèle, le ministère chargé de la santé a saisi deux instances d'expertise, l'ANSES et le HCSP, afin de pouvoir statuer sur la nécessité de réviser le seuil d'intervention individuel de 100 µg/l.

1.2.1. Recommandations des États-Unis et de l'Allemagne

Remarque préalable : ce paragraphe a pour objectif de résumer les récentes positions de ces deux pays sur la question du seuil de plombémie d'intervention. Il ne constitue pas une revue exhaustive des réglementations américaine et allemande dans le domaine du plomb.

a) Avis des CDCs américains

En 2009, dans leur avis "*Why not change the blood lead level of concern at this time?*" [11], les *Centers of Disease Control and Prevention* américains (CDCs) ne jugeaient pas nécessaire d'abaisser le seuil d'intervention individuel de 100 µg/l. Les raisons avancées pour justifier cette position étaient les suivantes :

- l'absence de traitement clinique efficace permettant de diminuer la plombémie à un niveau inférieure à 100 µg/l ou de réduire les effets néfastes ;
- les capacités analytiques des laboratoires ne permettant pas d'effectuer des mesures de plombémies inférieures à 100 µg/l ;
- le plomb étant un toxique sans seuil, la définition d'un nouveau seuil ne pourrait être qu'arbitraire et ne garantirait pas une amélioration certaine de la situation.

C'est pourquoi les CDCs recommandaient la poursuite d'actions de prévention primaire, c'est-à-dire des actions de réduction des expositions des enfants aux sources de plomb dans l'environnement.

Très récemment, en janvier 2012, le groupe d'experts du comité relatif à la prévention de l'imprégnation saturnine chez les enfants (« *Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention* » (ACCLPP)) des CDCs a rendu un nouvel avis qui remet en cause le niveau d'intervention de 100 µg/l.

1) Définition d'une valeur de référence

Sur la base des nombreuses études mettant en évidence des effets sanitaires pour des plombémies inférieures à 100 µg/l, l'ACCLPP conclut que le plomb est un toxique sans seuil et, en conséquence, que l'utilisation du terme « *blood level of concern* » n'est plus adapté et recommande de le remplacer par « valeur de référence ». En effet, le terme de « seuil » est synonyme de plombémie à partir de laquelle une intervention est requise ou efficace, alors qu'une « valeur de référence » est utile pour caractériser les résultats des individus par rapport à un groupe de population.

L'ACCLPP rappelle que le « *level of concern* », jusqu'à présent évalué à 100 µg/l, était initialement défini comme un niveau déclenchant une action au niveau collectif. Or, ce seuil a généralement été utilisé comme un seuil d'intervention individuel.

L'ACCLPP propose de retenir comme valeur de référence, le 97,5^{e} percentile de la plombémie des enfants entre un et cinq ans obtenu sur les deux plus récents cycles de NHANES et recommande de revoir cette valeur tous les quatre ans. Cette valeur est évaluée à 50 µg/l en 2012.

2) Stratégie de prévention primaire

L'ACCLPP souligne l'importance de mettre en place une stratégie de prévention primaire, c'est-à-dire de prévenir toute exposition au plomb au lieu de réduire l'exposition une fois qu'elle a pu être identifiée. La prévention exige de réduire toutes les sources d'exposition (sols, poussières, peinture et

eau) avant que les enfants soient exposés à ces dangers. Cet appel à la prévention primaire était déjà présent dans les précédents avis du CDCs, cependant le succès des réglementations relatives aux contrôles ou l'élimination des sources de plomb dans l'environnement, le fait que les effets du plomb semblent irréversibles et que le plomb soit un toxique sans seuil renforcent la nécessité de mettre en œuvre une telle stratégie.

Généralement, les sources d'exposition au plomb étaient recherchées et supprimées après qu'un enfant ait été dépisté avec une plombémie élevée. Étant donné que la suppression des sources d'exposition ne permet pas d'éviter que l'exposition au plomb qui a précédé ait eu des effets sur l'enfant, l'ACCLPP considère que la politique actuellement menée de dépistage des enfants, puis de réduction de leur exposition environnementale en cas de plombémie élevée, n'est aujourd'hui plus acceptable.

L'ACCLPP souligne également que bien que l'US-EPA ait établi des valeurs limites d'exposition pour différentes sources de plomb (poussières, sols et eau), ces valeurs ne sont pas fondées sur des considérations sanitaires et n'ont pas été définies pour garantir que les plombémies des populations exposées soient inférieures à 100 µg/l.

L'ACCLPP recommande que le dépassement de la nouvelle valeur de référence entraîne un certain nombre de mesures, notamment :

- des recommandations relatives à l'alimentation et aux facteurs de risques associés à une exposition au plomb ;
- des investigations environnementales pour des bâtiments construits avant 1978[i] ;
- un suivi biologique de l'enfant et ce, jusqu'à ce que les investigations environnementales et les mesures de réduction aient été mises en œuvre.

Le tableau ci-dessous, extrait de l'avis de l'ACCLPP, résume les actions recommandées en fonction de la valeur de plombémie mesurée.

Tableau 1 : actions recommandées en fonction de la plombémie par les CDCs en 2012 [12]

Plombémie < *reference value*	*Reference value* < plombémie ≤ 450 µg/l	450 µg/l < plombémie ≤ 690 µg/l	plombémie ≥ 700 µg/l
Lead education - ***dietary*** - ***environmental***	*Lead education* - ***dietary*** - ***environmental***	*Lead education* - ***dietary*** - ***environmental***	***Hospitalized and commence chelation therapy (following confirmatory venous blood lead test) in conjunction with consultation from medical toxicologist or pediatric environmental***
Environmental assessment for pre-1978 housing*	*Follow-up blood lead monitoring*	*Follow-up blood lead monitoring*	
Follow-up blood lead monitoring	*Complete history and physical exam*	*Complete history and physical exam*	
	Lab work: - ***Iron status*** - ***Consider Hemoglobin or hematocrit***	*Lab work:* - ***Iron status*** - ***Consider Hemoglobin or hematocrit***	

[i] Aux États-Unis, les peintures au plomb ont été interdites en 1978.

	Environmental Investigation ***Lead Hazard reduction***	*Environmental Investigation* ***Lead Hazard reduction***	***health specialist unit*** ***Proceed according to actions for 450 – 690 µg/l***
	Neurodevelopmental monitoring	*Neurodevelopmental monitoring*	
	Abdominal X-ray (if particulate lead ingestion is suspected) with bowel decontamination if indicated	*Abdominal X-ray with bowel decontamination if indicated*	
		Oral chelation therapy ***Consider hospitalization if lead-safe environment cannot be assured***	

** The scope of environmental assessment will vary, based on local resources and site conditions. However, this would include at a minimum a visual assessment of paint and housing conditions, but may also include testing paint, soil dust and water.*

Suite à l'avis de l'ACCLPP, les CDCs ont répondu officiellement par l'intermédiaire d'un document rendu public [**13**] aux recommandations de l'ACCLPP. Les CDCs ont affirmé être d'accord avec l'ensemble des recommandations faites par l'ACCLPP. Cependant, les CDCs ont précisé ne pas avoir les ressources nécessaires pour mettre en œuvre certaines recommandations et que leur réalisation sera donc soumise aux ressources disponibles. Cette réserve est notamment exprimée sur le fait de développer et implémenter une stratégie de prévention primaire au niveau national.

b) Allemagne

En Allemagne, d'après son avis en date de 2010 [7], la Commission nationale de biosurveillance de l'agence de l'environnement fédérale allemande propose des valeurs seuils pour la biosurveillance, dénommées HBM-I et HBM-II pour un certain nombre de substances chimiques. La valeur HBM-I représente la concentration d'un biomarqueur d'exposition en dessous de laquelle, en fonction des connaissances disponibles, aucun risque d'effet défavorable pour la santé n'est attendu. La valeur HBM-II représente la concentration d'un biomarqueur d'exposition au dessus de laquelle, en fonction des connaissances disponibles, il existe un risque accru d'effets défavorables pour la santé. C'est donc également un seuil d'action et d'intervention. En 1996, la commission a défini une valeur pour le plomb HBM-I de 100 µg/l pour les enfants et les femmes en âge de procréer et de 150 µg/l pour le reste de la population. Les valeurs HBM-II étaient respectivement fixées à 150 µg/l et 250 µg/l. Ces seuils ont été réévalués et confirmés en 2002.

En 2009, la commission a de nouveau réévalué ces valeurs à la lumière des nouvelles données disponibles [7]. La Commission nationale de biosurveillance considère qu'en raison des données récentes montrant des effets sanitaires (notamment sur le développement psychomoteur des enfants) à des plombémies inférieures à 100 µg/l, aucun seuil ne peut être désormais établi et exclut les seuils précédemment définis.

La commission a établi des valeurs de référence, considérées non comme des valeurs associées à une absence d'effets mais comme des concentrations au dessus desquelles une intervention est nécessaire. La commission considère que ces valeurs doivent être entendues comme des valeurs d'intervention au-delà desquels des mesures de réduction des expositions comme exigées par le principe de précaution doivent être entreprises. Whilhelm *et al*. recommandent un certain nombre de mesures notamment le suivi des plombémies dans le temps pour évaluer l'efficacité des mesures de réduction des expositions [7].

Les valeurs de références proposées sont décrites dans le tableau suivant :

Tableau 2 : valeurs de référence de plombémie définies par la commission nationale de biosurveillance allemande

Population	Valeur de plombémie de référence (µg /L)
Enfants (3-14 ans)	35
Femmes	70
Hommes	90

Les valeurs proposées ont été déterminées à partir des niveaux d'imprégnation mesurés dans le cadre de l'étude environnementale allemande, la *German Environnmental Survey* (GerES), qui est réalisée à intervalles réguliers (cinq à sept ans en moyenne) sur un échantillon représentatif de la population allemande, par l'Agence fédérale allemande de l'environnement (*Umweltbundesamt* – UBA) [7]. La valeur de référence est déterminée à partir de l'intervalle de confiance à 95 % du percentile 95 de la distribution des plombémies de la population étudiée [14]. Les données relatives aux enfants sont issues de la GerES réalisée entre 2003 et 2006, celles relatives aux adultes datent de l'enquête de 1998 [7] [14].

À travers ces deux exemples, il apparaît qu'aux États-Unis comme en Allemagne, l'attitude préconisée est bien une baisse des valeurs de référence de la plombémie comme niveau d'intervention, pour les enfants mais aussi pour les adultes (cas de l'Allemagne). Les valeurs de déclenchement de l'action ne sont pas forcément identiques dans les deux pays mais revêtent la même signification et restent du même ordre de grandeur. Dans les deux cas, il ne s'agit pas d'une valeur d'effet sanitaire qui s'imposerait à tous, mais d'un niveau choisi stratégiquement et lié aux modes et moyens d'action de chaque pays.

Cette baisse des valeurs de plombémie d'intervention à considérer amène en conséquent à s'interroger sur la capacité analytique des laboratoires.

1.2.2. Capacités analytiques des laboratoires

Lors de la réalisation d'analyses de plombémie, il est important de prendre en compte les capacités analytiques des laboratoires afin de connaître les incertitudes associées aux plombémies mesurées et pouvoir identifier si la différence entre deux plombémies est significative.

Le guide *Investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant*, publié en 2006 par l'InVS, avait analysé les résultats du contrôle national de qualité réalisé par l'AFSSAPS entre 2000 et 2003 ainsi qu'une étude réalisée par la Société française de toxicologie analytique (SFTA) (groupe de

travail « Toxiques industriels ») [4] [15]. Cette analyse avait permis d'estimer que lorsque la méthode de mesure utilisée était la spectrophotométrie par absorption atomique en mode électrothermique (SAA-ET), l'incertitude de la plombémie[i], définie comme l'intervalle de confiance à 95 %, serait de l'ordre de 20 % autour de 100 µg/l soit, en valeur absolue environ ± 20 µg/l.

L'analyse des résultats de contrôle de qualité de l'AFSSAPS pour l'année 2009 [16] confirme ces données. L'Annexe 6 détaille les capacités analytiques actuelles des laboratoires et permet de conclure que :

- **les analyses réalisées en ICP-MS (***Inductively coupled plasma mass spectrometry* **- spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif) sont performantes notamment pour des plombémies modérées très inférieures à 100 µg/l**, qui correspondent aux niveaux de plombémie fréquemment rencontrés en population générale ;
- une proportion de plus en plus importante de laboratoires (environ ¼ des laboratoires contrôlés par l'AFSSAPS en 2009) sont équipés en ICP-MS et peuvent mesurer des plombémies inférieures à 50 µg/l avec une incertitude en valeur absolue de l'ordre de ± 10 µg/l ;
- **la spectrométrie d'absorption atomique en mode électrothermique (SAA-ET) demeure une technique d'analyse performante pour des plombémies de l'ordre ou supérieure à 100 µg/l**. Pour des concentrations plus basses, la SAA-ET permet de déterminer une valeur de plombémie similaire à celle mesurée en ICP-MS mais les incertitudes de mesure restent beaucoup plus élevées (30 % pour des concentrations entre 20 et 50 µg/l et de l'ordre de 45 % pour des concentrations inférieures à 20 µg/l).

1.3. Évolution de la notion de dépistage

1.3.1. Le dépistage, une démarche de santé publique particulière

Comme le rappelle le guide *Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb* [17, p.18], la notion de dépistage a été définie de façon précise par l'OMS [18]. « Le dépistage consiste à identifier de manière présomptive, à l'aide de tests appliqués de façon systématique et standardisée, les sujets atteints d'une maladie ou d'une anomalie passée jusque-là inaperçue. Les tests de dépistage doivent permettre de faire le partage entre les personnes apparemment en bonne santé mais qui sont probablement atteintes de la maladie ou de l'anomalie donnée et celles qui en sont probablement exemptes. Ils n'ont pas pour objet de poser un diagnostic ». La confusion entre test de dépistage (logique collective) et test diagnostic (logique individuelle) est d'autant plus facile dans le cadre du saturnisme que la mesure du plomb sanguin (plombémie) est utilisée dans les deux objectifs.

1.3.2. Pratique du dépistage du saturnisme par les CDCs

Historiquement, le dépistage du saturnisme proposé par les CDCs dans les années 90 avait pour but d'identifier des quartiers à risque, dans le cadre de la problématique prégnante de lutte contre l'habitat insalubre. Sachant que par négligence, crainte du dépistage ou incompréhension des enjeux, tous les parents des enfants susceptibles de bénéficier d'un dépistage dans un secteur défini n'adhéraient pas à la démarche, la découverte d'au moins un enfant avec une plombémie élevée laissait supposer qu'il

[i] Dans cette analyse, l'incertitude de la mesure a été considérée égale à ± 2 fois le coefficient de variation.

devait exister d'autres cas à proximité. La présence d'au moins une plombémie élevée devait donner lieu à une action de santé publique sur tout le secteur concerné [19, chapitre 1, p.6 et chapitre 3, p.69]. Les premières publications des CDCs [20] [21] distinguaient très clairement le dépistage, action collective, de l'étape de diagnostic individuel, dont devaient bénéficier les personnes positives au dépistage, conformément aux recommandations de l'OMS.

1.3.3. Les bases du seuil d'intervention pour une plombémie supérieure ou égale à 100 µg/l en France

Le *Guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant* [4] rapporte comment la commission de toxicovigilance avait proposé en 1993 de transposer au contexte français, les recommandations des CDCs américains. « Ces recommandations étaient basées sur les travaux épidémiologiques disponibles à l'époque qui montraient que des effets adverses du plomb chez les enfants pouvaient être observés pour des plombémies supérieures ou égales à 100 µg/l. Il s'agissait bien d'un seuil devant déclencher une intervention et non d'une valeur toxicologique de référence. Selon ces recommandations, le but de l'ensemble des activités de prévention de l'intoxication par le plomb devait être de réduire la plombémie des enfants à des niveaux inférieurs à 100 µg/l ; **si de nombreux enfants dans une communauté avaient des plombémies supérieures à ce niveau, des actions de prévention primaire devaient être entreprises**. »

Sur cette logique, le guide *Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb* [22, 17, partie 3, p.45], préconisait qu'un programme soit « donc déclenché dans des situations où l'on s'attend à trouver une proportion d'enfants dont la plombémie excède 100 µg/l, supérieure à celle existant chez des enfants non exposés à des sources spécifiques de plomb. Les critères présidant à la préconisation d'un dépistage et au choix de la population cible devaient aussi être suffisamment sensibles pour que des enfants qui présenteraient une plombémie supérieure à 250 µg/l puissent être repérés ». Les enfants dépistés avec une plombémie supérieure à 100 µg/l jouaient le rôle de sonnette d'alarme (enfants « sentinelles ») pour d'autres non identifiés. Le seuil d'intervention de 100 µg/l avait d'abord un sens collectif.

1.3.4. Du dépistage au diagnostic individuel

Le seuil d'intervention de 100 µg/l a été depuis largement utilisé en France comme critère important du diagnostic pour caractériser et définir le saturnisme infantile. « C'est ainsi ce seuil qui a été retenu par l'arrêté du 5 février 2004 pour définir, dans les suites de la loi du 29 juillet 1998 relative à la lutte contre les exclusions, le saturnisme chez les enfants mineurs et l'inscrire dans la liste des maladies devant faire l'objet d'une transmission obligatoire de données individuelles à l'autorité sanitaire, le critère de notification étant la première plombémie supérieure ou égale à 100 µg/l chez un enfant de moins de 18 ans » [4].

Au fil du temps, le seuil d'intervention de 100 µg/l a pu perdre parfois son sens collectif initial avec la réalisation de campagnes de dépistage ayant pour but d'identifier individuellement tous les enfants présentant une plombémie supérieure à 100 µg/l afin qu'ils bénéficient d'une prise en charge médicale et environnementale adaptée [23].

1.4. De nouvelles données d'exposition

1.4.1. Enquête de prévalence Saturn-Inf 2008-2009

Après l'enquête de prévalence du saturnisme infantile en France confiée à l'INSERM en 1995 [24], une nouvelle enquête destinée principalement à estimer la prévalence du saturnisme chez les enfants de un à six ans a été réalisée par l'InVS en 2008-2009 [25].

Il s'agissait d'une enquête transversale menée dans 143 hôpitaux publics ou participants au service public hospitalier entre septembre 2008 et avril 2009. La population étudiée était l'ensemble des enfants âgés de un à six ans résidant en France métropolitaine, Martinique, Guadeloupe et La Réunion en 2008-2009. L'échantillon était constitué de 3 255 enfants hospitalisés pendant la période d'étude, avec 55,6 % de garçons et 44,4 % de filles. Un échantillon de sang chez chaque enfant a été recueilli pour le dosage de la plombémie. Un questionnaire sur les caractéristiques de l'enfant et de sa famille et sur les facteurs de risque connus de l'exposition au plomb était renseigné, en face à face, par les parents.

Huit cas de saturnisme (plombémie ≥ 100 µg/l) ont été identifiés dans l'échantillon : cinq enfants de un an, un de trois ans et deux de quatre ans, avec des niveaux de plombémie allant de 100 à 308 µg/l.

Ainsi la prévalence nationale du saturnisme en France, dans la classe d'âge de un à six ans, a été estimée à 0,11% [0,02-0,21], soit un effectif de 5 333 enfants [784-9 882] pour la population nationale française dont 4 361 [1 142-11 337] enfants en France métropolitaine.

La prévalence du saturnisme infantile a largement diminué durant les 15 dernières années. La première enquête nationale de prévalence du saturnisme infantile en France, réalisée par l'INSERM en 1995-1996, estimait la prévalence de plombémies supérieures ou égales à 100 µg/l à 2,1% (IC95% [1,6-2,6]) dans la classe d'âge de un à six ans (soit 84 000 enfants). Entre les deux enquêtes, la moyenne géométrique des plombémies infantiles est passée de 36 µg/l en 1996 [24] à 15 µg/l (IC95% [14,7-15,5]) en 2008-2009.

L'enquête de prévalence Saturn-Inf montre également que 5 % des enfants présentent une plombémie supérieure à 34 µg/l et 1 % une plombémie supérieure à 58 µg/l.

1.4.2. Enquête environnementale Plomb-Habitat

En complément de l'étude de prévalence du saturnisme, une enquête environnementale, dénommée « Plomb-Habitat », a été réalisée sur un sous-échantillon d'environ 500 enfants recrutés de l'enquête de prévalence. L'objectif principal de cette étude complémentaire était d'examiner le lien entre la plombémie chez un enfant et les facteurs d'exposition de son environnement.

Pour chaque enfant, une enquête à domicile a été réalisée, au cours de laquelle des échantillons de différentes sources potentielles d'exposition au plomb (eau, dépôts de poussière, sols, etc.) ont été prélevés puis analysés. En complément, d'autres métaux ont été mesurés.

L'étude pilotée par le CSTB et réalisée en partenariat avec l'EHESP, l'ANSES, l'InVS, l'hôpital Lariboisière et l'Institut supérieur d'agronomie de Lille, devrait permettre d'avoir une meilleure connaissance des déterminants environnementaux, des modes d'occupation du logement et des

comportements expliquant les plombémies des enfants, notamment les plombémies modérées dont le poids respectif des déterminants est mal maîtrisé.

L'étude a pour objectifs :

- d'améliorer les connaissances sur les déterminants des plombémies, y compris les plombémies moyennes ;
- d'identifier les sources et compartiments environnementaux responsables des plombémies modérées (comprises entre 35 et 100 µg/l) ;
- de comparer la pertinence des analyses de plomb total et de plomb acido-soluble comme éléments explicatifs et/ou prédictifs des plombémies ;
- d'établir un modèle empirique de prédiction des plombémies en fonction des concentrations en plomb dans l'environnement ;
- de fournir un premier panorama de l'exposition au plomb dans le parc de logements français ;
- d'estimer la proportion de cas de saturnisme infantile (plombémie supérieure à 100 µg/l) pour laquelle l'analyse des ratios isotopiques[i] du plomb dans le sang et l'environnement apporte une plus-value pour identifier la source.

L'exploitation de l'ensemble des données de l'enquête n'est pas terminée à ce jour mais des méthodes et premiers résultats ont déjà été publiés [26] [27] [28] [29] [30]. Les différents volets de l'étude devraient continuer à être rendus publics en fonction de leurs avancées à des dates différentes qui s'échelonnent de 2012 à fin 2013.

Trois thèses ont été conduites ou sont en cours dans le cadre de l'étude « Plomb-Habitat » :

- un doctorat (soutenu le 4 février 2012 par Youssef Oulhote), mené à l'École des hautes études de santé publique (UMR U1085/IRSET, directeurs de thèse : Philippe Glorennec et Denis Zmirou), qui a permis :
  - de montrer que la comparaison des ratios isotopiques du plomb présent dans le sang des enfants dont la plombémie est supérieure à 25 µg/l et des sources environnementales (peintures, poussières domestiques, sols, eau du robinet…) peut permettre d'identifier la source principale d'intoxication. Les ratios isotopiques sont susceptibles d'être utiles pour 57 % des enfants étudiés. Ils permettent d'éliminer une source potentielle d'exposition dans 30 % des cas et d'identifier une seule source de plomb compatible isotopiquement dans 32 % des cas [30],
  - d'établir un modèle empirique de prédiction des plombémies en fonction des concentrations en plomb dans l'environnement ;
- un doctorat (Anne Etchevers), mené à l'UMR U1085, IRSET (directeurs de thèse : Philippe Glorennec et Alain Le Tertre), en partenariat avec la « *Health Protection Agency* » au Royaume-Uni, qui a démarré en février 2012 et a pour but :
  - d'améliorer les connaissances des plombémies et de leurs déterminants,

[i] Les isotopes correspondent à différents types de noyaux atomiques d'un même élément. Ils diffèrent par leur nombre de neutrons mais ont le même nombre de protons ou d'électrons. Le plomb naturel est constitué de 5 isotopes : les isotopes de masse atomique 204, 206, 207 et 208 qui sont stables et l'isotope de masse atomique 210, qui est radioactif. Les abondances des isotopes stables ne sont pas modifiées par des processus physiques ou chimiques : la composition isotopique reste identique à celle du minerai original. Des matériaux d'origine différents peuvent ainsi présenter des « signatures isotopiques » différentes, c'est-à-dire des ratios différents entre isotopes stables, appelés ratios isotopiques [4].

- d'améliorer les stratégies de repérage des surexpositions au plomb ;

- un doctorat en cours de réalisation au CSTB (Jean-Paul Lucas), débuté en novembre 2009 (directrice de thèse : Véronique Sébille-Rivain à l'EA4275 de l'université de Nantes ; co-encadrantes : Lise Bellanger-Husi (UMR CNRS 6629) et Séverine Kirchner (CSTB)), qui a pour objectif :
  - de fournir un premier panorama de l'état de la contamination au plomb dans le parc de logements français abritant des enfants (rapport rendu à la DGS),
  - d'évaluer la contribution respective des sources en plomb dans la contamination des poussières intérieures du sol,
  - de déterminer la variabilité de la charge en plomb dans les poussières au sol à l'intérieur d'un logement,
  - d'estimer la prévalence de logements à risque plomb,
  - d'évaluer la pertinence du constat de risque d'exposition au plomb (CREP) à juger du risque plomb d'un logement pour ses occupants.

Une synthèse des principaux résultats disponibles est fournie en Annexe 3.

1.5. Les saisines de l'ANSES et du HCSP par la Direction générale de la santé

L'évolution des données de prévalence du saturnisme infantile et la mise à disposition de nouvelles données scientifiques sur les effets sanitaires du plomb ont conduit le ministère chargé de la santé à s'interroger sur les objectifs et l'organisation du dispositif de lutte contre les imprégnations saturnines et notamment la prise en compte des plombémies inférieures à 100 µg/l. En complément, le changement de positionnement récent des États-Unis, les recommandations de l'Allemagne et les conclusions de l'avis de l'EFSA ont mis en évidence le besoin de reconsidérer le seuil d'intervention de 100 µg/l et d'examiner la pertinence de nouvelles valeurs de gestion.

Le ministère chargé de la santé a ainsi interrogé l'ANSES en juillet 2011 sur les points suivants :

- les études suggérant des effets néfastes pour des plombémies inférieures à 100 µg/l constituent-elles une base scientifique suffisamment robuste pour justifier l'engagement d'actions spécifiques de gestion ?
- quelles sont les positions des autres pays européens sur le sujet ?
- des doses critiques peuvent-elles être définies pour asseoir la gestion des plombémies modérées ?

La saisine (voir Annexe 4) a été confiée, fin 2011, au Comité d'experts spécialisés (CES) « Évaluation des risques liés aux substances chimiques». Ce dernier a également mandaté le groupe de travail « Valeurs toxicologiques de référence » pour la réalisation des travaux d'expertise spécifiques. L'avis de l'ANSES et son rapport final sont attendus en 2013.

Le HCSP a également été saisi en octobre 2012 (voir Annexe 5). Il se prononcera sur la nécessité de réviser le seuil d'intervention individuel pour les enfants, aujourd'hui fixé à 100 µg/l, ainsi que sur la

pertinence de créer des valeurs de gestion collectives au-delà desquelles des actions de gestion peuvent être engagées et les populations cibles à considérer.

2. Les données de nature environnementale

L'évaluation et la gestion des risques associés à une situation de site pollué au plomb nécessitent de **prendre en compte des éléments de nature sanitaire comme environnementale**. En complément des nouveautés du champ de la santé, il est important de **faire également le point sur les données de nature environnementale**.

2.1. Les outils méthodologiques « Interprétation de l'état des milieux » et « Plan de gestion »

L'évaluation de la méthodologie nationale de gestion des sites pollués au plomb et le retour d'expérience dans le cadre de la gestion des sites et sols pollués ont permis de distinguer **deux grands types de situations** détaillés dans la note de la ministre chargée de l'écologie du 8 février 2007 et ses annexes, adressées aux préfets [3] :

- la **démarche d'interprétation de l'état des milieux (IEM)**, pour les sites, les lieux déjà urbanisés ou occupés, lorsqu'une suspicion de pollution apparaît : cette démarche est comparable à l'étude d'une photographie de l'état des milieux et des usages. Il s'agit de s'assurer que l'état des milieux est compatible avec des usages présents déjà fixés. La démarche permet de différencier les situations qui permettent une libre jouissance des milieux de celles qui sont susceptibles de poser un problème. Elle peut être mise en œuvre notamment pour apprécier l'acceptabilité des impacts hors site d'une installation classée en fonctionnement. Dans le cadre de la démarche d'interprétation de l'état des milieux (IEM), l'état naturel de l'environnement et les valeurs de gestion réglementaires pour les eaux de boisson, les denrées alimentaires et l'air extérieur en vigueur deviennent désormais les références premières pour l'appréciation des risques et la gestion.

  Lorsque la comparaison à l'état des milieux naturels voisins du site ou à l'état initial de l'environnement (cas des installations classées qui en disposent) montre une dégradation des milieux et en l'absence de valeurs réglementaires de gestion, une évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) est réalisée suivant des modalités fixées. Des intervalles de gestion ont été définis pour interpréter les résultats de l'évaluation des risques sanitaires menée dans le seul cadre de cette démarche. Lorsqu'il s'agit de milieux où les usages sont déjà fixés, si les actions ne sont pas suffisantes pour permettre une libre jouissance des milieux, des restrictions d'usage doivent être mises en œuvre. La démarche IEM privilégie le recours à la mesure directe de la qualité des milieux d'exposition ;

- le **plan de gestion**, pour les sites à urbaniser ou à réhabiliter sur des sols reconnus pollués : il intervient lorsque la situation permet d'agir aussi bien sur l'état du site (par des aménagements ou des mesures de dépollution) que sur les usages qui peuvent être choisis ou adaptés. Il peut être utilisé pour des projets de changement d'usage sur des sites pollués (liés à une installation classée ou non). Il est également requis pour une installation classée relevant du régime de l'autorisation lors de la cessation d'activité et de la remise en état pour un usage comparable ou non à celui de la dernière période d'activité. Dans le cadre du **plan**

de gestion : s'agissant d'une démarche de « nettoyage de milieux pollués », les moyens appropriés doivent être mis en œuvre pour traiter les sources de pollution et dépolluer les milieux. Une évaluation quantitative des risques sanitaires est réalisée pour valider la suffisance du « nettoyage » au regard des usages choisis ou constatés. Lorsque les usages peuvent être choisis, les résultats de l'évaluation quantitative des risques sanitaires menés sur les expositions résiduelles – il s'agit de l'analyse des risques résiduels (ARR) – doivent être satisfaisants. Dans le cas contraire, la démarche conduit à dépolluer de manière plus poussée ou à choisir des usages moins sensibles. Les critères d'acceptabilité des risques calculés sont ceux usuellement retenus au niveau mondial par les organismes en charge de la protection de la santé.

2.2. Caractérisation de l'exposition

2.2.1. Quantité de sol ingéré

En préambule, il est souligné que les valeurs des paramètres d'exposition sont à adapter à chacune des cibles étudiées en cohérence avec les scénarios d'exposition associés. La quantité de sol et poussières ingérée par un enfant et un adulte est par ailleurs un élément largement débattu en matière d'évaluation des risques liés aux sites et sols pollués.

De nombreuses études de mesure d'ingestion de particules de sol ont été menées [31] [32] [33] [34] [35] [36] [37] [38] [39] [40] [41] [42] [43] [44] ainsi que quelques études de synthèse durant ces dernières années en Europe [45] [46] [47] [48].

Les données bibliographiques indiquent des valeurs de quantité ingérée pour les enfants issues :

- de la méthode des traceurs [i] ;
- d'une méthode empirique, « la méthode contacts main-bouche » [ii] ;
- de données de modélisations pharmacocinétiques ;
- de relations empiriques entre les mesures environnementales (analyses sol, poussières, etc.) et la plombémie.

Diverses agences nationales[iii] proposent également des recommandations en matière de quantité de sol ingéré (moyenne en mg/j), en fonction de l'âge des enfants. Un rapport INERIS [49] propose également des valeurs de quantité de sol ingéré, valeur déterministe ou des distributions statistiques pour différentes tranches d'âges d'enfant, dans le cas d'un scénario résidentiel [43] [44].

Des valeurs de quantité de sol ingéré sont également disponibles dans certains « outils » multimédia commercialisés (liste non exhaustive : HESP [50], CSOIL[51], RISC HUMAN au Pays-Bas [52], CLEA

[i] Elle est également appelée « bilan massique ». La quantité de terre et de poussières ingérées est déterminée à partir de la différence entre la quantité connue d'un traceur entrée dans l'organisme (alimentation, pâte dentifrice, médicaments…) et la quantité totale de ce même traceur mesurée dans les selles, parfois dans les urines. Les traceurs les plus couramment analysés sont l'aluminium, le silicium, le zirconium, le titane et l'yttrium.
Connaissant la concentration du traceur dans les terres et les poussières, on en déduit directement la quantité de terre et poussières ingérées. Cette différence constitue la base du calcul de la quantité de terre ingérée.

[ii] « Elle consiste à calculer la quantité de terre ingérée en combinant quatre éléments : (i) la quantité de terre et poussières présente sur les mains ou les doigts, (ii) la surface cutanée des mains en contact avec la bouche, (iii) le nombre de contacts main-bouche dans une journée et (iv) la durée du contact main-bouche.
Les données disponibles sont rares. Le nombre de contacts main-bouche a fait l'objet de nombreuses études. Son principe méthodologique repose sur l'observation du comportement des enfants, celle-ci étant confiée à un des parents pendant le quotidien de l'enfant ou bien à un enquêteur qui note rétrospectivement par l'analyse d'une vidéo. »

[iii] Santé Canada et l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) au Canada, En HEALTH en Australie, le RIVM aux Pays-Bas, l'US-EPA aux États-Unis.

en Angleterre [53], RBCA [54], RISC BP [55], CalTOX [56], HHRAP [57], MPE aux États-Unis [58], etc.).

Pour les enfants, groupe de population particulièrement exposé, par exemple lorsqu'ils portent à leur bouche des mains recouvertes de terre, ingérant au passage une partie de cette terre ou des poussières, notamment lors de la fréquentation de jardins privatifs ou d'aires de jeux publiques, ou dans leur habitation, deux synthèses ont été élaborées en France [59] et en Belgique (région flamande) [48], sur la base des démarches citées précédemment.

Ainsi, en France a été initié en 2008 un séminaire piloté par l'InVS et l'INERIS avec la participation du BRGM, Vincent Nedellec Conseils, ICF ENVIRONNEMENT qui avait pour objectif d'analyser les connaissances scientifiques disponibles relatives à l'enfant. Concernant la quantité de terre ingérée, le groupe de travail [59] a retenu la distribution de valeurs générées par la réanalyse par Stanek [43] pour des raisons liées au protocole de l'étude, la nature des méthodes de réanalyse et à l'expression des données elles-mêmes [38] [43]. Le groupe de travail a mis en avant l'intérêt de considérer une distribution de quantité de terre ingérée dans une population d'enfants afin de pouvoir appréhender, lorsque cela s'avère nécessaire, l'incertitude au sein d'une population par l'utilisation des approches probabiliste et possibiliste. Le groupe de travail souligne que ces données ne sont pas complètement satisfaisantes, aucune étude ne présentant toute la robustesse souhaitée, et que les choix proposés ne peuvent donc être considérés comme universels ni définitifs, mais qu'ils peuvent être utilisés dans un contexte réglementaire ou d'évaluation de santé publique. Le groupe de travail souligne également qu'il est possible d'utiliser d'autres données si le contexte d'étude montre des spécificités et particularités locales tant sur l'âge des enfants, que sur leur condition d'exposition, la saison d'exposition, etc.

L'étude de synthèse belge (région flamande) [48] propose également une revue bibliographique approfondie concernant la quantification de l'ingestion de sol et de poussières pour l'enfant sur la base également de la méthode des traceurs, de la méthode empirique (portage main-bouche), de modélisations pharmacocinétiques et de relations empiriques entre les mesures environnementales (analyses sol, poussières, etc.) et la plombémie. Leur conclusion est que la méthode des traceurs, malgré les incertitudes associées, est probablement la plus fiable. Des valeurs de quantité de sol ingéré sont proposées sur la base d'une approche déterministe.

Pour les adultes concernés par une exposition directe aux polluants du sol, par exemple lors d'activités de jardinage, les données de la littérature scientifique sont plus rares que pour les enfants.

2.2.2. L'inhalation, une voie d'exposition en questionnement

Le plomb pénètre dans l'organisme essentiellement par voie digestive et par voie pulmonaire. L'exposition par voie cutanée n'est notable que pour les dérivés organiques du plomb [60].

En dehors de l'exposition professionnelle ou para-professionnelle (portage de plomb au domicile par des salariés exposés) ou d'une exposition de loisirs particuliers (exemple : poterie), l'exposition de la population au plomb se fait donc par [17] [60] :

- ingestion d'aliments contenant du plomb (boissons, végétaux autoproduits, denrées alimentaires contaminées lors de la production ou de la conservation) et consommation d'eau du robinet (contamination par des canalisations en plomb) ;

- ingestion d'écailles de peinture, de poussières présentes dans l'habitat et de particules de sol, en particulier par les jeunes enfants par portage main-bouche ;
- inhalation de poussières ou particules fines issues de rejets atmosphériques d'entreprises polluantes ou du ré-envol de poussières issues d'un sol contaminé.[i] [61]

La voie par inhalation est généralement prise en compte dans le cas d'un site en activité, source d'émissions atmosphériques pouvant contenir des particules de plomb. Selon la taille des particules respirées, il est estimé que 30 à 50 % du plomb inhalé est absorbé [60].

La caractérisation des concentrations d'exposition est réalisée par des mesures et/ou à l'aide de modèles de dispersion atmosphérique. Cette caractérisation nécessite des compétences importantes en métrologie.

Dans le cadre de la saisine de la DGS et de la DGPR relative à l'exposition au plomb (voir paragraphe 1.5 et Annexe 4), l'ANSES étudie la voie d'exposition par inhalation et construit une valeur toxicologique de référence (VTR) pour cette voie. Jusqu'à présent, aucune VTR n'était disponible pour la voie par inhalation. Les résultats de la saisine permettront ainsi de mieux prendre en compte cette voie d'exposition dans le futur.

2.2.3. La prise en compte de la biodisponibilité et la bioaccessibilité

Cette section s'appuie principalement sur différentes synthèses bibliographiques ainsi que des travaux d'expertise et de recherches, notamment le rapport du groupe de travail mis en place par l'InVS et l'INERIS en 2007, concernant les *Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants. État des connaissances et propositions* [59] [62] [63] [64] [65] [66] [67].

a) Problématique

Dans les évaluations quantitatives des risques sanitaires (EQRS), pratiquées actuellement en France pour les sols pollués, en présence de substances non volatiles, lors de l'estimation de l'exposition liée à l'ingestion de terre et de poussières issues du sol, il est usuellement considéré que la concentration totale de la substance étudiée présente dans un sol est à même de produire un effet toxique sur l'organisme humain. Plus exactement, l'estimation des niveaux de risques repose sur la comparaison directe de la dose ingérée avec le sol à la VTR pour la voie orale. En d'autres termes, cela revient à considérer que les biodisponibilités orales de l'élément dans le sol et la matrice (exemple : nourriture, terre, eau…) utilisée pour l'établissement de la VTR sont identiques.

Or les modes d'administration pris en compte dans les VTR pour la voie orale sont plutôt l'ingestion en phase dissoute et l'ingestion dans des aliments. De nombreuses études *in vitro* ont confirmé que la biodisponibilité ou la toxicité à partir des sols est plus faible que celle à partir de nourriture ou d'eau. Ainsi, ne pas considérer la biodisponibilité conduit, dans la majorité des cas, à surestimer les niveaux de risque associés à l'ingestion de terre. Il semble ainsi fondamental de considérer ce paramètre en vue d'affiner au mieux la concentration d'exposition qu'il convient de considérer pour augmenter la pertinence du calcul de risques. Une forte attente existe pour le développement et la prise en compte

[i] D'après Glorennec *et al*. 2007, la source d'exposition principale est l'apport alimentaire suivi ensuite par l'ingestion de sols et de poussières contaminés au plomb puis par la consommation d'eau du robinet.

des notions de biodisponibilité des polluants dans la gestion des sols contaminés. Ces dernières années, pour approcher la biodisponibilité de façon simplifiée et rendre compte directement de la différence de matrices discutée ci-dessus, certaines études s'intéressent donc à la mesure de la bioaccessibilité.

Une certaine confusion existe chez les professionnels, scientifiques ou non, entre les notions de biodisponibilité et bioaccessibilité des polluants dans les sols. Ceci engendre des difficultés pour, d'une part, intégrer au mieux ces notions dans la gestion des sites et, d'autre part, pour sélectionner un protocole de mesure pertinent.

b) Rappel des notions de bioaccessibilité et biodisponibilité

Le rapport *Quantités de terre et poussières ingérés par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants. État des connaissances et propositions* réalisé par l'INERIS et l'InVS [59] rappelle les définitions de bioaccessibilité et de biodisponibilité :

« ***La fraction bioaccessible*** *par voie orale d'un polluant présent dans une matrice (ex. : nourriture, terre, eau, etc.) est la fraction massique du polluant qui est extraite de la matrice et mise en solution par l'action mécanique (mastication, péristaltisme gastro-intestinal) et chimique (salive, sécrétions gastriques, bile, enzymes pancréatiques, etc.) du passage dans le tractus gastro-intestinal. La fraction bioaccessible du polluant présent dans la terre ou les poussières peut se définir comme le ratio de la dose extraite sur la dose totale administrée. Lorsqu'elle n'est pas déterminée par rapport à une référence, elle est appelée bioaccessibilité absolue.*

$$Bioaccessibilité\ absolue(\%) = \frac{Dose\ extraite\ de\ la\ matrice\ terre\ par\ les\ fluides\ digestifs}{Dose\ ad\ \min istrée\ ou\ ingérée} * 100$$

La fraction biodisponible *par voie orale d'un polluant présent dans une matrice (ex. : nourriture, terre, eau, etc.) est la fraction massique de ce polluant qui atteint la circulation sanguine. La fraction biodisponible du polluant présent dans la terre ou les poussières peut donc se définir comme le ratio de la dose ayant atteint la circulation sanguine sur la dose administrée. Lorsqu'elle n'est pas déterminée par rapport à une référence, elle est encore appelée biodisponibilité absolue.*

$$Biodisponibilité\ absolue(\%) = \frac{Dose\ ayant\ atte\mathrm{int}\ la\ circulation\ sanguine}{Dose\ ad\ \min istrée\ ou\ ingérée} * 100$$ »

c) Comment les mesure-t-on ?

La mesure de la biodisponibilité se fait par le biais d'expérimentation *in vivo*, le plus souvent sur des modèles animaux dont le système digestif est proche de celui de l'homme. Ces méthodes demandent un savoir faire en expérimentation animale, sont coûteuses et peuvent, dans certains cas, soulever des questions éthiques. Les modèles humains le plus souvent utilisés sont les porcs juvéniles et, dans une moindre mesure, les singes. La mesure de la biodisponibilité peut également se faire à partir de la mesure de la concentration de la substance considérée dans un organe cible après une période d'exposition de plusieurs semaines. Cette méthode nécessite, au préalable, l'identification des organes dans lesquels réaliser la mesure.

La mesure de la biodisponibilité est particulièrement complexe. Ainsi en pratique, les tests utilisés sont ceux permettant de mesurer la fraction bioaccessible.

La mesure de la bioaccessibilité se fait par l'utilisation de tests *in vitro*. De façon générale, ces tests consistent en une extraction séquentielle *ad hoc* de l'élément contenu dans le sol. Les tests ont été développés depuis le début des années quatre-vingt-dix, principalement par des équipes nord-américaines ou européennes. Il existe un grand nombre de tests décrits dans la littérature.

Deux types de protocoles existent : les protocoles non physiologiques et les protocoles physiologiques. Les premiers consistent en une extraction simple de l'élément à partir du sol et ne simulent pas les conditions physiologiques de la digestion. Les seconds tentent de s'approcher au mieux des mécanismes physiologiques de la digestion. Ainsi, pour la plupart de ces derniers, une première extraction, acide, vise à simuler les conditions de l'estomac ; une seconde extraction, proche de la neutralité, vise à simuler les conditions intestinales. En plus de ces deux phases, certains tests comportent une phase initiale qui vise à simuler le passage de la matrice dans la salive.

Ces tests diffèrent notamment par le nombre de compartiments digestifs simulés, le ratio solide/liquide, les temps de contact entre le sol contaminé et les extractants, les conditions de pH utilisées. Une présentation plus exhaustive de ces tests est faite dans le rapport *Quantités de terre et poussières ingérés par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants. État des connaissances et propositions,* réalisé par l'INERIS et l'InVS [59] ainsi que dans une norme issue de la commission de normalisation internationale ISO (ISO/DIS 17924-1 [68]).

Le groupe de recherche BARGE (*Bioaccessibility research group in Europe*), qui fédère plusieurs laboratoires et instituts de recherche, a développé un test unique et reproductible de mesure de la bioaccessibilité, fondé sur la physiologie digestive humaine et comprenant trois phases : buccale, stomacale et intestinale. Ce test a déjà été notamment utilisé en France pour déterminer les bioaccessibilités absolues de certains métaux et métalloïdes, comme le plomb, l'antimoine, l'arsenic, le cadmium, etc.

d) Données disponibles

Les données disponibles de bioaccessibilité concernent essentiellement les éléments traces métalliques dans les sols – dont le plomb, le cadmium, l'arsenic et l'antimoine – et la bioaccessibilité gastriques et gastro-intestinales obtenues selon différents tests ([59] [63]). Elles indiquent notamment pour les sols que les valeurs de bioaccessibilité varient fortement d'un historique de contamination à un autre ainsi que d'un type de sol à un autre ([59] [62] [64]). Les gammes de valeurs rencontrées pour un historique donné peuvent être larges.
L'Annexe 8 propose quelques résultats de bioaccessibilité pour le plomb dans les sols et les poussières déposées.

En outre, au sein de l'INERIS, un protocole *in vitro* de bioaccessibilité visant à simuler le processus d'inhalation est dorénavant opérationnel (dans le cadre du projet BIOHEALTH - *Health effects of particulate emissions from small scale biomass combustion*). Il s'agit d'un système dynamique avec lequel les particules sont au contact de la solution de Gamble pendant 24 heures à 37 °C. Cette solution de Gamble mime le surfactant pulmonaire et les processus physiologiques, notamment en termes de ratio solide/liquide. L'outil a été développé à l'aide de particules issues de matériaux de référence certifiés. Les résultats sont reproductibles. Le test *in vitro* a ensuite été mis en œuvre sur

des particules prélevées en air ambiant en zone urbaine. Les métaux étudiés étaient le nickel, l'arsenic, le cadmium et le plomb. Il ressort que, parmi les échantillons d'air ambiant testés, le nickel est toujours très bioaccessible (> à 50 %). Pour les trois autres métaux, la bioaccessibilité est très variable entre les échantillons, de 5 à 80 % selon la nature des particules.

Les différences observées, en termes de pourcentages et en termes de profil d'extraction, pour les particules d'air ambiant, entre les échantillons et entre les métaux peuvent être expliquées :

- par les sources de particules ;
- par la spéciation des métaux.

Ce protocole est tout particulièrement adapté à la détermination de la bioaccessibilité des métaux contenus dans des poussières provenant de ré-envols de sols contaminés.

Des mesures de bioaccessibilité des métaux, dont le plomb, sont également réalisées sur les végétaux potagers.

Deuxième partie : exemples de cas de sites pollués au plomb

Deux exemples de sites pollués au plomb ont été étudiés par le groupe. Ces deux cas ont été sélectionnés d'une part, en raison de la connaissance du dossier par un ou plusieurs des membres du groupe et d'autre part, en raison des caractères différents des deux dossiers (nature des activités, implantation, gestion).

À travers l'étude de ces situations, le groupe de travail a souhaité mettre en évidence la **diversité des problématiques rencontrées**, d'éventuelles **recommandations** (tant au niveau de la caractérisation des risques que des mesures de gestion adoptées), les **similitudes et disparités des démarches** adoptées, les **actions qui ont bien fonctionnées** et **celles qui sont apparues moins efficaces**.

Pour cela, le groupe de travail a analysé les cas selon une grille de lecture commune :

- nature du site ;
- contexte/historique ;
- caractérisation de l'environnement ;
- nature du signal ayant déclenché des actions de gestion ;
- population considérée ;
- voies d'exposition considérées ;
- mesures de gestion d'ordre sanitaire ;
- mesures de gestion d'ordre environnementale.

Suite à l'étude de ces exemples, une synthèse des enseignements tirés est proposée.

1. Site minier

◗ *Nature du site*

Cet exemple concerne une petite commune cévenole marquée par une activité minière ancienne, qui a vu son apogée dans l'exploitation industrielle des minerais extraits dans la première moitié du vingtième siècle. Cette activité, reprise à la fin de la seconde guerre mondiale, a définitivement cessé en 1995. Le minerai extrait était fortement chargé en zinc et en plomb (810 000 tonnes de zinc et 55 000 tonnes de plomb extraits sur près d'un siècle d'exploitation). Le fond géochimique est naturellement fortement chargé en plomb et en métaux.

◗ *Contexte/historique*

Cette commune rurale de moins de 400 habitants est constituée d'un bourg-centre ancien, traversé par une petite rivière, et de hameaux dispersés sur les collines environnantes. Un de ces hameaux, situé en aval du bourg a été un lieu de traitement et de stockage de minerais. D'anciens bâtiments industriels ont été ensuite recyclés à usage d'habitation. D'autres ouvrages destinés au traitement des minerais (grillage, lavage) sont à l'abandon sur site, à quelques centaines de mètres des habitations. Un imposant terril minier domine ce site, soumis à l'érosion essentiellement pluviale.

La prise en charge de ce site a été réalisée en deux phases :

- une première phase « à chaud », suite au premier constat de pollution des sols en 2004 ;

- une deuxième phase en 2006-2007, pendant laquelle le croisement des approches sanitaires et environnementales a permis de réévaluer la situation.

◗ *Caractérisation de l'environnement*

Les campagnes de mesures réalisées entre 2004 et 2006 dans le cadre d'une évaluation simplifiée des risques confirment la réalité de la contamination sur l'ensemble de la commune, en métaux lourds (plomb, cadmium, arsenic, baryum, cuivre, antimoine, zinc, thallium, mercure) et en hydrocarbures.

Pour le plomb, trois analyses réalisées sur des terrains communaux au cœur des habitations montraient des concentrations de 10 000, 18 000 et 31 000 ppm. Sur cinq échantillons de végétaux, aucun n'était conforme aux valeurs réglementaires en vigueur dans les denrées alimentaires pour le plomb ou le cadmium et deux présentaient des dépassements supérieurs à dix fois la valeur réglementaire (légumes impropres à la consommation).

◗ *Nature du signal ayant déclenché des actions de gestion*

Des analyses de sol faites par un particulier en 2004, ayant montré une forte contamination en arsenic, ont été le point de départ d'investigations plus étendues entre 2004 et 2006. Ces investigations ont révélé une situation d'exposition environnementale aux métaux, dont le plomb, et fait émerger un questionnement de santé publique.

◗ *Population considérée*

Dans la phase de gestion immédiate, et dans l'attente des études environnementales détaillées, c'est toute la population de la commune qui a été prise en compte.

Dans le cadre des dépistages, la population considérée est constituée des enfants, des femmes enceintes et allaitantes de la commune.

◗ *Voies d'exposition considérées*

Les voies d'exposition considérées étaient principalement l'ingestion de sol et de poussières, complétées par l'ingestion de produits locaux (potagers) et la consommation d'eau de puits.

Dès la découverte de la pollution, une première série de mesures de gestion a été proposée.

◗ *Mesures de gestion d'ordre sanitaire*

- Interdiction de consommer des produits alimentaires (cultures, jardins potagers, eaux des puits) de l'ensemble de la commune, fondée sur les résultats des analyses réalisées lors des différentes évaluations de risque, ayant montré un certain pourcentage de dépassement des valeurs réglementaires dans les denrées alimentaires en plomb et cadmium.
- Conseil d'hygiène : lavage humide des sols des maisons et lavage fréquent des mains.
- Organisation d'une campagne de dépistage du saturnisme auprès des enfants, des femmes enceintes et allaitantes de la commune en 2005.

73 enfants âgés de 6 mois à 17 ans résidaient sur la commune. Parmi eux, 20 avaient entre 6 mois et 6 ans. La participation générale a été globalement bonne avec un taux de participation de 56 % (41 enfants dépistés), et très bonne pour les 6 mois – 6 ans (80 %, soit 16 enfants).

La première campagne de dépistage a permis d'observer que deux enfants de 3 et 4 ans présentaient un saturnisme avéré (plombémie supérieure à 100 µg/l). L'un habitait le bourg centre, l'autre le hameau impacté par l'activité minière à l'aval du village. Trois enfants, âgés de 2 à 17 ans, présentaient une plombémie comprise en 50 et 99 µg/l et 33 enfants une plombémie inférieure au seuil de détection de 10 µg/l.

Une femme enceinte et deux femmes allaitantes ont participé à la campagne. Aucune des trois ne présentait une plombémie supérieure à 100 µg/l. Celle qui avait la plombémie la plus élevée (55 µg/l) habitait au hameau concerné par les activités industrielles.

Pour les plombémies supérieures à 50 µg/l[i], après enquête au domicile, il s'est avéré que les peintures au plomb des logements étaient la source d'exposition majeure pour les enfants du bourg centre (écailles ou poussières de peintures au plomb, travaux sur des murs contenant des remblais locaux), tandis que l'hypothèse retenue pour l'exposition des enfants du hameau considéré était le sol (ingestion de terre fortement polluée et consommation importante de produits locaux). L'exposition par l'habitat a été écartée par l'enquête au domicile.

Suite à ces résultats, les mesures relatives à la consommation des végétaux autoproduits, de l'hygiène individuelle et le nettoyage humide du sol des maisons ont été maintenues.

◗ *Mesures de gestion d'ordre environnementale*

- Prescription d'une étude détaillée des risques (EDR) en vue de déterminer les limites de la zone d'exposition.
- Définition et mise en œuvre de travaux de dépollution et de réhabilitation du site afin de limiter l'exposition aux sols et poussières aériennes.

Suite à ces premières mesures de gestion, des questions restaient en suspens et ont nécessité une seconde phase d'investigation à compter de 2007, qui a permis de mener de concert les approches sanitaires et environnementales.

◗ *Mesures de gestion d'ordre environnementale (seconde phase)*

Des investigations complémentaires ont été engagées :

- recherche d'un environnement témoin local qui devait être comparable avec le site étudié tant au plan de la nature des sols que des usages et des comportements ;
- mise en œuvre d'une nouvelle campagne de mesures de la contamination en plomb au niveau du hameau impacté ; celle-ci a mis en évidence une recontamination en plomb alors que les sols avaient été réhabilités récemment ; les mesures de plomb dans les poussières des habitations ont permis d'identifier un dépôt récent de poussières contenant du plomb dont la source restait à déterminer;
- levée du gel des permis de construire : sur la base d'un environnement témoin local fortement chargé en plomb mais en l'absence d'impact sur les plombémies mesurées des enfants vivant dans cet environnement lors de la campagne de dépistage de 2005, le gel des permis de construire a pu être levé sur le centre du village.

[i] Bien que ne s'agissant pas de cas de saturnisme avéré, il a été jugé intéressant de réaliser une investigation autour de ces quelques cas de plombémies supérieures à 50 µg/l car tous les autres enfants dépistés (soit 33) avaient une plombémie inférieure à la limite de quantification.

◗ *Mesures de gestion d'ordre sanitaire (seconde phase)*

- Organisation d'un deuxième dépistage ciblé sur le hameau impacté par la pollution minière, sur les arguments de la recontamination des poussières des maisons d'après les analyses environnementales, et l'arrivée de nouvelles familles avec enfants dans le hameau dont les terrains avaient été réhabilités. Cette seconde campagne, menée en 2009, a concerné 9 enfants sur 15 exposés, âgés de 6 mois à 17 ans : aucun cas de saturnisme n'a été constaté (plombémies toutes inférieures à 100 µg/l). En revanche, des signes d'imprégnation élevée ont été notés (7 plombémies supérieures à 50 µg/l, avec une médiane à 57 µg/l, [min=20 ; max=76]), traduisant les conséquences biologiques d'une exposition environnementale particulière des lieux. Individuellement, les enfants dépistés ne nécessitaient pas de suivi médical particulier mais **collectivement, cette action a permis de suivre l'impact en santé publique des mesures de gestion environnementale du site à travers l'exposition biologique des enfants et en l'occurrence, de s'interroger sur leur efficacité pour diminuer l'exposition réelle des individus vivant sur ce hameau**.
- Maintien d**u suivi des plombémies : les résultats du dépistage reflétant une imprégnation au plomb collective préoccupante, il a été décidé le maintien du suivi des plombémies en incluant les nouveaux arrivants via l'implication des médecins généralistes locaux. Cette seconde campagne de dépistage a mis** en évidence une diminution des plombémies antérieurement mesurées (en 2005), mais pas aussi importante que la réhabilitation des lieux permettait de l'espérer.
- Maintien de la recommandation de ne pas consommer des végétaux autoproduits en l'absence de données nouvelles permettant de lever cette mesure.

◗ *Remarque*

Cet exemple a permis de montrer tout l'intérêt de croiser régulièrement les approches de nature environnementale et sanitaire, d'évaluer l'impact des mesures de gestion, et souligne le fait, souvent passé sous silence, que la gestion d'une telle situation est un processus itératif qui s'inscrit dans la durée.

◗ *Conclusion*

L'action environnementale sur ce site n'étant pas terminée à ce jour (nouvelles études en 2012 et 2013 pour proposer un plan de gestion complémentaire), les mesures d'hygiène générale et les consignes de suivi sanitaire aux médecins traitants des familles concernées restent d'actualité.

2. Fonderie de plomb

◗ *Nature du site*

Le site étudié est situé à proximité d'une usine spécialisée dans la production, la transformation et la valorisation des métaux non ferreux tels que le zinc, le plomb ou les métaux spéciaux (indium, etc.), dont l'activité a débuté à la fin du XIX^{e} siècle. Le site a été l'un des plus importants émetteurs de plomb en France. Il se situe à environ 3,5 km d'un autre site de métallurgie, implanté dans un département différent de la première usine, qui a également contribué à la pollution en plomb du secteur.

◗ *Contexte/historique*

Durant plus d'un siècle, l'usine a été à l'origine de rejets de métaux lourds (notamment plomb, cadmium et zinc) à l'origine d'une pollution des sols de grande ampleur, sur quelques centaines d'hectares concernant sept communes.

Lors de la fermeture du site en 2003, l'exploitant n'a pu assurer la gestion des pollutions historiques. S'est alors posé le problème de la réhabilitation du site de cette usine et des terrains avoisinants pollués (plus de 300 ha et plus de 2 000 habitations). Le site a finalement été repris par une entreprise privée pour y développer une activité de traitement de déchets. Les conditions de remise en état du site ont alors été imposées au repreneur par arrêté préfectoral.

Un comité scientifique, actif jusqu'en 2007, a été mis en place dès la cessation d'activité du site en 2003 afin d'apporter un éclairage sur l'impact sanitaire de la pollution aux métaux lourds et les moyens d'y remédier. Lors de sa dernière réunion, il a fait dix recommandations rendues publique dont une partie a été mise en œuvre.

◗ *Caractérisation de l'environnement*

Dès les années soixante-dix, des études ont été menées par l'Inra (Institut national de la recherche agronomique) sur la qualité des sols à proximité de l'usine. La pollution des sols a été caractérisée à de nombreuses reprises par des campagnes d'échantillonnage et d'analyse de sols. En 1985, les analyses de l'ISA (Institut supérieur d'agronomie) - (environ 300 échantillons) ont pu définir les zones suivantes :

- 250 ha ont une concentration supérieure à 1 000 ppm de plomb ou 20 ppm de cadmium ;
- 335 ha ont une concentration comprise entre 1 000 ppm et 500 de plomb ;
- plusieurs km^2 ont des concentrations comprises entre 250 et 500 ppm de plomb.

Une contamination très importante des végétaux a également été identifiée, en particulier des végétaux de jardins privatifs.

Une nouvelle campagne de mesures de l'ISA a été menée en 2010 (environ 300 échantillons). Elle a permis d'améliorer le zonage de la contamination et a montré qu'il n'y a pas d'évolution notable des concentrations totales en plomb et en cadmium.

◗ *Nature du signal ayant déclenché des actions de gestion*

Les fortes émissions atmosphériques et les concentrations en plomb dans les sols ont incité à engager des actions de réduction des émissions atmosphériques.

◗ *Population considérée*

La population considérée dans le cadre des dépistages était les enfants de maternelle des trois communes les plus touchées par la pollution du site.

◗ *Voies d'exposition considérées*

L'inhalation de poussières, l'ingestion de terre polluée et de poussières, la consommation de légumes et fruits du jardin, ainsi que l'ingestion d'eau pour le plomb et le cadmium ont été étudiées par l'Observatoire régional de santé (ORS) dès 1986.

L'ingestion de sol et de poussières a été identifiée comme la voie majeure d'exposition : l'arrêt des émissions de l'usine a été considéré comme insuffisant pour réduire de manière significative l'exposition au plomb des enfants du secteur.

Pour le cadmium, l'alimentation a été considérée comme la voie principale d'exposition.

◗ *Mesures de gestion d'ordre sanitaire*

Dès 1986, des études ont été menées par l'ORS pour évaluer l'imprégnation de la population par le plomb. À partir de 1999, des campagnes annuelles de dépistage systématique du saturnisme chez les enfants de maternelle ont été réalisées, principalement sur les trois communes les plus touchées par la pollution. Environ 200 enfants ont été dépistés chaque année. Le pourcentage d'enfants ayant une plombémie supérieure ou égale à 100 µg/l était de 17,3 % en 1999-2000 (soit 27 enfants), 15,7 % en 2001-2002 (soit 30 enfants), 17,1 % en 2002-2003 (soit 32 enfants), 3,7 % en 2003-2004 (soit 7 enfants), 3,7 % en 2004-2005 (soit 6 enfants) et 0,5 % en 2005-2006 (soit 1 enfant).

La forte diminution de l'imprégnation après 2003, concomitante à l'arrêt de l'usine, confirme le lien fort entre l'activité du site et l'exposition des populations.

Entre 2006 et 2009, le dépistage a été poursuivi sur une base volontaire avec une baisse importante du nombre d'enfants dépistés (seulement quatre enfants en 2009).

Tableau 3 : résultats des dépistages réalisés entre 2006 et 2009

Année	Nombre d'enfants dépistés	Nombre d'enfants avec une plombémie supérieure ou égale à 100µg/l
2006	165	2
2007	74	1
2008	19	1
2009	4	0

En parallèle des actions de dépistage, il a été recommandé de ne pas consommer les végétaux du jardin qui étaient fortement contaminés. Des actions de sensibilisation des médecins ont également été mises en place en 2001. En 2001-2009, des interventions dans les écoles ont permis d'inciter au lavage des mains. Depuis 2008, les actions de sensibilisation ont visé un public plus large : PMI, élus de l'agglomération, bailleurs locatifs, réunions de quartier, forum Santé, Centre communaux d'action sociale, Fonds solidarité logement, etc.

Le comité scientifique a recommandé, lors de sa dernière réunion qui s'est tenue en 2007, de suspendre le dépistage systématique mais de maintenir un véritable travail de prévention primaire (sols extérieurs, peintures, poussières intérieurs, canalisations...) au domicile des enfants habitant ces communes. Il a également préconisé que :

- une plombémie soit proposée aux enfants âgés de plus de neuf mois qui n'auraient pas bénéficié d'une réduction de l'accessibilité au plomb mise en évidence lors de l'évaluation de leur domicile ;
- l'information des médecins libéraux (généralistes et pédiatres) soit poursuivie ;

- une campagne de mesure de l'imprégnation par le plomb des enfants en classe de maternelle soit réalisée en 2009-2010 dans des conditions similaires à celles des campagnes de dépistage systématique réalisées ces dernières années.

La campagne de dépistage recommandée par le comité scientifique a été retardée et a débuté en octobre 2012 : elle concerne tous les enfants scolarisés pour la première fois dans l'une des sept écoles sur le territoire des trois communes concernées soit 330 enfants au total.

Bien qu'il existe des biomarqueurs, le cadmium n'a pas fait l'objet d'une campagne de biosurveillance. Ce point n'a été identifié que tardivement dans le comité scientifique. Pourtant, c'est un sujet de préoccupation, le cadmium étant beaucoup plus bio-accumulable que le plomb.

◗ *Mesures de gestion d'ordre environnemental*

Lorsque l'usine était en activité, les actions de l'État avaient conduit à réduire fortement les émissions dans l'air de métaux, passant de 350 tonnes de plomb par an en 1970, à 150 tonnes en 1978, puis à 17 tonnes en 2002 en rejets canalisés ; les rejets diffus, notamment dans les zones de déchargement des minerais, étaient restés quant à eux importants. Les rejets de plomb dans l'eau avaient également été divisés par 30 en vingt ans.

Un projet d'intérêt général (PIG) a été mis en place en janvier 1999 à la demande du ministère chargé de l'écologie. Sur la base de résultats d'analyses de pollution des sols réalisées entre 1979 et 1986, les zones suivantes ont pu être définies :

- zone ayant une concentration supérieure à 1 000 ppm de plomb ou 20 ppm de cadmium. Cette zone est soumise à de fortes restrictions et contraintes en matière d'urbanisme (ex : sont interdites les constructions nouvelles à usage d'habitation, d'implantation d'établissements recevant du public, les activités de production agricole et d'élevage, la création d'aires de sport et de loisirs, ainsi que les terrains de camping) ;
- zone ayant une concentration comprise entre 500 ppm et 1 000 ppm de plomb. Cette zone notamment est soumise à des prescriptions spéciales pour la réalisation de travaux ;
- zone ayant une concentration comprise entre 250 et 500 ppm de plomb.

Le PIG a été reconduit en 2005, 2008 et 2011. Il fait actuellement l'objet de discussions sur son assouplissement sur la base des principes de gestion des circulaires du 8 février 2007.

3. Synthèse

L'étude des cas illustre les difficultés de traitement de situations de sites pollués au plomb : un certain nombre de points communs ou divergences peuvent être identifiés et servir de base à des recommandations ou des pistes de réflexions proposées en partie 3 du présent rapport.

◗ *Caractérisation de l'environnement*

Des mesures de plomb dans les sols et dans les végétaux autoproduits ont été réalisées dans chaque cas. Lorsque le site industriel était encore en activité, des mesures des teneurs en plomb dans l'air ont également été menées.

L'étape de caractérisation de l'environnement est une étape cruciale de l'évaluation des risques d'un site pollué. La troisième partie de ce document rappelle certaines étapes clés du déroulement de cette caractérisation et propose des recommandations notamment en termes de paramètres d'exposition.

◗ *Nature du signal ayant déclenché des actions de gestion*

Le signal ayant déclenché l'action est dans les deux cas différents. Il correspond cependant à chaque fois à une « anomalie », qu'elle soit d'ordre sanitaire (exemple : identification d'un cas de saturnisme) ou environnementale (exemple : découverte d'une pollution très importante dans le terrain d'un particulier).

◗ *Population considérée*

La population à risque considérée est systématiquement, dans les deux cas, constitué *a minima* des enfants de un à six ans. Selon les situations et le degré de connaissance de la pollution, la population est élargie aux femmes enceintes, aux femmes allaitantes et à l'ensemble de la population, voire aux enfants jusqu'à leur majorité.
Ce point est donc soumis à une appréciation en fonction des circonstances locales et de la faisabilité (taille de la population, moyens disponibles, temps…).

◗ *Voies d'exposition considérées*

L'ingestion de sol et de poussières, de produits locaux et d'eau ont été étudiées dans les deux cas. Dans le cas de la fonderie de plomb, émettrice de rejets atmosphériques, l'inhalation de poussières a également été considérée.

◗ *Mesures de gestion d'ordre sanitaire*

Dans les deux exemples, des **conseils d'hygiène** (lavage humide des sols et lavage fréquent des mains) et une **interdiction de consommer des végétaux autoproduits** ont été recommandés aux populations.

Ces recommandations s'accompagnent nécessairement d'une **communication à la population** ; toutefois, pour être efficaces, elles nécessitent une adhésion et une appropriation par les personnes concernées, qui impliquent une modification des pratiques et comportements. Cet aspect a été développé dans la troisième partie au paragraphe *Améliorer l'information et l'implication des populations et des acteurs locaux*.

La recommandation de ne pas consommer des végétaux produits localement soulève **la question des critères permettant de lever cette mesure**. Une piste permettant de mieux connaître les habitudes alimentaires et les comportements de la population et donc d'évaluer la part de la contribution par cet apport à l'ensemble de l'exposition, est proposée en troisième partie au paragraphe 16 (Cas particulier : Comment améliorer les recommandations relatives à la non consommation des légumes potagers ? Dans les deux situations, au moins une campagne de dépistage a été réalisée et a permis d'une part, de repérer les enfants ayant des plombémies supérieures à 100 µg/l et d'autre part, de mettre en évidence une imprégnation particulière de la population**. Le suivi dans le temps de la plombémie de la population considérée a également permis de confirmer l'efficacité des mesures de gestion environnementales et sanitaires** mises en œuvre ou **au contraire, de montrer une stagnation de l'imprégnation qui a conduit à s'interroger sur la présence d'une source d'exposition non identifiée** jusqu'alors ou non

maîtrisée. L'intérêt et les objectifs du mesurage de la plombémie sont repris en troisième partie au paragraphe

Considérer l'intérêt de l'étude d'imprégnation populationnelle.

L'exemple du site industriel connexe à une ancienne activité minière montre également l'intérêt de **mettre en œuvre de concert les mesures de gestion environnementale (dépollution/suppression des voies de transfert) et sanitaire (suivi biologique de la population) afin de suivre l'efficacité des mesures mises en œuvre**. Le paragraphe *Renforcer l'articulation entre les processus d'évaluation et de gestion et entre les approches environnementales et sanitaires* de la troisième partie approfondit cette recommandation.

◗ *Mesures de gestion d'ordre environnemental*

Dans les deux situations, des travaux de dépollution et de réhabilitation ont été réalisés. Dans le deuxième cas, les travaux de dépollution n'ont concerné que le site industriel. En l'absence de valeur de gestion, les travaux de dépollution et de réhabilitation sont réalisés au cas par cas au regard du degré de pollution et du risque associé pour la population considérée. Ainsi, la question « quelle concentration en plomb dans les sols nécessite des travaux de réhabilitation et sur quels critères peut-elle être déterminée ? » semble ne pas avoir de réponse équivoque.

Le groupe de travail s'est interrogé sur cette question au paragraphe *Réflexion autour d'un niveau de concentration dans les sols au-delà duquel il est nécessaire de dépolluer*.

Troisième partie : Recommandations

Cette partie n'a pas pour objet de proposer un schéma conducteur d'analyse de situation. On se reportera utilement à d'autres documents qui décrivent cette étape (voir annexe 1).
Elle propose, à la lumière des données nouvelles à considérer et sur la base des situations concrètes étudiées, des **recommandations opérationnelles**, qui sont déjà mises en place sur certains sites. Elle invite également **à s'interroger** sur des sujets qui nécessitent encore des approfondissements.

Jusqu'à présent, les poussières ou écailles de peintures au plomb dans l'habitat étaient considérées comme la source principale d'exposition au plomb chez les enfants. En considérant que le plomb est un toxique sans seuil, les autres sources d'exposition peuvent désormais être considérées comme préoccupantes. L'exposition au plomb est le résultat soit de sources d'exposition bien particulières comme le sont les sols pollués au plomb, soit de la contribution de plusieurs sources d'exposition qui, prises séparément, pourraient sembler négligeables mais qui, additionnées, ne le sont plus.

Les outils de gestion des sites et sols pollués, rappelés au paragraphe 2.1 de la première partie et définis par la note du ministère chargé de l'écologie en date du 8 février 2007 relative aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués, ont permis d'actualiser la méthodologie pour caractériser un site pollué et le gérer en tant que de besoin. Cette note a rappelé que la prévention de la pollution des sols est une composante majeure de la politique de prévention des risques chroniques.

L'ensemble du dispositif législatif et réglementaire relatif aux installations classées a permis une réduction constante des émissions des sources fixes de pollution. Un ensemble de textes réglementaires, issus pour la plupart de directives européennes, impose d'ores et déjà des réductions des niveaux d'émissions pour les années à venir. Ce dispositif permet une amélioration continue de la qualité des milieux d'exposition (air extérieur, eaux souterraines ou de surface, etc.).

Les recommandations proposées dans cette partie s'appliquent en complément des outils d'évaluation et de gestion existants dans le cas spécifique des sites pollués au plomb.

1. Considérer l'ensemble des sources d'exposition

Les sites et sols pollués constituent une source d'exposition au plomb spécifique. L'exposition peut être due notamment à :

- l'ingestion de terre polluée ou de poussière domestique polluée par l'apport de terre polluée ;
- l'inhalation ou l'ingestion de poussières émises par un site industriel ;
- l'apport de poussières par un travailleur d'un site industriel ;
- la consommation de végétaux autoproduits contaminés [4].

Les retours d'expérience de situations de sites et sols pollués au plomb ont montré qu'un sol pollué n'était généralement pas l'unique source de l'exposition et qu'il était nécessaire de prendre en compte l'ensemble des sources potentielles d'exposition. À ce titre, on s'attachera à regarder aussi la nature des canalisations en eau destinée à la consommation humaine et l'existence ou non de peintures au plomb dans l'habitat.

Dans l'exemple du site minier présenté dans la deuxième partie du rapport, le déclencheur du dépistage a été une concentration élevée dans les sols alors même que les investigations qui ont suivi ont montré que le sol n'était pas le milieu environnemental directement responsable de l'imprégnation saturnine des enfants. Cet exemple illustre le fait que la contamination du sol est un indicateur d'une contamination potentielle d'autres milieux de l'environnement. La découverte d'une pollution du sol devrait encourager à aller plus loin dans les investigations d'autres milieux de l'environnement.

L'exposition globale des populations correspond à la somme des expositions à différentes sources d'exposition (exemple : terre polluée, émissions atmosphériques, peintures et poussières de l'habitat, végétaux contaminés, etc.). En considérant désormais qu'un niveau d'imprégnation faible présente un risque pour la santé, il apparaît désormais plus difficile d'identifier un seul facteur responsable majoritairement de l'exposition. Il apparaît donc encore plus nécessaire qu'auparavant de prendre en compte et de caractériser l'ensemble des sources potentielles d'exposition au plomb.

2. Analyser qualitativement la situation

Une analyse qualitative qui ne demande pas de quantification particulière de la part attribuable aux différentes sources à la dose d'exposition des populations et notamment des enfants peut être réalisée rapidement dès la découverte d'un sol pollué. Cette **analyse descriptive et qualitative de la situation peut être réalisée** sur un certains nombre de critères tels :

- la description des multiples sources et vecteurs d'exposition au plomb ;
- la taille de la population concernée ;
- les habitudes de vie de la population concernée ;
- les comportements et des parcours de vie des enfants (voir paragraphe 3) ;
- etc.

Elle permet d'obtenir un certain nombre d'informations qu'une approche quantitative ne pourra pas fournir.

Cette analyse permet :

- de mettre en place rapidement des **actions d'évaluation**, par exemple : orienter des investigations métrologiques sur certains vecteurs d'exposition suspectés à risque, réviser des scénarios d'exposition compte tenus des habitudes de vie et comportements mis en évidence, etc. ;
- **d'enclencher un certain nombre d'actions de gestion sans attendre les résultats des investigations complémentaires**, par exemple : faire des recommandations d'hygiène, mettre en œuvre un dépistage systématique ou non de la population, éloigner les enfants et les familles qui présenteraient les potentiels d'exposition les plus élevés, etc.

3. Mieux cibler les campagnes de mesures environnementales en prenant en compte le comportement des enfants

L'analyse du plomb contenu dans la terre peut avoir deux objectifs :

- évaluer l'exposition directe d'un enfant qui joue sur de la terre potentiellement polluée ;
- identifier la terre comme source de contamination d'autres medias auxquels est exposé l'enfant :
    - o poussières intérieures de l'habitation ou poussières sur des lieux de jeux extérieurs,
    - o végétaux autoproduits [4].

Le schéma conceptuel, introduit par les outils méthodologiques de 2007, permet d'identifier les sources principales d'exposition et si des mesures de la teneur en plomb dans les sols sont nécessaires.

La difficulté de la mesure réside dans le prélèvement et l'analyse d'un échantillon de terre représentatif des lieux réellement fréquentés par les enfants. **Seule l'étude des habitudes de vie des enfants, voire leur personnalité propre et/ou celle de leur famille permet d'identifier les lieux fréquentés par les enfants**, que ces lieux soient évidents (exemple : aire de jeux) ou moins visibles (exemple : derrière un buisson). Il est ainsi nécessaire d'apprécier la gestion de l'espace « avec des yeux d'enfants », en fonction des usages que l'individu en fait.

L'objectif est d'identifier les lieux réellement fréquentés par les enfants en se mettant « à leur place ». Classiquement, les prélèvements de terre sont réalisés au milieu du jardin ou résultent d'un composite de plusieurs localisations dans ce jardin, alors qu'en réalité, les enfants se comportent de façon toute autre : ils s'inventent des cachettes, ils investissent des recoins qui ne sont pas dépollués, où le vent ou bien le ruissellement ont pu contribuer à des concentrations élevées de polluants.

Dans les cas d'enfants qui présentent des plombémies élevées, il apparaît nécessaire de s'efforcer de comprendre leurs modes de vie afin de les prendre en compte dans l'évaluation de l'exposition.
Ainsi, apprécier l'environnement à hauteur « des yeux et des mains des enfant » permet de déterminer une cartographie de l'espace en fonction des usages de l'enfant, de visualiser les périmètres de déplacement, et de mieux déterminer les territoires parcourus, tout particulièrement les aires de jeux « interdites ». Il est alors aisé de réaliser des prélèvements de sol sur des lieux pertinents, fréquentés par les enfants.
En complément de ces éléments, le lecteur pourra également se reporter au paragraphe relatif à l'analyse de terre du guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant [4].

4. Bien mesurer pour caractériser

Une caractérisation de l'état des milieux correctement réalisée consiste avant tout à mettre en œuvre des campagnes de mesures appropriées, proportionnées et progressives. Cela nécessite de réaliser des prélèvements et des analyses de terres, de poussières déposées dans les habitations, d'eaux superficielles et souterraines, de végétaux, de particules dans l'air, en cohérence avec la nature des substances, dans le cas présent le plomb, les milieux d'exposition identifiés et les voies de transfert mis en évidence dans le schéma conceptuel. La mesure directe de la qualité des milieux d'exposition est à privilégier par rapport aux estimations fondées sur la modélisation.

La connaissance de l'état des milieux requiert l'acquisition, l'organisation et l'interprétation de données de terrain spécifiques au site et représentatives du contexte local. Les campagnes de mesures n'ont pas vocation à être exhaustives mais doivent être représentatives de chaque situation examinée. Elles doivent donc être proportionnées et orientées en fonction des enjeux sanitaires et environnementaux pertinents identifiés au travers du schéma conceptuel (cadre de l'évaluation du risque sanitaire, conditions environnementales…) (voir notamment le document *Mesures et Modèles : enjeux, avantages et inconvénients en contexte de gestion des sites pollués*, établi par l'ADEME, le BRGM et l'INERIS [69]). Parallèlement, le niveau de compréhension des phénomènes physico-chimiques mis en jeux, essentiel à l'élaboration d'un schéma conceptuel, est entièrement dépendant de cette connaissance des contaminations, et donc des données de terrain acquises, tant en quantité qu'en qualité.

L'incertitude majeure pesant sur la connaissance et la compréhension des phénomènes réside dans la fiabilité de la donnée acquise et reste liée aux conditions de mesure. Les limites des techniques d'analyses sont également sources d'incertitudes et de restrictions en termes de représentativité, comme dans les cas des seuils de détection très bas difficilement atteignables. Pour autant, l'incertitude liée aux données disponibles ne peut être réduite autrement que par le souci permanent d'une amélioration des conditions d'acquisition et par la multiplication des mesures appropriées.

Ainsi, si la métrologie a comme principal avantage de pouvoir intégrer la complexité de la réalité et la spécificité au cas étudié, cela peut se traduire par des conditions de mise en œuvre contraignantes. Dans certaines situations, **il peut être nécessaire de mettre en œuvre des campagnes de mesures d'ampleur, coûteuses et sur des périodes assez longues afin d'obtenir un échantillonnage et des résultats analytiques représentatifs**. De telles campagnes de mesures se justifient au regard des enjeux de santé publique ou environnementaux identifiés, afin qu'exploitants et pouvoirs publics s'assurent de la pertinence et de l'efficacité des mesures de gestion prises.

Enfin, au-delà de l'argumentation purement scientifique, **les données de terrain bénéficient généralement d'une plus grande confiance aux yeux des différentes parties prenantes** et en particulier de la population concernée, par rapport aux données issues de la modélisation. Ainsi, l'expérience montre que la démarche qui consiste à effectuer des mesures chez les gens recueille non seulement dans une majorité des cas un accueil favorable, mais confère en plus à l'étude qui s'en suit et à ses conclusions une crédibilité grandie qui sera profitable à l'acceptation des décisions à venir.

5. Du bon usage de la modélisation

La mesure directe sur un compartiment environnemental est à privilégier par rapport à un résultat de modélisation. Toutefois, sans fournir de résultats absolus ni être utilisée seule sans données de terrain fiables et interprétées, **la modélisation (soit, le recours à des fonctions mathématiques simples, des modèles plus complexes de types analytiques ou numériques) peut apporter des réponses à d'autres besoins**.

Ce paragraphe présente quelques commentaires généraux sur l'intérêt et les limites de la modélisation, puis, en raison d'une mise à jour récente des données, un focus spécifique sur les transferts du sol vers les végétaux est réalisé.

Aucune équation d'évaluation des transferts, des expositions, aucun outil multimédia, n'est spécifiquement abordé dans ce document. Les choix seront conduits au regard des approches de modélisation disponibles (sur la base des publications d'origine) et pertinentes ou les mieux adaptées au cas étudié.

5.1. Intérêt de la modélisation

En complément des mesures réalisées pour caractériser les milieux, la modélisation permet, par exemple, de :

- prédire l'évolution d'une pollution ;
- évaluer l'exposition des populations dans des contextes de projets futurs d'aménagement ;
- traiter des situations complexes avec des interactions multiples ;
- préciser de nouvelles zones d'investigations.

Elle permet en outre d'apporter une aide à la décision dans le cas où il s'avère impossible de réaliser des mesures dans les milieux.

La modélisation nécessite au préalable l'étude et la compréhension des phénomènes qui entrent en jeu dans les compartiments environnementaux étudiés, comme par exemple les équilibres physico-chimiques, ou les transferts de substances dans les différents milieux (eau, air, végétaux…). La modélisation peut ainsi s'appuyer sur plusieurs démarches, dont par exemple l'utilisation :

- de coefficients de transfert, de fonctions mathématiques simples, de type équations de régression issues d'études expérimentales ;
- de modèles plus complexes de types analytiques ou numériques ; cependant, ces derniers sont rarement utilisés dans les EQRS liées aux sites pollués.

Les modélisations mises en œuvre pourront être très simples (application d'une équation) ou plus élaborées (modélisation numérique multiéchelles), l'utilisation de modèle demeurant toujours complexe et devant être parfaitement maîtrisée. Le choix d'un modèle plutôt qu'un autre doit toujours s'appuyer sur un schéma conceptuel afin de répondre à des questions précises. La modélisation a cependant comme principale limite de simplifier la réalité. Cette simplification peut être liée à une conceptualisation volontairement simpliste des phénomènes réels. Ainsi, dans certains cas, la modélisation s'appuie sur des coefficients de transfert permettant de déterminer la concentration dans un compartiment à partir d'une autre donnée « amont » (par exemple, le transfert sol/plante pour estimer la contamination de la plante par voie racinaire). Cette simplification, liée à l'absence de modèles physiologiques satisfaisants, génère des approximations souvent contestables, même si le recours aux coefficients de transfert des substances est souvent incontournable. Aussi, il est parfois difficile de trouver les éléments de validation de certains modèles par rapport à des données réelles issues de sites étudiés ; ceci est essentiellement le cas pour les modèles de transfert de vapeur du sol vers l'air ambiant intérieur et de transfert sol/plantes. Les autres limites d'application des modèles sont leurs conditions initiales de mise au point et leur validation expérimentale.

Cette simplification est aussi liée à l'usage de modèles complexes avec des paramètres multiples, mais dont les valeurs sont choisies par défaut, à partir de la littérature, en raison du manque de moyens ou de capacités à les déterminer expérimentalement sur le terrain. En conséquence, quand l'usage de modèles est nécessaire, il sera cherché avant tout à mettre en œuvre des modèles simples mais adaptés, au lieu de modèles complexes mais insuffisamment paramétrés ou même maîtrisés.

En vue de toute opération de calcul par modélisation, même simple, les étapes indispensables sont :

- de s'assurer de l'acquisition ou de la collecte au préalable de données de terrain suffisantes et interprétées au regard du problème posé et de la complexité de la situation ;
- de choisir un modèle qui soit cohérent avec les objectifs de la modélisation et le schéma conceptuel, vis-à-vis des phénomènes identifiés et des échelles géographiques et temporelles d'étude ;
- d'analyser les conditions d'élaboration du modèle pour discuter des limites d'utilisation dans une étude donnée ;
- de suivre un processus de validation, à partir des données de terrain, des hypothèses prises et des conditions limites choisies ;
- d'ajuster les paramètres le nécessitant par un calage du modèle avec les données de terrain disponibles (piézométrie, caractéristiques physico-chimiques des milieux, concentrations…) ;
- de réaliser une étude paramétrique pour évaluer la réaction des modèles à la variation d'un paramètre, ou d'une combinaison de paramètres (parmi les plus influents et incertains) ;
- de vérifier *a posteriori* les prédictions par des mesures de terrain complémentaires.

5.2. Cas particulier : le transfert sol-plante

En raison de la mise à jour de certaines données, le présent paragraphe aborde plus particulièrement l'évaluation du transfert du sol vers les végétaux par modélisation et l'estimation de la concentration dans les organes consommables des végétaux (racines, feuilles, etc.).

La modélisation peut s'appuyer sur plusieurs démarches :

- des **facteurs de transfert** qui représentent le ratio entre la concentration de la substance dans la plante et la concentration totale de substance dans le sol. Ces derniers sont issus :
    - o d'études expérimentales reprises de la littérature scientifique ou de bases de données indiquant des facteurs de transfert sol/plante (classiquement nommés facteurs de bioconcentration), ou permettant leur calcul sur la base notamment de la connaissance des concentrations en substances chimiques dans les végétaux et les sols,
    - o des fonctions mathématiques simples, des relations empiriques (type relations structure-activité), qui ne prennent pas en compte les caractéristiques de la plante ni sa physiologie et qui permettent de définir le facteur de transfert à partir d'un paramètre connu de la substance, comme par exemple pour les substances organiques, le coefficient de partage octanol-eau (K_{ow}) et pour les métaux, le coefficient de partage solide/liquide (K_d) ;

- des **modèles** qui intègrent les mécanismes physiologiques impliqués dans le prélèvement des molécules et qui nécessitent la définition de divers paramètres caractérisant la substance chimique et décrivant l'environnement (sol par exemple) et les caractéristiques des végétaux. Plusieurs modèles sont disponibles dans la littérature, notamment les modules de transfert pour les substances organiques de CalTOX [56], PlantX [70] [71], CEMOS [72], MACKAY 94 [71], MACKAY 97 [73]. Ces modèles physiologiques ne seront pas abordés dans ce document. En effet, ces derniers ne sont pas couramment utilisés dans le cadre des EQRS liées aux sites pollués, ils requièrent notamment de nombreux paramètres difficiles à définir pour différentes catégories de végétaux (exemples des paramètres relatifs aux végétaux : la biomasse, surface et volume des différents organes, concentration en lipides des différents

organes, conductance de la cuticule, taux de métabolisation, flux de xylème, flux de phloème…). Plusieurs de ces modèles sont présentés dans un rapport INERIS [74] [75].

Pour la caractérisation des concentrations des expositions dans les végétaux, **la priorité sera donnée à la mesure** qui exige un important savoir faire de la part du prestataire et du laboratoire d'analyses au regard du respect des pratiques et normes en vigueur. En l'absence de données de terrain spécifiques au site étudié, des publications scientifiques seront consultées ainsi que la base BAPPET, base de données sur les teneurs en éléments traces métalliques de plantes potagères (voir Annexe 7), en tenant compte des contextes de contamination et des spécificités du site étudié (caractéristiques des sols, types de végétaux, pratiques culturales, etc.). En dernier lieu, des modèles empiriques ou physiologiques seront utilisés avec une attention particulière à leur domaine de validité et aux valeurs des paramètres d'entrée.

6. Bien choisir les paramètres d'exposition : la quantité ingérée de sol

Le groupe de travail mis en place par l'InVS et l'INERIS [59] a retenu « **la distribution de valeurs générées par la réanalyse par Stanek** [43] **au sein de laquelle la médiane à 24 mg/j et le percentile 95 à 91 mg/j peuvent être utilisés**. »

Cependant, **ces données ne peuvent être utilisées que dans les conditions précisées dans le rapport du groupe de travail** à savoir, notamment :

- dans le cadre de la démarche d'interprétation de l'état de milieux : le rapport précise ainsi qu'« en termes de gestion des sites et sols pollués, seule la démarche d'interprétation de l'état de milieux permet un ajustement à ces valeurs de quantité ingérée de sol plus faibles que celles classiquement retenues. En effet, la démarche Plan de gestion, comportant la maîtrise des sources de pollution et des impacts, est une démarche de « nettoyage de milieux pollués », et tous les moyens appropriés doivent être mis en œuvre pour traiter les sources de pollution et dépolluer les milieux. »
- dans le cas où les durées d'exposition sont au moins supérieures à un an et dans le cas d'enfants exposés à un site contaminé : le rapport précise que « deux éléments forts de ces propositions sont à mettre en avant pour utiliser cette distribution ou des valeurs ponctuelles issues de cette distribution dans un cadre approprié d'estimation des expositions humaines et des risques sanitaires.
    - Le premier est que l'on est en présence d'une distribution annualisée des valeurs de quantités de terre et poussières ingérées. Aussi, elle ne peut s'appliquer que pour des durées d'exposition d'au moins un an car il est attendu une dose d'exposition sur l'ensemble de cette période. Elle ne convient pas pour une estimation sur des durées plus courtes car les valeurs dans le haut de la distribution peuvent être plus élevées sur une période courte.
    - Le deuxième concerne le fait que les enfants inclus dans l'étude évoluent sur un site contaminé. Aussi, la transposition de ces valeurs à d'autres contextes d'étude est donc subordonnée à des hypothèses sur la similarité des habitudes de vie, sur les comportements en fonction des lieux de résidence, sur les traditions culturelles liée à la nationalité, sur les périodes saisonnières, etc. Dans le cas présent, les enfants inclus dans l'étude résidaient sur un sol contaminé ; ce qui a pu modifier leur comportement,

notamment à travers une vigilance et des recommandations adaptées des parents. Si une éventuelle sous-estimation des résultats ne peut être écartée, l'analyse des données effectuées par le VITO (*Flemish Institut of Technology and Development*) semble tempérer cette hypothèse, surtout pour la moyenne ; les écarts sont un peu plus grands pour les percentiles 95. Par ailleurs, rappelons que les résultats de quantité de terre ingérée recouvrent à la fois l'ingestion de terre et de poussières.

Il résulte de ces éléments que la distribution proposée :

- o peut être utilisée dans tout type de situation où un sol est pollué, que la population ait connaissance ou non de la présence de la pollution ;
- o pourrait conduire à surestimer l'exposition lorsque le site contaminé et les lieux d'exposition sont éloignés du domicile car les poussières ne pourront être impactées par la pollution de terre, hormis par l'apport par les chaussures par exemple, d'une personne revenant chez elle après avoir fréquenté un tel site ;
- o pourrait aussi conduire à surestimer l'exposition dans le cas d'une analyse du seul milieu intérieur de l'habitat car les données proposées ne sont pas à même de différencier ce qui provient de la terre et ce qui provient des poussières. »

7. Intégrer la bioaccessibilité du plomb dans les EQRS

En termes de caractérisation de la bioaccessibilité, certaines difficultés analytiques sont encore à lever, notamment la reproductibilité interlaboratoire des tests, qui ne sont pas réalisés en routine par certains laboratoires. Ainsi les bureaux d'études conduiront la démarche de caractérisation des risques intégrant la bioaccessibilité du plomb avec l'accord des autorités sanitaires et de l'inspection des installations classées si le site relève de cette réglementation.

En termes de gestion des sites et sols pollués, tel que définie par la note du 8 février 2007 [3], dans la démarche « Plan de gestion » (cf. partie 1, section 2.1), **lorsqu'il s'agit de réhabiliter ou de réaménager des sites historiquement pollués ou consécutifs à la mise à l'arrêt définitif d'une installation classée pour un changement d'usage, la bioaccessibilité n'a pas à être prise en compte.**
L'intégration de la bioaccessibilité peut être envisagée dans le cadre de la démarche d'« interprétation de l'état de milieux » (IEM).

Ainsi, la mesure de la fraction bioaccessible présente les deux avantages suivants par rapport à la mesure de la concentration totale des polluants dans les sols ne prenant pas en compte la bioaccessibilité :

- elle reflète de manière plus pertinente les concentrations d'exposition pour la voie d'exposition directe qu'est l'ingestion de terre ;
- elle permet d'intégrer la spéciation de ces éléments.

Dans la démarche IEM, dont le fondement est la comparaison de l'état des sols d'un environnement témoin et de l'environnement impacté, l'intégration de la bioaccessibilité permet de considérer au mieux les différences potentielles de spéciation et donc d'exposition des contaminants entre les deux environnements contrairement à la simple mesure de la concentration totale. En effet, les sols de

deux environnements peuvent présenter des concentrations totales identiques ou proches mais avec des spéciations et donc des potentiels d'expositions différents.

Il est recommandé d'utiliser en priorité des **valeurs de bioaccessibilité mesurées dans les matrices prélevées sur le site d'étude**. En effet, au regard des éléments bibliographiques actuellement disponibles, apparaissent d'importantes variabilités des gammes de valeurs de bioaccessibilité notamment dans les sols, issus de différents contextes, comme celles reprises en Annexe 8, ainsi que des gammes de valeurs rencontrées pour un historique donné qui peuvent être également très larges.

Il apparaît nécessaire que la mesure de la bioaccessibilité soit spécifique du milieu d'exposition. Ainsi, **il n'est *a priori* pas pertinent d'extrapoler les résultats de bioaccessibilité obtenus sur les terres aux « poussières intérieures »** qui seront analysés séparément du milieu sol.

8. Mieux déterminer un environnement témoin

La démarche IEM préconise en priorité la comparaison des mesures réalisées dans les différents milieux d'exposition avec l'état des milieux naturels voisins de la zone d'investigation et des valeurs de gestion réglementaires. Dans le cas du milieu « sol », il **est ainsi nécessaire de pouvoir déterminer le fond géochimique naturel local de la zone considérée**. Le plomb comme de nombreux éléments traces métalliques (ETM) peut être retrouvé naturellement dans les milieux et sa concentration peut être non négligeable en particulier dans les zones où les processus géologiques ont produit des concentrations élevées : gisements miniers, formations géologiques porteuses de fond anormaux par rapport au bruit de fond géochimique classique… La comparaison des concentrations mesurées sur le site avec un environnement témoin en est d'autant plus justifiée. Dans la démarche IEM, il apparaît d'autant plus nécessaire de déterminer un environnement témoin que l'état initial de la zone potentiellement impactée par le site étudié n'a pas été caractérisé.

◗ *Définitions*

Les concentrations des ETM dans un sol ou un sédiment peuvent être la résultante de plusieurs événements qui se succèdent ou se combinent. Ces évènements dépendent des processus suivants :

- la composition chimique des roches qui, par dégradation météoritique, donnent naissance aux sols ou aux sédiments ;
- les processus chimiques naturels qui contrôlent ces phénomènes ;
- l'activité humaine qui impacte les sols originels ou les sédiments en cours de dépôt, créant ainsi des distributions anormales dites anthropiques.

À partir de la description théorique des processus et des événements à l'origine des concentrations en ETM dans les sols, une typologie descriptive peut être apportée (voir tableau suivant).

Tableau 4 : Définition des anomalies à travers une vision pédologique [76] et la gestion des sites et sols pollués

Typologie des formations	Définitions de D. Baize [76]	Définitions choisies
Histoire géologique (composition des roches plutoniques et volcaniques, métamorphisme, sédimentation, alluvionnement, minéralisations postérieures)	→ Fond géochimique (FG)	Fond géochimique naturel
Évolution pédogénétique agissant à partir du FG	→ Fond pédogéochimique naturel (FPGN)	
FPGN + apports anthropiques liés à l'agriculture + retombées atmosphériques diffuses	→ Teneurs agricoles habituelles (TAH)	Fond géochimique anthropisé
TAH + apports massifs localisés	→ Pollutions locales	Anomalies

Si la composition originelle des roches représente une part importante de la concentration en ETM des sols et des sédiments, il sera nécessaire de connaître le comportement physico-chimique des éléments selon les conditions des milieux de formation et/ou de dépôt car elles déterminent la teneur et la disponibilité des ETM [1]. Le plomb, par exemple, aura tendance à être fixé dans les milieux argileux (échanges cationiques), carbonatés et/ou phosphatés neutres (précipitation), riches en matière organique et réducteur (précipitation).

◗ *Environnement témoin*

La définition d'un environnement témoin est cruciale. Sauf exception, dans le cadre de l'IEM autour d'un site, l'environnement témoin est défini comme un fond géochimique anthropisé. Dans le cas du plomb, les concentrations dans les sols de surface d'un environnement témoin sont une composante mixte entre la concentration du plomb naturellement présent dans les roches (minéraux porteurs de Pb) et l'apport de plomb anthropique par les retombées atmosphériques diffuses (trafic automobile) et ponctuelles (sidérurgie) à l'exception des apports de pollution par le site étudié [1].

◗ *Choix et caractérisation de l'environnement témoin*

Une fois l'environnement témoin défini (fond géochimique anthropisé), son identification sera gouvernée par le souci :

- de se trouver dans la ou les formations géologiques, conformes à l'environnement géologique du site étudié, non impactées par des anomalies liées à des dépôts minéralisés naturels absents de l'environnement du site étudié ;
- d'éliminer toute source de pollutions anthropiques liées à une activité humaine historique ou à un apport exogène de terres polluées absents de l'environnement du site étudié.

L'environnement témoin est donc sélectionné en dehors de l'influence de l'activité polluante étudiée et en dehors de toutes sources anthropiques n'influençant pas le site étudié. En d'autres termes, un environnement témoin se distingue de l'environnement du site étudié uniquement sur l'apport des concentrations du site étudié.

Afin d'établir une comparaison interprétable, l'échantillonnage sera équivalent à celui du site étudié. Le prélèvement d'échantillons sera fait plutôt de manière composite dans le sol de surface [0 – 5 cm], rassemblant, après homogénéisation et enlèvement des éléments grossiers et des végétaux, au moins cinq prises unitaires. L'échantillonnage moyen composite doit être effectué dans un périmètre n'excédant pas 3 x 3 m, correspondant à une parcelle. La parcelle doit faire l'objet d'une analyse visuelle et organoleptique. On peut considérer qu'une prise d'échantillons sur dix parcelles constitue le

minimum pour l'amorce d'une approche statistique permettant d'évaluer le fond géochimique de l'environnement témoin, la trentaine étant par expérience, une valeur optimale.

◗ *Comparaison de l'environnement témoin à la zone impactée*

Une fois que les deux populations de concentrations de l'environnement témoin et de la zone potentiellement impactée par le site étudié auront été déterminées, elles seront comparées visuellement par des méthodes graphiques.

Dans le cas où les concentrations de la zone témoin se distinguent sans ambiguïté (deux distributions distinctes avec identification claire de deux modes) de celles de la zone impactée, on peut dire qu'une part de la concentration en plomb dans les sols de la zone impactée est attribuable à l'activité industrielle étudiée. Les deux distributions sont considérées séparément.

Dans le cas contraire, où les deux distributions sont regroupées, plusieurs méthodes sont proposées dans la bibliographie pour distinguer les concentrations influencées par des apports anthropiques de celles qui ne le sont pas. La démarche est détaillée en Annexe 9.

9. Les données de bruit de fond issues de la littérature et leur utilisation

Comme rappelé précédemment, la caractérisation de l'exposition nécessite obligatoirement la réalisation de mesures dans les différents milieux d'exposition considérés (air, eau, sol, aliments). Il est ainsi nécessaire de réaliser des mesures locales et spécifiques du site étudié pour déterminer les concentrations de l'environnement local témoin.

Les bases de données existantes peuvent servir à mettre en perspective les résultats des caractérisations de l'environnement local témoin réalisées. **Cependant, en aucun cas, les données de bruit de fond issues de la littérature ne doivent se substituer aux valeurs mesurées. Elles demeurent un outil d'interprétation des données complémentaires à celles issues d'un environnement témoin.**

L'utilisation de référentiels de fond géochimique pertinents pourrait permettre d'identifier les situations pour lesquelles il est tout particulièrement nécessaire de caractériser un environnement témoin. Ce référentiel est utilisé comme un seuil à partir duquel on peut considérer que le plomb[i] sur la zone impactée pourrait être attribuable à l'activité industrielle étudiée. Le descripteur de la distribution de données de la littérature exploitée pour établir ces seuils doit être déterminé de manière à garantir la sensibilité de la démarche. Ces seuils ne représentent en aucun cas des seuils de dangerosité [77].

Les paragraphes suivants rappellent les données disponibles dans les différents milieux environnementaux.

[i] L'établissement de ces seuils peut être généralisé à de nombreuses substances pour lesquelles on dispose suffisamment de données.

9.1. Cas des sols

Actuellement, les données issues de la littérature francophone et européenne sont difficilement utilisables en l'état : tableaux statistiques divers, donnés sous forme de paramètres statistiques élémentaires, médianes, percentiles, moyennes, extrémums. Outre la grande variété de paramètres, on constate aussi une grande variabilité des valeurs de concentrations. Les percentiles 90 (P90) des différentes distributions de données selon leur source varient au maximum d'un facteur 1,8. Cette variabilité s'explique par de nombreuses raisons liées en particulier aux différentes stratégies d'échantillonnage et d'analyse employées.

Actuellement, la seule base de donnée sur la géochimie des sols à accès public sans restrictions est le FOREGS[i] (*Geochemical Atlas of Europe*). À partir de ces valeurs, il est possible d'évaluer un fond géochimique des sols superficiels (non urbanisés et non agricoles) à l'échelle de l'Europe. Les valeurs de plomb dans les sols disponibles dans ce cadre sont détaillées en Annexe 10. Cette annexe propose également des premiers éléments pour créer une répartition des concentrations en plomb dans l'environnement.

En France, deux référentiels régionaux de concentrations en ETM dans les sols ont été élaborées en Île-de-France et en région Centre [77]. Ces deux référentiels proposent des teneurs en ETM, dont le plomb, au-delà desquelles il est recommandé de sélectionner un polluant pour réaliser une évaluation des risques sanitaires. Pour chaque élément, les seuils retenus sont les percentiles 95 de la distribution des valeurs disponibles dans les différentes bases de données dont dispose l'Inra. Les analyses de sols incluses dans cette étude proviennent exclusivement de sols agricoles (horizons de surface). Cette démarche propose aux évaluateurs et gestionnaires des risques des régions concernées, un état de référence pour les sols se rapprochant de « l'état des milieux naturels » voisins de la zone d'investigation.

9.2. Cas des poussières intérieures et extérieures des logements

L'enquête Plomb-Habitat, présentée en première partie du rapport, a permis d'établir des données de contamination des sols et poussières des logements et aires des jeux en France [26] [29]. Ces données de contamination obtenues sont comparables aux résultats obtenus dans d'autres pays.

Les valeurs médianes et les percentiles 75, 90 et 95 obtenus dans le cadre de l'enquête Plomb-Habitat pour le plomb sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 5 : concentrations en plomb dans les poussières intérieures, les poussières extérieures mesurées dans le cadre de l'enquête Plomb-Habitat

	Concentrations en plomb dans les poussières intérieures (µg/m^2)	Concentrations en plomb dans les poussières extérieures des aires de jeux (µg/m^2)
Médiane	9	32
P75	17	99
P90	39	188
P95	63	393

[i] Pour plus de détails sur le FOREGS, le lecteur pourra se reporter au site internet suivant : http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/

Les valeurs d'exposition précitées peuvent être considérées comme des valeurs représentatives des concentrations en plomb dans les poussières intérieures et extérieures de l'habitat français. Ces données permettent d'évaluer si l'exposition au plomb des poussières extérieures et intérieures du cas étudié est cohérente avec celle de la population française. Le dépassement du percentile 95 devrait inciter à rechercher une source de contamination significative, soit du fait de peintures au plomb dégradées (dans le cas des poussières intérieures), soit du fait de la proximité d'un sol pollué, soit du fait de retombées atmosphériques industrielles.

9.3. Cas de l'air extérieur

Le document *Inventaire des données de bruit de fond dans l'air ambiant, l'air intérieur, les eaux de surface et les produits destinés à l'alimentation humaine en France*, publié par INERIS en avril 2009 [78], fournit, pour le plomb notamment, de façon compilée pour une utilisation rapide les liens vers les bases de données préexistantes et les données disponibles dans d'autres sources documentaires. Une mise à jour de ce document devrait être réalisée en 2013.

En complément de ce document, des données plus récentes peuvent être obtenues auprès des associations agrées pour la qualité de l'air (AASQA). Les données de qualité de l'air sont disponibles sur leurs sites internet (le site de chaque AASQA est accessible via le site internet de la Fédération ATMO : www.atmo-france.org/fr/

9.4. Cas des végétaux

La base de données BAPPET (voir Annexe 7) regroupe des informations documentaires relatives à la contamination des plantes potagères par les éléments traces métalliques dont le plomb dans différents contextes de pollution. Elle fournit notamment les concentrations en plomb des plantes couplées avec les concentrations en plomb du ou des milieu(x) (sol, eau de surface, eau souterraine, air total, phase particulaire de l'air), et dans certains cas, des facteurs de bioconcentration trouvés dans la documentation.

La base de données est accessible sur le site internet du ministère chargé de l'écologie : www.developpement-durable.gouv.fr/BAPPET-BAse-de-donnees-sur-les.html

9.5. Cas des eaux souterraines

La banque nationale d'accès aux données sur les eaux souterraines (ADES) rassemble sur un site internet public (www.ades.eaufrance.fr) des données quantitatives et qualitatives relatives aux eaux souterraines et fournit en particulier les concentrations en plomb disponibles dans ce milieu par localisation géographique.

10. Renforcer la prévention

La nécessité de renforcer la prévention primaire, c'est-à-dire à réduire l'exposition au plomb pour limiter les transferts de plomb de l'environnement vers l'homme, est désormais accentuée par :

- la mise en évidence d'effets du plomb à des faibles doses ;
- l'absence de seuil en deçà duquel tout effet sanitaire serait écarté ;
- l'absence de prise en charge thérapeutique précise permettant d'améliorer le niveau de QI ou les effets comportementaux induits par une exposition au plomb à des niveaux inférieurs à 100 µg/l.

Cette recommandation n'est pas nouvelle. Aux États-Unis, les CDCs appelaient déjà à mettre en place une stratégie de prévention primaire dans leurs recommandations publiées en 1991 [79], 2004 [80] et 2005 [81]. Leur récent rapport, publié en janvier 2012 et présenté dans la première partie du présent document, vient encore renforcer cette recommandation.

De même, l'expertise opérationnelle InVS sur les stratégies de dépistage du saturnisme de 2008 [5] affirmait déjà que « **la confirmation des effets sans seuil du plomb conduit donc à renforcer la prévention universelle. Le résultat de la plombémie n'est pas nécessaire pour faire une évaluation de l'exposition des enfants vivant dans un habitat potentiellement dégradé ou sur des sites pollués et pour abaisser les risques liés à leur environnement** ».

Dans les situations de surexposition au plomb (par comparaison à l'état naturel de l'environnement, aux fonds géochimiques et hydrogéologiques), des actions de réduction de l'exposition doivent être engagées même en l'absence de résultats de plombémie. En outre, des plombémies inférieures à 100 µg/l ou jugées non préoccupantes, ne permettent pas de justifier l'inaction en matière de réduction de l'exposition. La logique de couper les voies de transfert doit s'imposer chaque fois qu'elle est possible.

De plus, les expériences récentes, comme celle du site minier cité dans la deuxième partie, ont montré que l'action de santé publique doit s'inscrire dans la durée. Une situation que l'on croit maitrisée à un instant « t » peut être suivie d'une nouvelle élévation des plombémies à la suite de modifications comportementales. Cela peut s'expliquer par exemple par le relâchement de la vigilance, par le non suivi des recommandations, l'évolution des comportements des populations (nouveaux terrains de jeux des enfants), ou l'évolution de l'état de l'environnement (contamination de sols de surface par envol de poussières contaminées). Seules les actions visant à réduire voire supprimer les sources d'exposition sont durablement efficaces.

11. Considérer l'intérêt de l'étude d'imprégnation populationnelle

Les effets néfastes du plomb rapportés par les synthèses bibliographiques récentes pour des plombémies faibles et ce, sans limitation de concentration, redonnent du sens à l'approche collective telle qu'initialement pensée dans le dépistage du saturnisme. Faute de pouvoir instaurer un seuil de toxicité individuelle, **la mesure du plomb sanguin peut être utilisée pour caractériser la distribution des plombémies dans une population exposée et évaluer si une sur-imprégnation**

collective affecte cette population, en référence à la distribution des plombémies dans la population générale.

L'analyse globale des plombémies était déjà mentionnée dans le guide de dépistage du saturnisme infantile [17, p.34] qui proposait de « comparer la plombémie moyenne de la population d'enfants avec la plombémie moyenne d'une population de référence, soit plus simplement la comparaison de la proportion des plombémies supérieures à 100 µg/l entre ces deux populations ». On ne disposait pas alors de distribution de plombémies précises dans des populations de référence. La publication récente de l'étude de prévalence du saturnisme [25] et d'études nationales multipolluants (www.invs.sante.fr/Dossiers-thematiques/Environnement-et-sante/Biosurveillance/Etudes-nationales-multipolluants) est venue combler ce manque et permet désormais de s'affranchir des comparaisons au seuil de 100 µg/l, dont on a évoqué les limites, et d'étudier plus finement le profil de distribution des plombémies dans une zone exposée avec des distributions de référence. Les distributions pourront être étudiées par des comparaisons graphiques, par des tests de comparaisons de moyennes, de médianes, etc.

L'utilisation de biomarqueurs comme la plombémie dans les situations de pollution locale a fait l'objet d'un guide méthodologique publié en 2012 par l'InVS [82]. Ce guide précise les conditions de réalisation ainsi que les avantages et limites de telles études.

L'étude d'imprégnation populationnelle ne doit pas être opposée au dépistage réalisé par rapport à un seuil d'action mais pensée comme un moyen d'évaluation complémentaire d'une situation d'exposition collective au plomb.

À titre d'illustration, on peut citer la démarche mise en œuvre dans le cas du site minier présenté dans la deuxième partie. Le dépistage initial a été organisé pour identifier et prendre en charge les enfants ayant une plombémie supérieure à 100 µg/l (donc les cas de saturnisme infantile selon la définition actuelle du Code de la santé publique). Si le deuxième dépistage, quatre ans plus tard, n'a pas identifié d'enfant présentant de tels niveaux de plombémie, les résultats, notamment dans leur appréciation collective, étaient néanmoins préoccupants car la baisse des plombémies sur les mois et années qui ont suivi les mesures de gestion environnementales semblait suivre une cinétique lente, inhabituelle si on estime avoir supprimé les sources d'exposition au plomb dans l'environnement. Ce constat a justifié le maintien du suivi biologique des enfants dans le temps et a motivé une nouvelle évaluation de la situation qui a conduit à un nouveau plan de gestion environnemental, complémentaire du premier.

12. Adopter une démarche claire pour un bénéfice individuel et/ou collectif

Le mesurage des plombémies s'inscrit clairement dans les actions de gestion des risques de santé publique. Le mesurage des plombémies peut également être utilisé à la fois comme un outil de repérage du saturnisme infantile en vue d'une prise en charge individuelle (donc dans un objectif de dépistage d'une pathologie) ou comme outil de suivi collectif et de pilotage des actions de gestion. Quel que soit le signal qui a déclenché la décision de mise en place du mesurage des plombémies, il est important de **définir clairement les objectifs poursuivis par cette action** : repérage individuel

pour une prise en charge adaptée? Suivi d'une population précisément définie dans le temps et dans l'espace par rapport à une source commune d'exposition environnementale ? Les deux ?

Un mesurage des plombémies devra être envisagé :

- **face à un signal environnemental** (présence de plomb) en concentration importante (dans un contexte où les évaluations « raisonnablement majorantes » du risque sanitaire et les modélisations ne permettent pas d'exclure un risque) ;
- **en présence d'un signal sanitaire** (plombémie élevée, saturnisme) dans un contexte où l'on a tout lieu de croire que le cas n'est peut-être pas isolé.

Ce mesurage pourra s'inscrire dans la démarche suivante :

- **dans une logique de dépistage individuel avec bénéfice direct** pour la personne prise en charge, proposer un dépistage systématique à toutes les femmes enceintes et les enfants qui fréquentent le site pollué par le plomb. En fonction du résultat de chacun, un suivi individuel pourra être mis en place conformément aux recommandations actuelles [83] ;
- **dans une logique de bénéfice collectif** portant sur la suppression de facteurs de risques identifiés au niveau collectif, analyser dans un premier temps, globalement les plombémies disponibles en étudiant leur distribution (profil, paramètres moyens et médians) en les comparant à une distribution de référence. Cette distribution pourra notamment être la distribution de la récente enquête de prévalence du saturnisme infantile « Saturn-Inf » présentée en première partie ;
- **s'il existe des plombémies supérieures au seuil d'intervention ou si la distribution des plombémies semble s'écarter des distributions de référence**, une étude populationnelle d'imprégnation pourra être envisagée.

Quand arrêter ?

- **Selon les recommandations de la conférence de consensus de 2003, et dans l'attente des résultats de la saisine du HCSP,** des plombémies individuelles itératives seront nécessaires tant que les résultats dépassent 100 µg/l.
- L'étude populationnelle d'imprégnation pourra être renouvelée afin de suivre la population concernée et mesurer l'impact de la réduction des expositions mises en place. La décision et le délai séparant les deux enquêtes seront estimés par exemple en fonction : de la mise en œuvre de mesures de gestion environnementales, de la modification de la composition de la population sur ou à proximité du site pollué, de la demande sociétale, de la volonté politique de suivre la situation dans le temps ou des modalités de programmation financière…

Sauf cas particulier**, la mise en place de mesurage de plombémies ne pourra avoir pour seul objectif l'étude des facteurs de risque**. Les facteurs principaux du saturnisme sont aujourd'hui bien cernés et la mise en évidence de facteurs de risque plus faibles nécessiterait d'inclure un nombre de personnes très important et de recueillir des données avec une précision rarement compatible avec les situations rencontrées dans les sites pollués. Le guide relatif au dépistage du saturnisme infantile [17, page 37] rappelait déjà les limites de cette approche.

13. Choix de la méthode analytique

Le regard porté sur les capacités analytiques actuelles des laboratoires, en première partie (paragraphe 1.2.2.) et détaillé en Annexe 6, montre que la **précision de la mesure de la plombémie varie en fonction de la technique analytique utilisée par le laboratoire, notamment pour les plombémies modérées** (inférieures à 100 µg/l) :

- la spectrométrie d'absorption atomique en mode électrothermique (SAA-ET) demeure une technique d'analyse performante pour des plombémies de l'ordre ou supérieure à 100 µg/l ;
- les analyses réalisées en ICP-MS sont performantes notamment pour des plombémies modérées très inférieures à 100 µg/l, qui correspondent aux niveaux de plombémie fréquemment rencontrés en population générale. Le recours à cette méthode d'analyse est aujourd'hui indispensable pour les études de plombémies collectives comme les études d'imprégnation.

Ce constat a des conséquences pratiques dans le choix de la technique d'analyse et donc du laboratoire d'analyse en fonction du contexte du mesurage, des objectifs recherchés et des niveaux de concentrations attendus :

- dans le cadre d'une campagne organisée où il est envisagé d'adresser tous les prélèvements à un même laboratoire, celui-ci pourrait être choisi en fonction de la technique utilisée au regard des niveaux de plombémies attendus ;
- ceci n'est pas envisageable dans le cadre d'un dépistage individuel où le choix du lieu de prélèvement est libre, et l'analyse faite selon la filière professionnelle existante. Toutefois, on pourra porter un regard attentif au rendu du résultat pour les plombémies les plus faibles afin de mieux apprécier la valeur de celui-ci compte-tenu du potentiel de précision de la technique utilisée (qui doit être clairement explicitée).

14. Renforcer l'articulation entre les processus d'évaluation et de gestion et entre les approches environnementales et sanitaires

Dans l'exemple du site minier cité à la deuxième partie, après une première série d'analyses environnementales, permettant une première évaluation de la situation, ont été mises en place des mesures d'interdiction de délivrer des permis de construire, de gel de l'instruction de ceux en cours, d'interdiction de consommer les végétaux de son jardin, et un suivi sanitaire (dépistage du saturnisme chez les enfants et femmes enceintes). Les questions qui en ont résulté ont été les suivantes : jusqu'à quand geler les permis de construire ? Comment lever l'interdiction de la culture potagère privée ? Pendant combien de temps poursuivre le suivi sanitaire de la population ? [84]

Une nouvelle évaluation de la situation a été conduite afin d'apporter les éléments de réponse à ces interrogations. Elle a été réalisée en menant de façon conjointe des actions d'ordre environnemental (recherche d'un environnement témoin, nouvelle campagne de mesure de la contamination en plomb, campagne de mesures dans les cultures de jardins) et sanitaire (campagne de mesures de plombémie). Elle a abouti à lever le gel des permis de construire sur la base à la fois de la comparaison avec un environnement témoin et l'absence de plombémie élevée dans le centre bourg. Cependant elle n'a pas permis de lever la recommandation de ne pas consommer les légumes du jardin. Elle a montré aussi qu'il était pertinent de poursuivre le suivi des plombémies des enfants dans

le temps en raison d'une diminution insuffisante de leurs valeurs. Ce constat a également été un déclencheur pour des investigations complémentaires afin d'expliquer cette faible diminution des plombémies des enfants malgré les mesures de gestion environnementales radicales prises sur ce secteur (dépollution des terrains autour des habitations). La mise en cause de ré-envols de poussières chargées en métaux à partir d'une zone de terrils voisine, non traitée, a été mise en avant. Son traitement devrait permettre d'améliorer les expositions des enfants, ce qui pourra être évalué au travers des futures plombémies de suivi.

Cet exemple montre **l'intérêt de croiser régulièrement les approches de nature environnementale et sanitaire et met en évidence que la gestion d'une telle situation est un processus itératif qui s'inscrit dans la durée**. Il requiert des **allers-retours fréquents entre l'évaluation et la gestion du risque**, du début de la connaissance du dossier et tout au long de sa gestion.

Dans l'exemple de la fonderie au plomb citée à la deuxième partie, l'intervention des autorités sanitaires et environnementales est jalonnée de nombreux temps de gestion et d'évaluation qui dépassent le seul risque de saturnisme. L'économie du territoire est en question avec notamment la capacité de conserver une activité agricole au-delà de la contamination des sols. Ce plan de gestion n'est pas clairement intégré dans la réflexion de santé publique, les enjeux n'étant pas directement de nature sanitaire.

Ces situations montrent à des degrés divers la nécessité d'une part, que les évaluateurs, les gestionnaires et les décideurs prennent le temps d'échanger sur leurs actions respectives et d'autre part, de mettre en cohérence les résultats des actions d'évaluation et de gestion et illustrent aussi la nécessité de fixer *a priori* les conditions de révisions de certaines mesures de gestion contraignantes dont la durée d'application ne peut être que temporaire.

15. Améliorer l'information et l'implication des populations et des acteurs locaux

15.1. Une appropriation des recommandations plus ou moins efficace

Les résultats d'études sont restitués aux décideurs comme les pouvoirs publics locaux mais aussi aux élus, professionnels de santé et associations citoyennes de la zone. Des réunions publiques sont parfois organisées pour permettre à la population concernée d'en prendre également connaissance. Des plaquettes explicatives sont parfois réalisées et distribuées. Ces résultats sont accompagnés de propositions d'actions de réduction des expositions ou de prise en charge de la population sur un versant médical.[i] Les populations ne sont pas toujours informées au fur et à mesure de l'évolution de la situation mais le plus souvent en bout de course des choix réalisés en termes de gestion et des recommandations qui les concernent directement.

[i] Par exemple dans un autre dossier, il a ainsi été envisagé une intervention dans l'environnement des enfants ayant une plombémie supérieure à 100 µg/l avec création d'un fonds d'aide auquel aurait contribué l'entreprise. D'autres actions visaient à abaisser les niveaux de pollution des terres et des poussières des secteurs présentant des niveaux de concentration élevés, éventuellement par dépollution – recouvrement, excavation, etc. - et à maintenir une vigilance et une surveillance sanitaire des jeunes enfants du secteur, *via* les médecins traitants et les services de protection maternelle infantile (PMI).

Or, les mesures de gestion génèrent des contraintes pour les populations concernées. Si certaines peuvent être dépassées par une prise en charge des pouvoirs publics – comme par exemple aller au-devant des famille pour la réalisation d'un dépistage lorsque celles-ci ne trouvent pas ou ne prennent pas le temps de faire la démarche individuellement, en lien avec leur médecin traitant – d'autres, comme les recommandations de non consommation des produits locaux ou le lavage humide régulier de l'intérieur des maisons, relèvent de l'implication individuelle. L'importance de ces contraintes et leur retentissement sur la qualité de vie dépend du ressenti de chaque individu face au risque. Il est donc important de connaître les modes de vies des personnes à qui s'adressent les recommandations de gestion. **La connaissance des représentations et des enjeux associés aux pratiques à risque**, comme le maraîchage par exemple, **sont nécessaires pour adapter les recommandations de santé publique afin de les rendre acceptables et suivies dans la durée par la population locale.** Cette acquisition de connaissance va de pair avec un travail de communication spécifique avec l'appui de personnes relais pertinentes pour informer et sensibiliser les populations sur le risque sanitaire mis en évidence.

15.2. Mieux communiquer en intégrant l'acceptation sociétale

La communication publique ne remplace pas l'information individuelle. Chacun doit en effet s'approprier individuellement ces mesures. **L'acceptation des mesures, qui doit se traduire dans les comportements de chacun, soulève la question de l'efficacité de la communication**. Le savoir-faire d'acteurs en éducation à la santé et d'acteurs en éducation à l'environnement, combiné à l'engagement des associations et des acteurs de santé locaux, qui auront un rôle de relais auprès des individus, sont des leviers intéressants à mobiliser. L'interaction entre les différentes parties prenantes est à rechercher dès le départ de l'action, car :

1. la réalité des conditions et des contraintes locales pourra mieux être appréhendée (décideurs, administrations, « 'experts »…) ;

2. la réalité des conditions et des contraintes de l'étude, et des actions, pourra mieux être appréhendée (population, décideurs…).

Par exemple, la question des nouveaux arrivants, notamment les immigrés et les populations qui occupent la zone de manière récente et peuvent avoir des activités potentiellement exposantes (exemple : familles vivant de la récupération des métaux), se pose car ces populations ne bénéficient pas des mêmes connaissances et n'ont pas forcément les mêmes usages des lieux et de ses ressources. Dans quelle mesure ne serait-il pas également opportun de renouveler une étude d'imprégnation et un dépistage afin d'appréhender les évolutions du territoire ?

L'efficacité des mesures de gestion, travaillées et décidées en lien avec la population concernée, nécessite l'adhésion pleine et entière de celle-ci. La population doit donc participer à la fois à la décision et à sa mise en œuvre. En particulier, **l'acceptation sociétale des mesures de gestion nécessite un dialogue sur les bénéfices attendus et les contraintes générées par les réponses apportées**. Cela implique que la population soit un acteur à part entière de la protection de sa santé. C'est par l'association ou l'information de la population, **le plus en amont possible**, que sa participation aux actions et, ultérieurement, son acceptation des décisions qui en découleront, pourront être acquises. Il est également important que chaque type de mesure de gestion soit travaillé, séparément, en termes d'acceptation sociétale. Ainsi, le fait de devoir recouvrir un mur de papier peint pour rendre le plomb des peintures inaccessible génère une contrainte d'une nature et

d'une intensité différente de celle relative à la recommandation ne plus cultiver de légumes dans son jardin.

Toutefois, il convient de garder à l'esprit que l'acceptation sociétale n'est jamais garantie dans la durée. Elle peut varier en fonction, notamment, du type de contrainte engendré ou des enjeux sous-jacents, notamment politiques et économiques. La demande du public peut se modifier au fur et à mesure de la progression du dossier. Il convient de prendre conscience, dès le départ, que tous ne pourront être satisfaits, et que certains ne le seront pas durablement.

Enfin, les populations concernées peuvent ne pas être réceptives à une proposition de collaboration car le plomb ne se voit pas, ne se sent pas et les effets chroniques du plomb peuvent passer inaperçus. D'autres préoccupations peuvent être jugées comme plus prioritaires par les familles. Dans ce cas, la stratégie se limitera à l'information plutôt qu'à la participation.

Du point de vue du décideur et des gestionnaires, l'adhésion du public constitue un élément de réussite. *A contrario,* une adhésion insuffisante, partielle ou non durable peut représenter une forme d'échec, au regard des investissements initiaux consentis, et soulève la question non de la légitimité à agir – puisque se pose un problème de santé publique – mais de la pertinence.

Outils pouvant être utilisés lors de la communication aux populations

- Comrisk : www.comrisk.fr/
- Grille de questionnement sur l'implication de la population dans le cadre de sollicitations à un niveau local en santé environnementale : www.invs.sante.fr/publications/2010/questionnement_sante_environnement/guide__methodologique_questionnement_sante_environnement.pdf

16. Cas particulier : Comment améliorer les recommandations relatives à la non consommation des légumes potagers ?

La recommandation de ne pas cultiver et de ne pas consommer des produits de son jardin est une mesure fréquemment mise en œuvre autour de sites pollués au plomb. Cette recommandation est généralement fondée sur des analyses de plomb dans des échantillons de fruits et légumes récoltés dans des jardins considérés comme potentiellement pollués. Les résultats des analyses sont comparés aux valeurs réglementaires fixées pour la commercialisation. L'interdiction est généralement prononcée rapidement sur la base d'un dépassement des valeurs réglementaires par un ou plusieurs végétaux. Or des végétaux de même nature cultivés sur le même sol peuvent présenter des résultats d'analyse très divergents et il est quasi impossible de définir une typologie de végétaux présentant des dépassements des valeurs réglementaires en fonction des teneurs en plomb dans les sols. Le plan d'échantillonnage ne prend presque jamais en compte des éléments comme la saisonnalité et les pratiques de culture ainsi que les usages, en particulier les changements d'usage d'un même terrain au fil du temps. Or, le potager peut constituer une source d'alimentation très importante pour certaines familles, toute l'année durant, alors qu'il peut être un apport alimentaire très ponctuel pour d'autres.

La difficulté est de déterminer sur quel critère l'interdiction de consommer des végétaux doit être faite, et sur quel critère elle peut être levée.

En effet, en pratique, faute d'effets sanitaires perceptibles, après une période de suivi des recommandations, les anciennes habitudes sont reprises après un temps plus ou moins long de restriction. Lorsque les campagnes de plombémies ne révèlent plus de dépassements des seuils préoccupants en dehors de cas isolés, les habitants peuvent s'interroger sur le bien fondé du maintien d'une telle mesure restrictive.

Dans de tels contextes, il conviendrait :

- de **mieux identifier les produits consommés par les populations**. Il s'agit de faire un inventaire et de connaître les teneurs en métaux selon les catégories végétales (tubercules, racines, fruits, feuilles…), non seulement des plantes cultivées dans les jardins et potagers, mais aussi de celles récoltées dans diverses aires « sauvages » (pissenlits, baies, champignons, plantes médicinales…) et de considérer également les teneurs des autres sources alimentaires issus de la chasse ou de la pêche ;
- de **mieux connaître les comportements et habitudes alimentaires** de la population en identifiant les usages matériels et symboliques qui en sont fait (consommation fraîche, conserves, alcools…), mais aussi les circuits de consommation : autoconsommation, distribution familiale, de voisinage, troc, vente…

Ces éléments peuvent ainsi aider à évaluer plus finement l'exposition réelle des sujets par la voie alimentaire et permettre d'ajuster ainsi la formulation de cette recommandation.

17. Appréhender le contexte social pour formuler les questions de santé publique

L'analyse plus globale et complète de la situation menée dès la réception du signal doit permettre d'avoir une vue plus affinée de ce qui se passe sur le territoire concerné. **Cette analyse vise à connaître certaines dimensions sociales du territoire, en complément de l'analyse du signal environnemental et sanitaire.**

Cette analyse doit permettre, non seulement pour les autorités sanitaires mais également pour les autres acteurs tels que la DREAL, de mieux connaître le contexte de leur intervention et de prendre du recul sur la situation dans lesquelles ils sont amenés à intervenir. Une meilleure compréhension des enjeux des différents acteurs du territoire et des attentes des populations est à même d'améliorer la qualité de leurs interventions et en particulier, la formulation des questions de santé publique et environnementale qui se posent sur le territoire. Par exemple, une analyse plus globale permettra de comprendre que plusieurs questions de santé publique se posent parce qu'elles concernent des populations différentes, situées dans différents quartiers ou sur des sources de pollution différentes. Dans tous les cas, il ne peut qu'en ressortir des actions plus concertées et coordonnées entre les acteurs.

La connaissance des spécificités des territoires permettra également de mieux comprendre le contexte social dans la situation étudiée. Ces spécificités confèrent une dynamique propre à chaque territoire. Notamment, délimiter le territoire concerné par l'intervention de santé publique au regard des spécificités du territoire est fondamental. En effet, si le signalement permet d'identifier *a priori* une partie du territoire, un regard élargi peut faire comprendre qu'il faut inclure d'emblée un territoire plus vaste dont

l'aménagement ultérieur ferait ressurgir immanquablement des questions environnementales et sanitaires identiques.

Outils pouvant être utilisés lors de l'analyse du contexte social : Approche du contexte social lors d'un signalement local en santé environnement : document d'appui aux investigateurs
www.invs.sante.fr/publications/2011/contexte_social_signalement_sante_environnement/index.html

18. L'intérêt d'une approche systémique de l'enfant intoxiqué et de sa famille

On peut distinguer deux types de situations d'exposition au plomb chez l'enfant :

- soit l'enfant est exposé au plomb dans son environnement sans qu'il ait un comportement particulier qui accentue son exposition. Dans ce cas, on peut parler d' **« exposition passive ».** Cette exposition correspond généralement à des plombémies modérées (inférieures à 100 µg/l) et est un reflet de l'environnement dans lequel l'enfant évolue habituellement. La décontamination, l'identification et/ou la proscription des espaces pollués, surtout lorsqu'ils coïncident avec les aires de jeux des enfants, combinés à des mesures d'hygiène renforcées, jouent un rôle déterminant dans la diminution de la plombémie ;
- soit l'enfant est exposé au plomb dans son environnement, notamment dans ses aires de jeux, et il a un comportement particulier qui accentue son exposition. Dans ce cas, on peut parler d'**« exposition active »** et elle est généralement associée à des plombémies élevées (supérieures à 100 µg/l). Les intoxications actives de très jeunes enfants peuvent parfois s'expliquer par un manque de surveillance dans leur phase de développement, caractérisée par des portages main-bouche répétés de matières non comestibles. Des études menées en Île-de-France [85] sur des cas de saturnisme non élucidés par l'enquête environnementale classique, avec absence de pollution au domicile, ont mis en évidence que des facteurs psychosociaux tenant à la place de l'enfant dans sa famille et à sa personnalité expliquaient la majorité de ces cas de saturnisme. Les causes de ces intoxications saturnines et des phases de pica ont ainsi été expliquées par une analyse, croisant des évènements familiaux (chômage, précarité du logement ou administrative, grande pauvreté, nouvelles grossesses, disputes parentales, divorces, déménagements, absences parentales, discriminations dans des fratries (notamment nombreuses), maladies chroniques, accidents, deuils…) et des traits spécifiques de l'histoire de vie de l'enfant et de sa personnalité (rang de fratrie, sevrages précoces, handicaps physiques et mentaux, enfants « différents », gauchers réprimés, jumeaux, enfants hypersensibles maltraités involontairement psychologiquement…).

En pratique, l'exposition des enfants est la résultante de ces deux types de situations, l'une des expositions pouvant être plus ou moins prégnante selon le cas considéré. Cependant, les moyens d'actions pour réduire l'exposition de l'enfant doivent être ajustés selon la situation considérée.

Ainsi, lors d'une exposition majoritairement « passive », seules des actions sur l'environnement pourront entraîner une diminution significative de l'exposition. Alors que dans le cas d'une exposition majoritairement « active », il est indispensable d'agir sur le comportement de l'enfant, en accompagnant l'enfant, et éventuellement sa famille, sur le plan psycho-social.

19. Réflexion autour d'un niveau de concentration dans les sols au-delà duquel il est nécessaire de dépolluer

Les récentes données relatives aux effets sanitaires du plomb présentées en première partie confirment que le plomb est un toxique sans seuil, c'est-à-dire qu'il n'existe pas de dose d'exposition au plomb en deçà de laquelle tout effet sanitaire peut être écarté.

Cependant, dans le cas de situations de sols pollués au plomb, **il est généralement attendu de déterminer un niveau au-delà duquel il est nécessaire de dépolluer**. Ainsi, à titre d'exemple, chaque situation présentée en deuxième partie correspond à une problématique locale différente et des choix de gestion également différents ont été faits. Néanmoins dans chaque cas, en l'absence de valeurs recommandées au niveau national, le besoin de déterminer un seuil de dépollution a été mis en évidence. Aujourd'hui ces concentrations sont définies au cas par cas par les services de l'État et établissements publics locaux.

Généralement, la concentration au-delà de laquelle des actions de dépollution sont engagées est définie sur la base d'une évaluation quantitative des risques sanitaires et donc repose principalement sur des arguments toxicologiques par l'utilisation d'une valeur toxicologique de référence (VTR) appropriée. Toutefois, pour déterminer un seuil de dépollution d'une situation spécifique de pollution des sols, il est nécessaire de rester vigilant aux observations suivantes :

- **la détermination d'un niveau au-delà duquel il est nécessaire de dépolluer ne doit pas constituer un « droit à polluer »** lorsque les sols sont exempts de pollution ou présentent une teneur inférieure ;
- **la détermination d'un seuil de gestion pour la dépollution des sols doit considérer le niveau de fond géochimique local ou l'état initial de l'environnement lorsque celui-ci a été établi**. Il doit également prendre en compte la connaissance de l'ensemble des voies d'exposition (inhalation et ingestion de terre, d'eau et d'aliments) afin de déterminer leur contribution respective au niveau global d'exposition des populations, selon la démarche d'évaluation quantitatives des risques sanitaires et du plan de gestion prévus dans le cadre de la politique nationale de gestion des sites et sols pollués du 8 février 2007 [3] ;
- **la détermination d'un niveau au-delà duquel il est nécessaire de dépolluer doit être considérée avec prudence au regard de l'enjeu de santé publique**. En effet, le retour d'expérience de l'action nationale engagée par l'inspection des installations classées dès 2004 autour de certains sites industriels émetteurs de plomb, a permis d'établir qu'il existe des écarts notables entre les résultats de calcul de risques (calcul de l'indice de risque ou quotient de danger) réalisés dans un cadre d'évaluation quantitative des risques sanitaires ou les résultats de prédiction de plombémies (calcul de concentrations du plomb dans le sang) et les résultats mesurés lors des campagnes de dépistages (mesures de concentrations du plomb dans le sang) réalisées sur ces sites. Ces différences tiennent aux incertitudes associées à la démarche de prédiction des risques ou des plombémies. La plupart des paramètres nécessaires aux calculs de prédiction, comme par exemple les variables humaines d'exposition, ne sont peu ou pas spécifiques de la situation étudiée alors qu'ils présentent une grande variabilité d'une situation à l'autre (c'est le cas par exemple de la biodisponibilité) ou d'un individu à l'autre (c'est le cas de l'ingestion de sol) [59]. La réalisation d'une étude sur les

incertitudes associées aux choix des paramètres de calculs de risques doit aider à déterminer et à conforter la valeur de gestion établie ;

- dans le cadre de la saisine des ministères chargés de la santé et de l'écologie présentée en première partie, l'ANSES est également en train d'élaborer une nouvelle VTR pour le plomb pour la voie ingestion. Au vu des premiers résultats de la saisine, il est probable que cette nouvelle VTR soit plus contraignante que la VTR généralement utilisée jusqu'à présent. L'utilisation de cette nouvelle VTR pourrait conduire à établir des seuils de gestion également très contraignants en termes de dépollution des sols.

La détermination d'un niveau au-delà duquel il est nécessaire de dépolluer peut, selon les situations de pollution des sols, considérer d'autres enjeux, notamment économiques et sociologiques. Le choix d'une valeur est réalisé dans le cadre d'une approche tournée vers la gouvernance du risque, par la participation des acteurs du territoire au processus de décision et la concertation publique associant la population et/ou ses représentants.

Conclusion

Les données scientifiques récentes concernant les effets sanitaires du plomb pour des plombémies inférieures à 100 µg/l mettent en évidence l'absence de seuil en-deçà duquel tout effet sanitaire pourrait être écarté et soulignent l'importance de la prise en compte aujourd'hui de ces plombémies dites modérées.

Ces nouveaux éléments ont incité le ministère chargé de la santé à s'interroger, en saisissant successivement l'ANSES et le HCSP, sur les objectifs et l'organisation de la politique de lutte contre les imprégnations saturnines et sur la pertinence de réviser le seuil de plombémie de 100 µg/l, qui correspond à l'actuelle définition d'un cas de saturnisme infantile en France.

Dans l'attente des résultats de ces saisines, un certain nombre de recommandations peuvent d'ores et déjà être faites pour la gestion des sites et sols pollués au plomb, sur la base des nouvelles données disponibles et l'analyse d'exemples concrets. Ainsi, d'une façon générale, il est recommandé en premier lieu de renforcer la prévention primaire en réduisant le niveau général d'exposition au plomb et ce, même en l'absence de résultats de plombémies. Par ailleurs, la caractérisation des milieux dans l'évaluation des risques d'un site pollué est une étape déterminante : le groupe de travail a ainsi fait des recommandations sur le choix de certains paramètres, sur l'utilisation de la bioaccessibilité du plomb dans les EQRS et rappelle l'importance des modalités de mesures environnementales et les conditions d'utilisation des données de bruit de fond disponibles dans la littérature.

La question du mesurage des plombémies demeure également centrale : outre la prise en charge individuelle d'un enfant ayant une plombémie supérieure à 100 µg/l, qui reste indispensable, la comparaison de la distribution des plombémies dans une population avec une population de référence peut permettre d'évaluer une éventuelle surexposition.

Ainsi, le rapport s'attache notamment à décrire deux démarches peu ou relativement mal réalisées en pratique : l'étude populationnelle pour évaluer une situation de surexposition et la détermination d'un environnement témoin. Une cartographie des concentrations en plomb dans l'environnement ou des référentiels régionaux, tels qu'ils existent déjà pour la région Île-de-France et la région Centre, permettraient de définir localement si une concentration en plomb est « acceptable » ou non, et s'il est nécessaire de considérer le plomb dans la démarche d'évaluation des risques sanitaires.

Par ailleurs, l'intégration des sciences sociales aux études vient enrichir la connaissance de risques d'expositions individuelle et collective des populations concernées, notamment les enfants et les femmes enceintes. Cette prise en considération des comportements et des spécificités locales permet, d'une part, de mieux cibler les campagnes d'analyses dans l'environnement et, d'autre part, d'améliorer l'efficacité des mesures de gestion en intégrant la dimension sociale d'acceptation des dites mesures par les populations.

Références

Fin de la bibliographie : septembre 2012

[1] Laperche V., Victor M.C., Clozel-Leloup B. Baranger Ph., *Guide méthodologique du plomb, appliqué à la gestion des sites pollués*. *Rapport final*, Paris, BRGM, 2004, 136 p. 40 ill.

[2] INERIS, Denys S., *Guide pour l'orientation des actions à mettre en œuvre autour d'un site dont les sols sont potentiellement pollués par le plomb*, Paris, Ministère de l'Écologie et du Développement durable, INERIS, 2004, 18 p.

[3] Ministère de l'Écologie et du Développement durable, *Sites et sols pollués - Modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués*, note ministérielle et 3 annexes ; 8 février 2007.
www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/note_08-02-2007.pdf,
www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/annexe1-3.pdf,
www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Note_aux_prefets_sols_pollues_08_02_07_annexe2-2.pdf,
www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Note_aux_prefets_sols_pollues_08_02_07_annexe3-2.pdf

[4] InVS., *Guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant*, Saint Maurice, InVS, 2006.

[5] InVS/Inserm, S*aturnisme : quelles stratégies de dépistage chez l'enfant ? Expertise opérationnelle*, Saint Maurice, InVS, 2008, 317 p.

[6] Lanphear B.P., Hornung R., Khoury J., Yolton K., Baghurst P., Bellinger D.C., Canfield R.L., Dietrich K.N., Bornschein R., Greene T., Rothenberg S.J., Needleman H.L., Schnaas L., Wasserman G., Graziano J., Roberts R., "Low-Level Environmental Lead Exposure and Children's Intellectual Function: An International Pooled Analysis"*, Environ Health Perspect*, 2005;113(7):894-899.

[7] Wilhelm Michael, Heinzow Birger, Angerer Jürgen, Schulz Christine, "Reassessment of critical lead effects by the German Human Biomonitoring Commission results in suspension of the human biomonitoring values (HBM I and HBM II) for lead in blood of children and adultsX", *International Journal of Hygiene and Environmental Health,* 2010;213(4):265-269.

[8] European Food Safety Authority (EFSA), "Scientific Opinion on Lead in Food", *EFSA Journal*, 2010;8(4):1570.

[9] National Toxicology Program (NTP), *NTP Monograph on Health Effects of Low-Level Lead*, Department of Health and Human services, October 14, 2011 (draft version).

[10] FAO, WHO, *Joint FAO/OMS Expert Comitee on Food Additives, fifty-third meeting, Rome, 1-10 June 1999. Summary and Conclusions*, Genève, WHO, 1999, 21 p.

[11] *Why not change the blood lead level of concern at this time?*, Atlanta, Centers for Disease Control and Prevention, June 1, 2009.

[12] Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention, *Low Level Lead Exposure Harms Children: A Renewed Call for Primary Prevention*, Atlanta, Centers for Disease Control and Prevention, january 4, 2012, 65 p.
www.cdc.gov/nceh/lead/acclpp/final_document_030712.pdf

[13] Centers for Disease Control and Prevention (CDC), *CDC response to Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention recommendations in "Low level lead exposure harms children: a renewed call for primary prevention"*, Atlanta, CDC, June 7, 2012.
www.cdc.gov/nceh/lead/acclpp/cdc_response_lead_exposure_recs.pdf

[14] Schulz C., Angerer J., Ewers U., Heudorf U., Wilhelm M., "Revised and new reference values for environmental pollutants in urine or blood of children in Germany derived from the German Environmental Survey on Children 2003–2006 (GerES IV)", *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 2009;212(6); 637–647.

[15] Labat L., Olichon D., Poupon J., Bost M., Haufroid V., Moesch C., Nicolas A., Furet Y., Goullé J.P., Guillard O., Le Bouil A., Pineau A., « Variabilité de la mesure de la plombémie pour de faibles concentrations proches du seuil de 100 g/L : étude multicentrique », *Annales de toxicologie analytique*, volume 18, n° 4, 2006, p. 297-304.

[16] AFSSAPS, *Annales du Contrôle National de Qualité des Analyses de Biologie Médicale, Plombémie*, 2009, 11 p.
http://ansm.sante.fr/var/ansm_site/storage/original/application/69b8129a407378d1be7fa39019a667d2.pdf

[17] InVS, *Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb*, Tome 2 : Organisation des programmes de dépistage et évaluation de l'efficacité des mesures de réduction de l'exposition, Saint-Maurice, InVS, 2002, 71 p.

[18] Wilson JMG, Jungner G. *Principes et pratiques de dépistage des maladies*. OMS, Genève, 1970.

[19] *Screening Young Children for Lead Poisoning: Guidance for State and Local Public Health Officials*, Atlanta, Centers for Disease Control and Prevention, November 1997.
http://www.cdc.gov/nceh/lead/publications/screening.htm

[20] *Preventing Lead Poisoning in Young Children, The first revision of the statement on Increased Lead Absorption and Lead Poisoning in Young Children*, Atlanta, Centers for Disease Control and Prevention, 1978.

[21] *Increased Lead Absorption and Lead Poisoning in Young Children - A statement on Lead Poisoning in Young Children*, Atlanta, Centers for Disease Control and Prevention, 1975.

[22] InVS, *Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb* Tome 1 : Analyse de la pertinence de la mise en œuvre d'un dépistage : du diagnostic environnemental à l'estimation des expositions", Saint-Maurice, InVS, 2001, 72 p.

[23] Lecoffre C., Provini C., Bretin P., *Dépistage du saturnisme chez l'enfant en France de 2005 à 2007*, Saint-Maurice, InVS, septembre 2010, 64 p.
www.invs.sante.fr/publications/2010/depistage_saturnisme_enfant_2005_2007/rapport_saturnisme_enfant_2005_2007.pdf

[24] Inserm, *Plomb dans l'environnement : quels risques pour la santé ? Expertise collective*, Paris, Inserm, 1999.

[25] Etchevers A., Lecoffre C., Le Tertre A, Le Strat Y., De Launay C., Groupe investigateurs Saturn-Inf, « Imprégnation des enfants par le plomb en France en 2008-2009 », *BEH web*, 27 mai 2010, n° 2.
http://www.invs.sante.fr/behweb/2010/02/pdf/n2.pdf

[26] Glorennec P., Lucas J.P., Mandin C., Le Bot B., "French children's exposure to metals via ingestion of indoor dust, outdoor playground dust and soil: Contamination data", *Environ Int,* 2012;45: 129-134.

[27] Le Bot B., Arcelin C., Briand E., Glorennec P., "Sequential digestion for measuring leachable and total lead in the same sample of dust or paint chips by ICP-MS", *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng,* 2011;46(1):63-69.

[28] Le Bot B., Gilles E., Durand S., Glorennec P., "Bioaccessible and quasi-total metals in soil and indoor dust", *Eur J Mineral,* 2010;22(5):651-657.

[29] Lucas J.P., Le Bot B., Glorennec P., Etchevers A., Bretin P., Douay F., "Lead contamination in French children's homes and environment", *Environ Res,* 2012;116:58-65.

[30] Oulhote Y., Le Bot B., Poupon J., Lucas J.P., Mandin C., Etchevers A., Zmirou-Navier D., Glorennec P., "Identification of sources of lead exposure in French children by lead isotope analysis: a cross-sectional study", *Environ Health*, 2011;10:75.

[31] Hawley J.K., “Assessment of health risk from exposure to contaminated soil”, *Risk Analysis*, 5(4) 289-302, 1985.

[32] Binder S., Sokal D., Maughan D., “Estimating soil ingestion: the use of tracer elements in estimating the amount of soil ingested by young children”, *Arch. Environ. Health*, 1986;41(6):341-345.

[33] Clausing P., Brunekreef B., Van Wijnen J.H., “A method for estimating soil ingestion by children”, *Int. Arch. Occup, Environ. Health*, 1987;59(1):73-82.

[34] Thompson K.M., Burmaster D.E. “Parametric distributions for soil ingestion by children”, *Risk analysis*, 1991;11(2):339-342.

[35] Calabrese E.J., Barnes R.M., Stanek E.J., Pastides H., Gilbert C.E., Veneman P., Wang X., Lasztity A., Kostecki P.T., “How much soil do children ingest: an epidemiologic study”, *Regul Toxicol Pharmacol*, 1989;10(2):123-137.

[36] Calabrese E.J., Stanek E.J., Gilbert C.E., Barnes R.M., “Preliminary adult soil ingestion estimates: results of a pilot study”, *Regul Toxicol Pharmacol*, 1990;12(1):88-95.

[37] Calabrese E.J., Stanek E.J. 3rd, “Resolving intertracer inconsistencies in soil ingestion estimates”, *Environmental health perspectives*, 1995;103(5):454-457.

[38] Calabrese E.J., Stanek E.J. 3rd, Pekow P., Barnes R.M. “Soil ingestion estimates for children residing on a superfund site”, *Ecotoxicol. Environ Saf*, 1997;36(3):258-268.

[39] Calabrese E.J., Stanek E.J. 3rd, “Soil ingestion estimation in children and adults: a dominant influence in site-specific risk assessment” ELR, *New & Analysis*, 1998;28(11):10660-10667.

[40] Stanek E.J. 3rd, Calabrese E.J. “A guide to interpreting soil ingestion studies. I. Development of a model to estimate the soil ingestion detection level of soil ingestion studies”, *Regul Toxicol Pharmacol*, 1991;13(3):263-77.

[41] Stanek E.J. 3rd, Calabrese E.J., “Daily estimates of soil ingestion in children”, *Environmental Health perspectives*, 1995;103(3):276–285.

[42] Stanek E.J. 3rd, Calabrese E.J., “Daily soil ingestion for children at Superfund site”, *Risk analysis*, 2000;20(5):627-35.

[43] Stanek E.J. 3rd, Calabrese E.J., Zorn M., “Biasing factors for simple soil ingestion estimates in mass balance studies of soil ingestion”, *Human and Ecological Risk Assessment*, 2001;7(2):329-355.

[44] Stanek E.J. 3rd, Calabrese E.J., Zorn M., “Soil ingestion distributions for monte carlo risk assessment in children”, *Human and Ecological Risk Assessment*, 2001;7(2):357-368.

[45] Glorennec P., « Explicitation et réduction de l’incertitude liée à l’ingestion de sol en évaluation des expositions environnementales », *Environnement, risques et santé*, vol. 4, n° 4, juillet-août 2005, p. 258-268.

[46] Glorennec P., *Aide à la décision d’un dépistage systématique du saturnisme infantile autour des sites industriels en France*, Mémoire de thèse, Université de Rennes, Faculté de médecine, 2006

[47] Dor F., Denys S., Daniau C., Bellenfant G., Zeghnoun K., Dabin C., Nedellec V., Mosqueron L., Floch-Barneaud A., Mathieu A., *Exposition des enfants par ingestion de sol et de poussières contaminés : quels choix pour les évaluations de risque ?,* Paris, ADEME, Deuxième rencontres nationales de la recherche sur les sites et sols pollués du 20 et 21 octobre 2009.

[48] Van Holderbeke M., Cornelis C., Bierkens J, Torfs R., *Review of the soil ingestion pathway in human exposure assessment*, Mol, VITO, 2008, 195 p.

[49] INERIS, *Améliorer les méthodes d’estimation prospective de l’exposition aux polluants des populations autour d’une Installation Classée pour la Protection de l’Environnement*. Rapport référencé n° DRC-08-57041-14967A du 01/12/2008.

[50] Veerkamp W., ten Berge W., *The concepts of HESP. Reference Manual. Human Exposure to Soil Pollutants*, version2.10a., The Hague, Shell Internationale Petroleum Maatschappij, 1994, 32 p.

[51] Van den Berg R., *Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values. Partly revised edition*, Bilthoven, National Institute of Public Health and Environmental Protection, 1991-1994, 104 p.

[52] Van Hall Larenstein, Risc-human 3.2, www.risc-site.nl/

[53] UK Environment Agency. The contaminated land exposure assessment (CLEA) model: Technical basis and algorithms. R&D Publication CLR 10. www.environment-agency.gov.uk. UK Environment Agency (2009) - CLEA Software (Version 1.05) Handbook. Science report : SC050021/SR4. http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Research/CLEA_software_v1_05_lhandbook.pdf

[54] Connor J., Bowers R., Nevin J.P., Fisher R.T., *Guidance manual for RBCA Tool Kit for chemical releases*, Houston, Groundwater Services Inc, 1998.

[55] Spence Environmental Engineering, *Risc version 4.0, Risk-Integrated Software for Clean-ups*, 2004.

[56] McKone T.E., Enoch K.G., *CalTOX™, A multimedia total exposure model spreadsheet user's guide version 4.0.,* Berkeley, Lawrence Berkeley National Laboratory, 2002, 45 p. http://www.escholarship.org/uc/item/9j74302f

[57] US Environmental Protection Agency (EPA), *Human Health Risk Assessment Protocol for hazardous waste combustion facilities*, Dallas, Office of Solid Waste, 2005, 2 vol.

[58] US Environmental Protection Agency (EPA), *The methodology for assessing Health Risks associated with Multiple Pathways of Exposure to combustor emissions*, Cincinnati, EPA,1998, 613 p.

[59] Dor F., Denys S., *Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants. État des connaissances et propositions*, Saint Maurice, InVS, 2012, 83 p.
www.invs.sante.fr/Publications-et-outils/Guides/Quantites-de-terre-et-poussieres-ingerees-par-un-enfant-de-moins-de-6-ans-et-bioaccessibilite-des-polluants

[60] INERIS, *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Plomb et ses dérivés*, version n° 2-1/2003, 90 p.

[61] Glorennec P, Bemrah N, Tard A, Robin A, Le Bot B, Bard D. Probabilistic modeling of young children's overall lead exposure in France: Integrated approach for various exposure media. Environ Int: 937-945. 2007.

[62] Denys Sébastien, Caboche Julien, Feidt Cyril, Hazebrouck Benoît, Dor Frédéric, Dabin Claire, Floch-Barneaud Adeline, Tack Karine, « Biodisponibilité et bioaccessibilité pour l'homme des métaux et metalloïdes des sols pollués pour la voie orale : définitions, protocoles de mesure et retour d'expérience international », *Environnement, risques et santé*, septembre-octobre 2009, vol. 8, n° 5, p. 433-438.

[63] Caboche Julien, *Validation d'un test de mesure de bioaccessibilité. Application à quatre éléments traces métalliques dans les sols : As, Cd, Pb et Sb*, Thèse du grade de docteur de l'INPL, Spécialité : Sciences Agronomiques ; Nancy, Institut national polytechnique de Lorraine, 2009, 249 p.

[64] Wragg J. *et al.*, "An inter-laboratory trial of the unified BARGE bioaccessibility method for arsenic,cadmium and lead in soil", *Science of the Total Environment,* 2011;409(19):4016-4030.

[65] Denys S. *et al.*, "In Vivo Validation of the Unified BARGE Method to Assess the Bioaccessibility of Arsenic, Antimony, Cadmium, and Lead in Soils", *Environmental Science and Technology,* 2012;46(11):6252-6260.

[66] Pelfrêne A. *et al.,* “Bioaccessibility of trace elements as affected by soil parameters in smelter-contaminated agricultural soils: A statistical modeling approach”, *Environmental Pollution*, 2012;160(1):130-8.

[67] Roussel H. *et al.,* “Cd, Pb and Zn Oral Bioaccessibility of Urban Soils contaminated in the Past by Atmosphéric emissions from Two Lead and Zinc Smelters”, *Arch. Environ Contam Toxicol,* 2010;58(4):945-54.

[68] International Organization for Standardization, *ISO/TS 17924:2007, Soil quality. Assessment of human exposure from ingestion of soil and soil material. Guidance on the application and selection of physiologically based extraction methods for estimation of the human bioaccessibility/bioavailability of metals in soil*, Genève, ISO, 2007, 16 p.

[69] ADEME, BRGM, INERIS *« Mesures » et « Modèles » : enjeux, avantages et inconvénients en contexte de gestion des sites pollués*, note BRGM EPI/ENV n°167/2006, INERIS DRC-75999-DESP 39/06.
http://www.developpement-durable.gouv.fr/spip.php?page=doc&id_article=19823

[70] Trapp S., McFarlane C., Matthies M., “Model for Uptake of Xenobiotics into Plants: Validation with Bromacil Experiments”, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1994;13(3):413-422.

[71] Paterson S., Mackay D., McFarlane C., “A model of organic chemicals uptake by plants from soils and the atmosphere”, *Environmental Science and Technology*, 1994;28(13):2259-2266.

[72] Trapp S., Matthies M., *Chemodynamics and environmental modeling : an introduction*, Springer, 1997

[73] Hung H., Mackay D. “A novel and simple model of uptake of organic chemicals by vegetation from air and soil”, *Chemosphere*, 1997;35(5):959-977.

[74] Denys S., *Modèles de transfert sol-plante des polluants organiques, Tome 1 : Revue bibliographique,* Verneuil en Halatte, INERIS, 2002, 59 p.

[75] Denys S., *Modèles de transfert sol-plante des polluants organiques, Tome 2 : Intercomparaison de modèles physiologiques (PlantX, Cemos-Plant, Mackay_97) et empirique (relation de Briggs) à partir de données expérimentales*, Verneuil en Halatte, INERIS, 2005, 43 p.

[76] Baize D., « Éléments traces dans les sols. Fonds géochimiques, fonds pédogéochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles : définitions et utilités », *Courrier de l’environnement de l’Inra,* 2009, n° 57, p. 63-72.

[77] Mathieu D., Baize D., Raoul C., Daniau C., « Proposition de référentiels régionaux en éléments traces métalliques dans les sols : leur utilisation dans les évaluations des risques sanitaires », *Environnement risques & santé*, 2008, vol. 7, n° 2, p. 112-122.

[78] Déléry L., Mandin C., *Inventaire des données de bruit de fond dans l’air ambiant, l’air intérieur, les eaux de surface et les produits destinés à l’alimentation humaine en France,* Verneuil en Halatte, INERIS, 2009, 113 p.

[79] *Preventing Lead Poisoning in Young Children*, Atlanta, Centers for Disease Control and Prevention, 1991.

[80] *Preventing Lead Exposure in Young Children: A Housing-Based Approach to Primary Prevention of Lead Poisoning*, Atlanta, Centers for Disease Control and Prevention, 2004.

[81] *Preventing Lead Poisoning in Young Children*, Atlanta, Centers for Disease Control and Prevention, 2005.

[82] Dor F., Fréry N. *et al., Utilisation des biomarqueurs dans les situations de pollution locale. Aide méthodologique*, Saint Maurice, InVS, 2012, 61 p.

www.invs.sante.fr/Publications-et-outils/Guides/Utilisation-des-biomarqueurs-dans-les-situations-de-pollution-locale

[83] Société française de pédiatrie, Société française de santé publique, *Intoxication par le plomb de l'enfant et de la femme enceinte - Prévention et prise en charge médico-sociale, Conférence de consensus*, Saint Denis, ANAES, 2003, 19 p.
www.has-sante.fr/portail/jcms/c_267760/intoxication-par-le-plomb-recommandations-version-longuepdf

[84] Dor F., Denys S., « La nécessaire complémentarité des approches environnementales et sanitaires dans la gestion des sols pollués : l'exemple de Saint-Laurent-le-Minier », *Environ Risque Santé*, vol. 10, n° 4, juillet-août 2011.

[85] AFSSAPS, *Annales du Contrôle National de Qualité des Analyses de Biologie Médicale, Plombémie*, 2007.
http://ansm.sante.fr/var/ansm_site/storage/original/application/5743d18a81f19bb3162d5bab8de30f87.pdf

- Jenicek M., Cléroux R. *Epidémiologie. Principes, techniques, applications,* Québec, Paris, Edisem & Maloine, 1993.
- Bouchard M.F., Bellinger D.C., Weuve J., Mattews-Bellinger J., Gilman S.E., Wright R.O., et al., "Blood lead levels and major depressive disorder, panic disorder, and generalized anxiety disorder in US young adults", *Arch Gen Psychiatry*, 2009;66(12):1313-9.
- Alain Epelboin, Anne-Élène Delavigne, « Pica et saturnisme infantiles : l'apport de l'anthropologie », *Médecine et enfance*, juin 2010, p. 266-270.
- Alain Epelboin, Anne-Élène Delavigne, *Étude anthropologique sur les cas de saturnisme infantile de source non identifiée en Île-de-France,* Paris, DRASSIF, 2010.
  Synthèse, 56 p. : http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00485266/fr/
  Chronique anthropologique, 66 p. : http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00485275/fr/
- Rezkallah N., Epelboin A., *Chroniques du saturnisme infantile (1989-1994) : enquête ethnologique dans des familles parisiennes originaires du Sénégal et du Mali*, Paris, L'Harmattan, 1997, 261 p.
- Epelboin A., Rezkallah N., Boclet D., Marx A., *Les petites mangeuses de peinture* : 17 mn, Coprod. CNRS-APSONAT, CNRS-LACITO, CNRS AV SMM, URA 882, LACITO, CNRS AV, 1997
  - *La bande des petits Pierrots* : http://video.rap.prd.fr/video/mnhn/smm/0204FRmangpeint1.rm
  - *Visite d'un immeuble de la rue de Charonne avec R.H Guerrand* : http://video.rap.prd.fr/video/mnhn/smm/0204FRmangpeint2.rm
  - *Les petites mangeuses de peinture* : http://video.rap.prd.fr/video/mnhn/smm/0204FRmangpeint3.rm
- Epelboin A., Rezkallah N., Commeau A., Gaulier F., « Géophagie, culture et prévention des accidents domestiques : réflexions anthropoépidémiologiques à propos du saturnisme d'enfants africains vivant dans l'est parisien », *Migrations Santé,* 1990, 62, p. 3-10.
- Agence française de normalisation (AFNOR), *[Standard. Lead measurement in settled dust]. Norme. Méthodologie de mesure du plomb dans les poussières de sol. NF X-46-032*, La Plaine Saint Denis, AFNOR, 2008.
- American Society for Testing and Materials (ASTM), *Practice for Collection of Settled Dust Samples Using Wipe Sampling Methods for Subsequent Lead Determination, ASTM: E 1728-03*, West Conshohocken, ASTM, 2003.
- U.S. Department of Housing and Urban Development, *HUD Technical Guidelines for the Evaluation and Control of Lead-Based Paint Hazards in Housing*, Washington, HUD, 1995.
- American Society for Testing and Materials (ASTM), *ASTM D 5438: Standard Practice for Collection of Floor Dust for Chemical Analysis*, West Conshohocken, ASTM, 2005.

- Sterling D.A., Roegner K.C., Lewis R.D., Luke D.A., Wilder LC., Burchette S.M., “Evaluation of four sampling methods for determining exposure of children to lead-contaminated household dust”, *Environ Res,* 1999;81:130-141.
- Trapp S., Matthies M., “Generic one-compartment model for uptake of organic chemicals by foliar vegetation”, *Environ. Sci. Technol.*, 1995;29: 2333-2338.

Annexes

Annexe 1: Liste des principaux guides et normes relatifs à l'évaluation et la gestion des risques de sites pollués au plomb

Guides (liste non exhaustive) **:**

InVS, *Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb*
Tome 1 : *Analyse de la pertinence de la mise en œuvre d'un dépistage : du diagnostic environnemental à l'estimation des expositions*, Paris, Ministère de l'Emploi et de la Solidarité, 2001, 72 p.
Guide disponible sur internet :
www.invs.sante.fr/publications/rap_saturnisme_1101/index.html (dernière connexion le 16/08/2012)

InVS, *Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb*
Tome 2 : *Organisation des programmes de dépistage et évaluation de l'efficacité des mesures de réduction de l'exposition*, Saint Maurice, InVS, 2002, 71 p.
Guide disponible sur internet :
www.invs.sante.fr/publications/rap_saturnisme_1101/index.html (dernière connexion le 16/08/2012)

Laperche V., Victor M.C., Clozel-Leloup B., Baranger Ph., *Guide méthodologique du plomb, appliqué à la gestion des sites pollués,* Paris, BRGM, 2004, 136 p., 40 ill.
Guide disponible sur internet :
www.brgm.fr/Rapport?code=RP-52881-FR.pdf (dernière connexion le 16/08/2012)

Denys S., Marot F. (coord.), *Guide d'échantillonnage de plantes potagères dans le cadre de diagnostics environnementaux*, ADEME, INERIS, 2007, 47 p.
Guide disponible sur internet :
www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Guide_Echantillonnage.pdf (dernière connexion le 16/08/2012)

Dor F., Denys S., *Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants. État des connaissances et propositions*, 2012, 83 p.
Guide disponible sur internet :
www.invs.sante.fr/Publications-et-outils/Guides/Quantites-de-terre-et-poussieres-ingerees-par-un-enfant-de-moins-de-6-ans-et-bioaccessibilite-des-polluants

Ministère de l'écologie et du développement durable, *Diagnostics du site*, Paris, MEDAD, 2011, 274 p. (mis à jour le 24 février 2012).
Guide disponible sur internet :
www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Diagnostics_du_site.pdf

Normes (liste non exhaustive) :

NF X 31-614. *Réalisation d'un forage de contrôle de la qualité de l'eau souterraine au droit d'un site potentiellement pollué*.

NF X 31-615. *Échantillonnage de l'eau souterraine au droit d'un site potentiellement pollué*.

NF X 31-601 (ISO 15175). *Caractérisation des sols en relation avec la nappe phréatique*.

NF X 31-604 (ISO 15800). *Caractérisation des sols relative à l'exposition des personnes*.

NF X 31-622 (ISO 17402). *Lignes directrices pour le développement et la sélection de la biodisponibilité dans le sol et les matériaux du sol – Lignes directrices pour l'application et la sélection de méthodes d'extraction fondées sur le point de vue physiologique pour l'estimation de la bioaccessibilité/biodisponibilité pour l'être humain de métaux dans le sol*.

NF X 31-635 (ISO 17924). *Qualité du sol – Évaluation de l'exposition humaine par ingestion*.

NF X 31-606 (ISO 19258). *Lignes directrices pour la détermination du bruit de fond.*

NF X 31-008-1 (ISO 10381-1). *Qualité du sol - Échantillonnage – Partie 1 : Guide général pour l'établissement des programmes d'échantillonnage.*

NF X 31-008-2 (ISO 10381-2). *Qualité du sol - Échantillonnage – Partie 2 : Guide général pour les techniques d'échantillonnage.*

NF X 31-008-5 (ISO 10381-5). *Qualité du sol - Échantillonnage – Partie 5 : Guide pour la procédure de l'investigation du sol contaminé des sites urbains et industriels.*

NF X 31-100. *Méthodes de prélèvement d'échantillons de sol.*

NF X 31-151. *Sols, sédiments, boues de station d'épuration* **–** *Mise en solution d'éléments métalliques en traces (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) par attaques acides.*

ISO 11047. *Dosage des métaux par spectrométrie d'absorption atomique dans la flamme et électrothermique (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) /1998.*

Annexe 2: Présentation de travaux par des membres du groupe de travail et experts auditionnés

21 juin 2010

Les effets sanitaires du plomb chez les enfants

Jacques Cheymol (Pédiatre libéral)

Anne Etchevers (InVS)

24 septembre 2010

Présentation d'un site minier et d'une usine de fabrication de batteries

Pascal Jéhannin et Olivier Grard (ARS Nord - Pas-de-Calais)

Sébastien Denys (INERIS)

Carole Salvio-Grandemange (ARS Languedoc-Roussillon)

14 octobre 2010

Quel pourrait être l'apport de l'anthropologie à l'évaluation et à la gestion de sites pollués au plomb ?

Alain Epelboin (CNRS – Muséum national d'histoire naturelle)

25 novembre 2010

Les modèles existants et leur application aux situations de sites pollués au plomb

Philippe Glorennec (EHESP)

Roselyne Bonnard (INERIS)

Alexandre Pery (INERIS)

7 avril 2011

Présentation des bases de données RMQS (réseau de mesure de qualité des sols) et BDAT (base de données analyses des terres)

Dominique Arrouays (Inra)

Denis Baize (Inra)

Présentation des principes de la cartographie demandée par la directive sur les déchets de l'industrie extractive

Patrice Piantone (BRGM)

7 juin 2011

Présentation des actions de l'ADEME dans le domaine des sites pollués au plomb

Franck Marot (ADEME)

Le cas d'une fonderie au plomb

Charles Di Luca (DREAL Nord - Pas-de-Calais)

Christophe Heyman (CIRE Nord)

Annexe 3 : Projet Plomb-Habitat : premier état des lieux de la contamination des logements français en plomb

Le projet de recherche Plomb-Habitat a démarré en 2008 et est toujours en cours. Il associe le Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB), qui en assure la coordination, l'École des hautes études en santé publique (EHESP), l'Institut de veille sanitaire (InVS), l'Institut supérieur d'agriculture de Lille (ISA) et l'Hôpital Lariboisière, AP-HP. Ce projet bénéficie de financements des ministères en charge de la santé, du logement et de l'écologie, de l'Agence nationale de sécurité sanitaire (ANSES) et des fonds propres des partenaires.

L'un des objectifs de Plomb-Habitat était de **déterminer la contamination en plomb des logements français accueillant des enfants âgés de six mois à six ans**. Un sous-groupe d'enfants de l'étude Saturn-Inf a ainsi participé à une enquête à domicile lors de laquelle des prélèvements de poussières au sol de plusieurs pièces et des parties communes dans l'habitat collectif, d'eau du robinet et de sols extérieurs (aires de jeux des enfants) étaient réalisés. Des mesures de plomb dans les revêtements muraux étaient faites sur site par fluorescence X (XRF) ; le cas échéant, des écailles de peinture étaient parallèlement prélevées, puis analysées en laboratoire. Enfin, des sources spécifiques de plomb étaient collectées pour analyse : plats à tajine, cosmétiques, etc. Pour l'ensemble des matrices analysées, la fraction acido-soluble a été déterminée en plus de la fraction totale. Par ailleurs, un questionnaire a permis de collecter des informations relatives au ménage, au comportement de l'enfant et au logement.

484 logements ont été enquêtés entre octobre 2008 et août 2009, représentant **1 834 pièces**. L'analyse statistique réalisée a pris en compte les poids de sondage, permettant ainsi des estimations au niveau national, et a tenu compte du plan de sondage permettant de calculer des incertitudes sur ces estimations. **La population de logements ciblée est composée de 3 581 991 unités.**

Les résultats de contamination sont détaillés ci-après par matrice étudiée.

Eau du robinet

- Les concentrations en plomb dans l'eau du robinet sont globalement faibles : 58 % des logements de la population cible ont une concentration en plomb inférieure à 1 µg/l ; 1 % d'entre eux (soit 36 000 logements) ont une concentration strictement supérieure à 25 µg/l et environ 2,9 % (soit 105 000) ont une concentration strictement supérieure à 10 µg/l. La moyenne géométrique des concentrations en plomb dans l'eau est strictement inférieure à 1 µg/l.
- De 2 à 7 % des logements de la population cible posséderaient des canalisations en plomb dans leur réseau de distribution.
- Les logements de la population cible les plus anciens possèdent des niveaux de concentrations en plomb dans l'eau du robinet les plus élevés : 5 % des logements construits avant 1949 ont une concentration supérieure à 14 µg/l, la moyenne géométrique des concentrations dans l'eau du robinet de ces logements est de 1,3 µg/l. Ces deux chiffres sont à comparer respectivement à 4,7 µg/l et < 1 µg/l pour les logements construits entre 1949 et 1974 ; 3 µg/l et < 1 µg/l pour les logements construits entre 1975 et 1993 ; 2,7 µg/l et < 1 µg/l pour les logements construits à partir de 1994.

- Les logements de la population cible en environnement urbain ont des niveaux de concentrations en plomb dans l'eau du robinet plus élevés que ceux de la population totale : 5 % des logements en milieu urbain ont une concentration supérieure à 6,1 µg/l contre 2,8 µg/l pour les logements en milieu rural ; la moyenne géométrique est respectivement de 1 µg/l contre < 1 µg/l.
- Des concentrations détaillées sont fournies dans le tableau 6.

Poussières intérieures déposées au sol

- Dans la **chambre de l'enfant**, la moyenne géométrique des concentrations en plomb total est de 5,8 µg/m² (4,8 µg/m² en plomb acido-soluble).
- En moyenne par logement sur les pièces investiguées (**hors parties communes**), la moyenne géométrique des concentrations en plomb total est égale à 8,8 µg/m² (6,9 µg/m² en plomb acido-soluble).
- Considérant les maxima des concentrations mesurées dans les pièces investiguées (hors parties communes), la moyenne géométrique des concentrations maximales en plomb total est de 14 µg/m² (11 µg/m² en plomb acido-soluble).
- La fraction acido-soluble mesurée dans les échantillons de poussières intérieures a une médiane de 83 % et une moyenne arithmétique de 79 %.
- La chambre de l'enfant n'est globalement pas la pièce la plus contaminée en plomb : 5 % des chambres de l'enfant des logements de la population cible ont une concentration en plomb total supérieure à 42 µg/m² (39 µg/m² en plomb acido-soluble), alors que 5 % des logements ont une concentration moyenne dans toutes les pièces investiguées (hors parties communes) en plomb total supérieure ou égale à 63 µg/m² (41 µg/m² en plomb acido-soluble). Pour 66 % des logements de la population cible (67 % pour le plomb acido-soluble), le rapport « $C[Pb]_{chambre}/C[Pb]_{moyenne}$ » est strictement inférieur à 1.
- Au regard du seuil figurant dans la réglementation française actuelle (concentration en plomb dans les poussières à vérifier après travaux), 0,2 % des logements ont une concentration acido-soluble moyenne supérieure à 1 000 µg/m².
- Au regard des seuils utilisés ou proposés à partir d'études aux États-Unis, 0,21 % des logements de la population cible (soit 7 500) ont une concentration moyenne en plomb total supérieure à 431 µg/m² (valeur réglementaire) ; 1,1 % supérieure à 129 µg/m² (limite supérieure d'un intervalle proposé en 2009) ; 4,8 % supérieure à 65 µg/m² (limite inférieure de cet intervalle, représentant 172 000 logements).
- En milieu urbain, les concentrations dans les poussières au sol (hors parties communes) ont un niveau plus élevé qu'en milieu rural. En concentration moyenne sur les pièces investiguées, la moyenne géométrique est de 9,6 µg/m² en plomb total (7,5 µg/m² en plomb acido-soluble) en environnement urbain contre une moyenne géométrique de 6,9 µg/m² en plomb total (5,3 µg/m² en plomb acido-soluble) en environnement rural. Les niveaux en milieu rural sont inférieurs de 25 à 40 % à ceux en milieu urbain selon le critère d'agrégation et le type de dosage du plomb.
- Les **parties communes** des logements en immeubles collectifs sont plus contaminées que les parties privatives. Les concentrations en moyenne dans les parties communes ont une moyenne géométrique égale à 32 µg/m² en plomb total (28 µg/m² en plomb acido-soluble) contre 8,8 µg/m² (6,9 µg/m² en plomb acido-soluble) pour la valeur moyenne sur les pièces privatives investiguées.

Pour 82 % des logements collectifs avec parties communes de la population cible (85 % pour le plomb acido-soluble), le rapport « $C[Pb]_{moyenne_intérieur} / C[Pb]_{moyenne_partie_commune}$ » est strictement inférieur à 1.

- La concentration moyenne en plomb total dans les poussières au sol des parties communes dépasse la valeur de 431 µg/m² en vigueur aux États-Unis dans 4,1 % des logements collectifs (soit 45 000).
- Les logements de la population cible construits entre 1975 et 1993 ont des concentrations en plomb dans les poussières (hors parties communes) du même niveau que les concentrations des logements datant d'avant 1949. Ceci n'est pas observé pour les parties communes ; les niveaux de concentrations en plomb dans les poussières des parties communes diminuent avec l'âge des bâtiments.
- Des informations complémentaires sont fournies dans le tableau 7.

Revêtements intérieurs

- Des mesures XRF ont été réalisées sur des types de support différents : support non métallique pour viser la céruse contenue dans les peintures (pigment artificiel ancien utilisé dans la peinture murale), support métallique pour le minium (agent anticorrosif plutôt utilisé en extérieur) (pigment artificiel ancien utilisé dans la peinture murale). Dans chacun de ces deux cas, le composé de plomb visé n'était cependant pas nécessairement la seule forme en présence.
- Les mesures XRF ont été exploitées par rapport à deux seuils : 1 mg/cm², seuil qui définit actuellement dans la règlementation la présence de plomb en surface, et 0,5 mg/cm².
- La prévalence des logements possédant encore au moins une unité de diagnostic (UD[i]) dont le revêtement sur **support non métallique** contient au moins **1 mg/cm²** de plomb est de l'ordre de 19 %. Ces 19 % se répartissent respectivement en près de 14 % de logements ayant de 1 à 5 UD incriminées, 4,2 % de 6 à 10 UD incriminées et 1,4 % ayant plus de 10 UD incriminées. Lorsque le critère de dégradation est pris en compte, la prévalence passe à 3,3 % et ne concerne presque que des logements avec 1 à 5 UD dans cette situation.
- L'analyse des mesures XRF par période de construction montre que les logements construits avant 1949 ont la plus forte prévalence (50 %) de présence d'au moins une UD à concentration en plomb supérieure ou égale à 1 mg/cm² sur support non métallique, parmi les quatre périodes de construction étudiées. Cependant, la période 1949-1974 montre une prévalence relativement importante avec 22 % de logements concernés. Les deux périodes suivantes, 1975-1993 et après 1993, ont une prévalence de 1,8 % et 0,1 % respectivement.
- Une analyse de sensibilité montre que les logements de la période 1949-1974 ont souvent une seule UD dont la concentration surfacique en plomb dépasse 1 mg/cm², UD alors qualifiable de « résiduelle ». En effet en considérant le critère « au moins 2 UD », la prévalence passe de 22 à 9 %. De plus, si le seuil considéré est pris égal à 2 mg/cm² (forte probabilité de présence de céruse) afin d'écarter possiblement d'éventuels siccatifs et de considérer de façon plus certaine exclusivement de la céruse, la prévalence de logements de cette classe d'âge ayant au moins 2 UD incriminées passe à moins de 4 %. Cette analyse de sensibilité permet donc de nuancer la prévalence de 22 % qui en première approche paraît élevée.

[i] Une UD est définie comme étant un élément de construction ou un ensemble d'éléments de construction étant *a priori* homogène en termes de type et d'historique de revêtement.

- 10 % des logements ont au moins une UD sur **support métallique** ayant une concentration en plomb supérieure à **1 mg/cm²** ; cette prévalence passe à 1,4 % si le critère de dégradation est pris en compte.
- La prévalence de logements ayant au moins une UD sur support métallique contenant au moins 1 mg/cm² de plomb diminue avec l'âge par classe des logements et devient faible (≤ 2,3%) pour les logements datant d'après 1974.
- Le support et le type des UD mesurées dont le revêtement contient du plomb (≥ 1 mg/cm²) ont été étudiés : en ce qui concerne les supports non métalliques, en proportion du nombre d'UD mesurées lors des enquêtes, ce sont les plinthes, puis les volets et les chambranles qui ont le plus souvent un état de dégradation ou un état d'usage. Pour les supports métalliques, ce sont les chambranles. Parmi les UD dont la concentration était supérieure ou égale à 1 mg/cm², 43 % des UD sur plâtre étaient dégradées ou en état d'usage ; 53 % des UD sur bois étaient dégradées ou en état d'usage.
- 23 % des logements ont au moins une UD sur **support non métallique** dont la concentration est supérieure à **0,5 mg/cm²** ; cette prévalence passe à 3,4 % si le critère de dégradation est ajouté. Par classe d'âge des logements, cette prévalence est égale à 54 % (avant 1949), 30 % (1949-1974), 3,2 % (1975-1993) et 0,4 % (après 1994).
- Parmi les UD à **support métallique** qui ont été mesurées dans les logements enquêtés, presque toutes les mesures XRF dépassaient 1 mg/cm² lorsqu'elles dépassaient **0,5 mg/cm²**.
- En résumé, en nombre de logements, 877 000 possèdent au moins une UD ≥ 1mg/cm² de plomb tout support confondu, dont 525 000 construits avant 1949 et 316 000 entre 1949 et 1974. Lorsque la céruse seule est visée, 690 000 logements possèdent au moins une UD ≥ 1mg/cm² : 462 000 logements construits avant 1949, et 213 000 entre 1949 et 1974. 320 000 logements construits avant 1949 et 89 000 entre 1949 et 1974 possèdent au moins 2 UD ≥ 1 mg/cm².
- 46 **écailles de peinture** ont été prélevées dans 34 logements. Les médianes des concentrations massiques en plomb sont les suivantes : plomb total sur support non métallique : 16 mg/g ; plomb acido-soluble sur support non métallique : 7,8 mg/g ; plomb total sur support métallique : 43 mg/g ; plomb acido-soluble sur support métallique : 24 mg/g.
- Bien que le nombre d'écailles de peinture prélevées lors des enquêtes soit faible, le mesurage par fluorescence X (raie K) a montré que la mesure XRF repérait presque toujours la présence de plomb (au sens de « ≥ 1mg/cm² ») lorsqu'il était présent en masse (au sens de « > LQ »).
- La fraction acido-soluble mesurée dans les échantillons d'écailles de peinture a une médiane de 66 % et une moyenne arithmétique de 61 %.

Aires de jeu extérieures de l'enfant

- Sur l'ensemble de la population cible de 3 581 991 logements, un enfant est en mesure de jouer sur une aire de jeu extérieure dans 3 038 155 logements. L'analyse a porté *in fine* sur 2 844 454 logements : 2 518 808 cas (88 %) sont relatifs à un sol meuble et 325 646 (12 %) à un sol dur.
- Pour les **sols meubles**, 5 % des sols ont une concentration en plomb total supérieure à 254 mg/kg (243 mg/kg en plomb acido-soluble). La moyenne géométrique en plomb total est de 34 mg/kg (22 mg/kg en plomb acido-soluble).

- 13 % des sols meubles dépassent la valeur de 110 mg/kg en plomb total, parfois utilisée comme valeur référence, considérée comme une teneur anormale par certains spécialistes. Par ailleurs, 1,4 % des sols meubles (soit 37 000 aires de jeu) ont des concentrations en plomb total qui dépassent la valeur américaine actuellement utilisée, égale à 400 mg/kg.
- Dans les sols meubles, la fraction acido-soluble mesurée a une médiane de 69 % et une moyenne arithmétique de 68 %.
- Concernant les **sols durs**, 5 % des sols ont une concentration en plomb total supérieure à 393 µg/m² (352 µg/m² en plomb acido-soluble). La moyenne géométrique en plomb total est de 44 µg/m² (37 µg/m² en plomb acido-soluble).
- Les concentrations en plomb total dans les poussières de 21 000 aires de jeu extérieures sur sol dur (soit 6,4 %) dépassent le seuil de 300 µg/m² proposé en 1994 par le comité technique plomb.
- La fraction acido-soluble mesurée dans les sols durs a une médiane de 85 % et une moyenne arithmétique de 83 %.
- Les sols meubles ont des niveaux de concentrations en plomb plus élevés en milieu urbain qu'en milieu rural : 5 % des sols ont une concentration en plomb total supérieure à 262 mg/kg (244 mg/kg en plomb acido-soluble) en milieu urbain contre 59 mg/kg en plomb total (39 mg/kg en plomb acido-soluble) en milieu rural. La moyenne géométrique est de 40 mg/kg en plomb total en milieu urbain contre 21 mg/kg en milieu rural ; en plomb acido-soluble, la moyenne géométrique est égale à 26 mg/kg en milieu urbain contre 12 mg/kg en milieu rural.
- À partir des données déclarées par les occupants des logements investigués sur une activité passée émettrice de plomb ayant pu exister à proximité de leur logement, les concentrations en plomb dans les sols meubles en milieu « non-exposé » sont inférieures de l'ordre de 48 % aux concentrations des milieux « exposés ».
- Des informations complémentaires sont fournies dans le tableau 8.

Sources inhabituelles d'intoxication

- 16 % des ménages des logements de la population cible (soit près de 600 000 ménages) indiquent utiliser au moins une source inhabituelle d'intoxication : ustensile de cuisine, remède traditionnel ou cosmétique.
- Les ustensiles de cuisine sont les sources les plus fréquemment utilisées au sein des foyers des logements de la population cible avec une prévalence d'utilisation de 13 %. Les cosmétiques lorsqu'ils sont utilisés (3,8 %) le sont presque toujours uniquement par la mère. L'utilisation de remèdes traditionnels s'avère rarissime.
- Parmi la vaisselle analysée, l'amplitude des valeurs est très importante puisque le minimum est de 7 µg/l de plomb jusqu'à un maximum de 2 379 667 µg/l de plomb (apparenté à de l'acido-soluble). Ce panel d'ustensiles de cuisine était majoritairement composé de plats à tajine.
- Bien que le nombre d'ustensiles de cuisine prélevés lors des enquêtes soit faible, le mesurage par fluorescence X (raie K) a montré que la mesure XRF repérait presque toujours la présence de plomb (au sens de « ≥ 1 mg/cm² ») lorsqu'il était présent en masse (au sens de « > LQ »).
- Parmi les 16 cosmétiques analysés, 7 d'entre eux n'ont pas de plomb total dans leur composition (< LQ). Pour les 9 autres, les concentrations en plomb total vont de 143 à 776 mg/g ; celles en

plomb acido-soluble, de 24 à 156 mg/g. Ces 9 cosmétiques ont été décrits comme provenant principalement du Maghreb ou d'Égypte.

- La fraction acido-soluble mesurée dans les échantillons de cosmétiques a une médiane de 4 % et une moyenne arithmétique de 7 %.

De façon générale, concernant la fraction acido-soluble en plomb, celle-ci ne semble pas être fonction de la quantité de plomb présent, hormis pour les sols meubles extérieurs où elle semble plus élevée lorsque la concentration en plomb total est élevée. La fraction en plomb acido-soluble moyenne est plus élevée que la proportion jusqu'alors considérée dans les poussières intérieures, les sols meubles extérieurs, les sols durs extérieurs et les peintures intérieures.

L'exploitation des données de Plomb-Habitat se poursuit et se termine en 2013 pour identifier les déterminants de la contamination des poussières domestiques et ceux des plombémies modérées, et examiner dans quelle mesure le CREP est prédictif de la contamination en plomb d'un logement.

Tableau 6 : Concentration en plomb dans l'eau du robinet (µg/l), France, 2008-2009

	Estimation	Intervalle de confiance à 95 %
n	472	-
N	3 461 328	-
5è percentile	< 1	-
25è percentile	< 1	-
Médiane	< 1	-
75è percentile	1,1	< 1-1,6
95è percentile	5,4	3,9-9,5
Moyenne arithmétique	1,8	1,4-2,2
Moyenne géométrique	< 1	-

Tableau 7 : Concentrations en plomb dans les poussières au sol, hors parties communes (µg/m²), France, 2008-2009

	Chambre de l'enfant		Moyenne des pièces		Maximum	
	Estimation	$IC_{95\ \%}$	Estimation	$IC_{95\ \%}$	Estimation	$IC_{95\ \%}$
Plomb total						
n	455		471		471	
N	3 382 376		3 453 789		3 453 789	
5e percentile	< 2	-	< 2	-	3	< 2-3
25e percentile	3	2-4	3,7	3-5,2	6	5-8
Médiane	6	4-8	9	7-10	14	11-18
75e percentile	12	10-14	17	14-22	29	22-42
95e percentile	42	23-71	63	52-87	114	105-205
Moy. arithmétique	12	9,4-15	19	15-23	36	27-45
Moy. géométrique	5,8	5-6,8	8,8	7,5-10	14	12-17
Plomb acido-soluble						
n	460		471		471	
N	3 404 997		3 449 152		3 449 152	
5e percentile	1	< 1-1	1,4	< 1-1,8	2	1-2
25e percentile	2	2-3	3	2,4-3,5	4	4-5
Médiane	4	4-6	7	5,7-8,3	12	8-14
75e percentile	10	8-11	14	12-17	23	17-34
95e percentile	39	19-66	41	34-59	77	62-132
Moy. arithmétique	9,3	7,5-11	14	11-16	25	20-31
Moy. géométrique	4,8	4-5,8	6,9	5,9-8,2	11	9,1-13

$IC_{95\ \%}$: intervalle de confiance à 95 %

Tableau 8 : Concentrations en plomb dans les aires de jeux extérieures, France, 2008-2009

	Sol meuble (mg/kg)		Sol dur (µg/m²)	
	Estimation	$IC_{95\ \%}$	Estimation	$IC_{95\ \%}$
Plomb total				
n	315		53	
N	2 518 808		325 646	
5e percentile	9,8	4,2-12	8,7	7,2-11
25e percentile	17	15-19	17	11-24
Médiane	27	22-39	32	19-91
75e percentile	60	43-93	99	39-373
95e percentile	254	117-2 175	393	187-3 225
Moy. arithmétique	74	38-109	96	48-144
Moy. géométrique	34	27-43	44	28-70
Plomb acido-soluble				
n	315		53	
N	2 518 808		325 646	
5e percentile	4,8	1,7-6,7	7,6	5,5-9
25e percentile	10	8,1-12	12	9-21
Médiane	17	15-26	21	18-87
75e percentile	42	30-66	94	29-370
95e percentile	243	98-2 029	352	141-3 172
Moy. arithmétique	58	26-90	79	43-114
Moy. géométrique	22	17-28	37	24-57

$IC_{95\ \%}$: intervalle de confiance à 95 %

Annexe 4 : Saisine de l'ANSES : Exposition au plomb : effets sur la santé pour des plombémies inférieures à 100 µg/l

MINISTERE DU TRAVAIL, DE L'EMPLOI ET DE LA SANTÉ

Direction générale de la santé

MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DES TRANSPORTS ET DU LOGEMENT

Direction générale de la prévention des risques

Paris le

Le Directeur général de la santé

Le Directeur général de la prévention des risques

à

Monsieur le Directeur général
de l'Agence nationale de sécurité sanitaire
de l'alimentation, de l'environnement et du travail
27-31 avenue du Général Leclerc
94701 Maisons-Alfort cedex

Affaire suivie par :
Clotilde Almeras (DGS) - Tél. : 01 40 56 46 52 - clotilde.almeras@sante.gouv.fr
Aurélie Vieillefosse (DGPR) - Tél. : 01 40 81 86 68 - aurelie.vieillefosse@developpement-durable.gouv.fr

Objet : Expositions au plomb – effets en dessous de100 µg/l.

La politique de lutte contre les imprégnations saturnines comprend aujourd'hui deux grands volets :
- un dispositif de lutte contre le saturnisme infantile (plombémies ≥ 100 µg/l), fondé sur la déclaration obligatoire de cette pathologie, et sur le déclenchement de procédures réglementaires d'urgence lorsqu'un cas de saturnisme infantile est signalé ou avéré ;
- des mesures visant la population générale, notamment l'abaissement progressif de la concentration limite en plomb dans l'eau du robinet, et la mise en place du Constat des risques d'exposition au plomb (CREP) destiné à informer les futurs locataires et les futurs propriétaires de la présence de plomb dans le logement qu'ils s'apprêtent à louer ou acquérir.

L'évolution de la prévalence du saturnisme infantile et la mise à disposition de nouvelles données scientifiques récentes suggérant un effet du plomb en dessous d'une plombémie de 100 µg/l, conduisent les ministères en charge de la santé et de l'écologie à s'interroger sur les objectifs et l'organisation du dispositif de lutte contre les imprégnations saturnines.

Plusieurs études ont en effet évoqué des relations inverses entre la plombémie et le quotient intellectuel (QI), notamment pour des concentrations sanguines en plomb inférieures au seuil réglementaire de 100 µg/l (plombémies modérées).
Par ailleurs, le rapport d'évaluation sur le plomb publié en avril 2010 « *Lead in Food* » par l'EFSA recommande une dose critique de type « *Benchmark Dose* 1 % [i] » à 12 µg/l pour les effets neurotoxiques chez les jeunes enfants, correspondant à la perte d'un point de QI.
Ces données interrogent la pertinence d'une action du gouvernement visant à réduire les plombémies en dessous du seuil actuel de plombémies de 100 µg/l dans la population générale, à l'exclusion du milieu de travail.

[i] Dose qui provoque une augmentation de 1 % de l'incidence de l'effet considéré, obtenue par modélisation statistique de la relation dose-réponse à partir de données expérimentales ou épidémiologiques ; il s'agit généralement de la borne inférieure de l'intervalle de confiance (à 95 %) de cette dose estimée.

Au vu de ce contexte, vous voudrez bien émettre un avis sur les questions suivantes :

- Les études suggérant des effets néfastes pour des plombémies inférieures à 100 µg/l constituent-elles une base scientifique suffisamment robuste pour justifier l'engagement d'actions spécifiques de gestion ?

- Ces questions ont-elles été soulevées dans les autres pays de l'Union européenne? Quelles mesures et actions techniques ont le cas échéant été engagées pour abaisser le niveau des plombémies inférieures à 100µg/l ?

- Une ou des doses critiques peuvent-elles être définies pour asseoir la gestion des plombémies modérées et ce, pour quelle population et quel effet ? La population des travailleurs exposés au plomb ne sera pas étudiée.

Nous vous remercions de répondre à ces questions en deux temps. Dans un premier temps, la première et la deuxième question pourront être traitées en 2011, puis la dernière question pourra être étudiée au cours du premier semestre 2012.

Le Directeur général de la santé — Le Directeur général de la prévention des risques

Jean-Yves GRALL — Laurent MICHEL

Copie : Direction générale du travail (DGT), Direction générale de l'alimentation (DGAL), Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (DGCCRF).

Annexe 5 : Saisine du HCSP en date du 15 octobre 2012 - Expositions au plomb – détermination de nouveaux objectifs de gestion

Direction générale de la santé
Sous-direction de la prévention des risques liés
à l'environnement et à l'alimentation
Bureau environnement intérieur, milieux de travail
et accidents de la vie courante
Paris, le
DGS/EA2 n°

Le Directeur général de la santé
à
Monsieur le Président du Haut conseil
de la santé publique

Objet : Expositions au plomb – détermination de nouveaux objectifs de gestion

PJ :

- Annexe 1 : éléments de contexte
- Saisine de l'ANSES « 2011-SA-0219 » du 28 juillet 2011
- Rapport intermédiaire d'expertise collective de l'ANSES *Expositions au plomb – Effets sur la santé pour des plombémies inférieures à 100 µg/l*, février 2012

La politique de lutte contre les imprégnations saturnines comprend aujourd'hui deux grands volets :

- un dispositif de lutte contre le saturnisme infantile, fondé d'une part, sur la politique nationale de lutte contre l'habitat indigne et d'autre part, sur le repérage d'enfants à forte imprégnation, avec déclaration obligatoire des plombémies supérieures ou égales à 100 µg/l puis déclenchement de procédures réglementaires d'urgence ;
- des mesures visant à diminuer l'exposition de la population générale, notamment l'abaissement progressif de la concentration limite en plomb dans l'eau du robinet, et la mise en place du Constat des risques d'exposition au plomb (CREP) destiné à informer les futurs locataires et les futurs propriétaires de la présence de plomb dans le logement qu'ils s'apprêtent à louer ou acquérir.

La prévalence du saturnisme infantile a largement diminué durant les 15 dernières années. La première enquête nationale de prévalence du saturnisme infantile en France, réalisée par l'Inserm en 1995-1996, estimait la prévalence de plombémies supérieures ou égales à 100 µg/l à 2.1 % (IC95 % [1,6-2,6]) dans la classe d'âge de un à six ans (soit 84 000 enfants). La nouvelle enquête nationale réalisée par l'InVS (InVS) en 2008-2009 a estimé cette prévalence à 0,1 % (IC95 % [0,02 ; 0,21]), soit 5 333 enfants. La moyenne géométrique des plombémies infantiles est passée de 36 µg/l à 15,1 µg/l (IC95 % [14,7-15,5]) entre les deux enquêtes.

Par ailleurs, l'activité de repérage individuel des fortes imprégnations diminue. Le nombre d'enfants bénéficiant pour la première fois d'un test de plombémie, qui était annuellement d'environ 3 000 dans les années 1995-2000 a augmenté les années suivantes jusqu'à un maximum de 10 000 en 2004 et diminue depuis (6 000 en 2009). L'InVS a enregistré au fil des ans une diminution régulière du taux d'enfants ayant une plombémie supérieure ou égale à 100 µg/l parmi les enfants testés : 24 % en 1995 et 3,4 % en 2009. Cette diminution du rendement du dépistage dissuade de plus en plus les médecins de rechercher les facteurs de risque d'exposition au plomb et de prescrire le dosage de la plombémie, ce qui ne peut qu'être accentué par la publication des résultats de l'enquête nationale de prévalence et qui pourraient conduire à l'avenir à une aggravation des sous-déclarations des cas de saturnisme.

Or, plusieurs études suggéreraient des effets néfastes du plomb pour des plombémies inférieures à 100 µg/l. L'Allemagne et les États-Unis notamment ont récemment remis en cause le seuil de plombémie d'intervention initialement fixé à 100 µg/l en proposant de nouvelles valeurs de référence de plombémies (voir Annexe 1, éléments de contexte).
Dans ce contexte, la Direction générale de la santé (DGS) et la Direction générale de la prévention des risques (DGPR) ont interrogé l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) en juillet 2011 sur les effets sanitaires associées à des plombémies inférieures à 100 µg/l (voir saisine en PJ).
Le rapport intermédiaire d'expertise collective de l'ANSES de février 2012 (en PJ) confirme que les données scientifiques récentes sont suffisantes pour conclure aux effets néfastes du plomb pour des plombémies inférieures à 100 µg/l.
L'évolution des données de prévalence du saturnisme infantile et la confirmation des effets sanitaires du plomb à des plombémies inférieures à 100 µg/l conduisent le ministère de la Santé à se réinterroger sur les objectifs et l'organisation du dispositif de lutte contre les imprégnations saturnines.

Au vu de ce contexte, je souhaite que vous me fassiez part de votre avis sur les questions suivantes :

1- Faut-il réviser le seuil de plombémie qui déclenche la déclaration obligatoire et la procédure de soustraction immédiate des enfants à l'exposition au plomb, fixé aujourd'hui à 100 µg/l ?

2- En cas de révision du seuil, faut-il relancer les actions de repérage individuel des enfants susceptibles d'avoir des plombémies élevées ? Quelles expositions faut-il cibler dans ce repérage ?

3- Dans les populations surexposées au plomb (sols pollués...), les mesures de gestion visant à diminuer cette exposition doivent-elles être déclenchées sur la base de dosages de plombémie systématiques, de dosages de plombémie aléatoires, ou uniquement sur les seules données environnementales d'exposition ?

Si le dosage de la plombémie est retenu, quelle valeur est applicable à ces populations, en distinguant les sous-populations les plus sensibles (les femmes enceintes ou en âge de procréer, les enfants) ?

Si les données d'exposition environnementales sont retenues, quelle valeur faut-il retenir pour déclencher les mesures de gestion ?

4- Faut-il fixer un objectif de diminution de la plombémie pour les enfants et la population générale ? Dans l'affirmative, la prévalence du saturnisme ayant diminué significativement entre 1996 et 2008, quelle devrait être la cible à atteindre pour la période 2013-2017 vis-à-vis du seuil actuel ou du seuil révisé ?

Mes services se tiennent à votre disposition pour vous apporter tout élément utile à la réalisation de votre expertise. Une réponse de votre part avant septembre 2013 m'agréerait.

Annexe 1 : Éléments de contexte

En Allemagne, la commission nationale de biosurveillance de l'agence de l'environnement fédérale allemande a considéré dans son avis de 2010 qu'en raison des données récentes montrant des effets sanitaires à des plombémies inférieures à 100 µg/l, aucun seuil ne peut être désormais établi et elle exclut les seuils précédemment définis[1]. La commission a établi des valeurs de référence considérées non comme des valeurs associées à une absence d'effets mais comme des concentrations au dessus desquelles une intervention est nécessaire. Elle propose une nouvelle valeur de référence de 35 µg/l pour les enfants, de 70 µg/l pour les femmes et de 90 µg/l pour les hommes.

Aux États-Unis, en janvier 2012, le groupe d'experts du comité relatif à la prévention de l'imprégnation saturnine chez les enfants (*Advisory committee on childhood lead poisoning prevention* (ACCLPP)) des CDCs a remis en cause le seuil de plombémie de 100 µg/l[2]. Initialement défini comme un niveau déclenchant une action au niveau collectif, ce seuil a généralement été utilisé comme un seuil de toxicité individuel. Suivant un raisonnement similaire à la commission nationale de biosurveillance allemande, l'ACCLPP conclut que le plomb est un toxique sans seuil et en conséquence, que l'utilisation du terme « *blood level of concern* » n'est plus adapté et recommande de le remplacer par « valeur de référence ». L'ACCLPP propose de retenir comme valeur de référence, le *97.5 th* percentile de la plombémie des enfants entre un et cinq ans obtenu sur les deux plus récents cycles de NHANES[i] et recommande de réviser cette valeur tous les quatre ans. Cette valeur est évaluée à 50 µg/l en 2012.

La DGS et l'InVS ont mis en place en 2010 un groupe de travail afin de préciser les nouvelles orientations de prévention d'évaluation et de gestion des risques des populations exposées dans le cas particulier de sites et sols pollués par le plomb. Le groupe de travail a très vite été confronté à un certain nombre d'interrogations relatives d'une part, aux effets sanitaires du plomb pour des plombémies inférieures à 100 µg/l et d'autre part, à la pertinence d'abaisser le seuil de plombémie associée à la déclaration obligatoire du saturnisme fixée à 100 µg/l. Les travaux du groupe sont en cours de finalisation et devraient être disponibles pour le lancement du groupe de travail du HCSP.

Références bibliographiques :

[1] Wilhelm Michael , Heinzow Birger, Angerer Jürgen, Schulz Christine, "Reassessment of critical lead effects by the German Human Biomonitoring Commission results in suspension of the human biomonitoring values (HBM I and HBM II) for lead in blood of children and adults", *International Journal of Hygiene and Environmental Health,* 2010;213(4):265-269.

[2] Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention, *Low Level Lead Exposure Harms Children: A Renewed Call for Primary Prevention,* Atlanta, Centers for Disease Control and Prevention, 2012, 65 p.
http://www.cdc.gov/nceh/lead/ACCLPP/Final_Document_010412.pdf

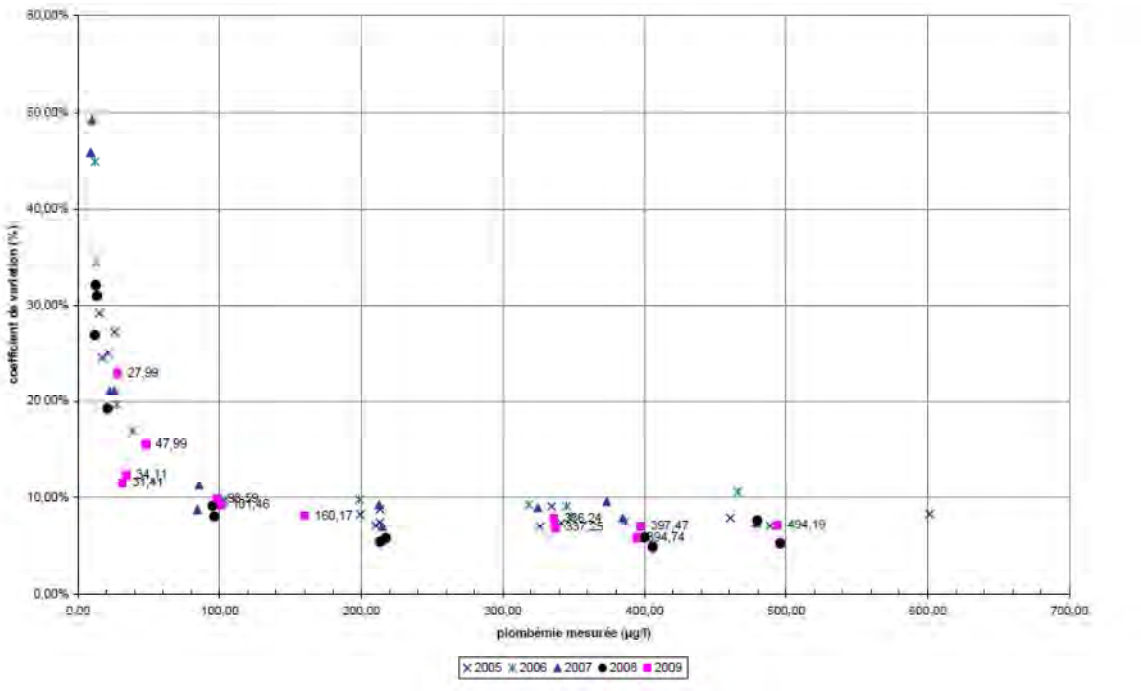
[i] NHANES : National Health and Nutrition Examination Survey

Annexe 6 : Capacités analytiques des laboratoires

Le guide *Investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant,* publié en 2006, avait analysé les résultats du contrôle national de qualité réalisés par l'AFSSAPS entre 2000 et 2003 ainsi qu'une étude réalisée par la Société française de toxicologie analytique (SFTA) (groupe de travail « Toxiques industriels ») [1] [2]. Cette analyse avait permis d'estimer que lorsque la méthode de mesure utilisée était la spectrophotométrie par absorption atomique en mode électrothermique (SAA-ET), l'incertitude de la plombémie[i], définie comme l'intervalle de confiance à 95 %, serait de l'ordre de 20 % autour de 100 µg/l soit, en valeur absolue environ ± 20 µg/l.

L'analyse des résultats de contrôle de qualité de l'AFSSAPS pour l'année 2009 [3] confirme ces données. Douze échantillons de sang ont été analysés par une cinquantaine de laboratoires (selon les échantillons analysés, 51 à 54 laboratoires sont concernés). Le coefficient de variation (CV)[ii] inter-laboratoire, permettant d'estimer la variabilité des mesures entre les laboratoires, a été déterminé pour chaque mesure. Sur une gamme de concentrations de 27,99 à 494,19 µg/l, les coefficients de variation s'échelonnent entre 5,8 à 22,9 %. La figure suivante représente les coefficients de variation en fonction de la plombémie mesurée de 2005 à 2009.

Figure 2 : coefficients de variation en fonction de la plombémie mesurée de 2005 à 2009 [3]



Les résultats obtenus en 2009 sont comparables aux résultats obtenus entre 2005 et 2008 ainsi que ceux obtenus en 2000 et 2003 [1] : le coefficient de variation inter-laboratoire augmente fortement pour des plombémies inférieures à 50 µg/l et est de l'ordre de 10 % pour des plombémies proches de 100 µg/l.

[i] Dans cette analyse, l'incertitude de la mesure a été considérée égale à ± 2 fois le coefficient de variation.

[ii] Le coefficient de variation est le rapport entre l'écart type et la moyenne des valeurs rendues par les laboratoires à chaque opération de contrôle, après élimination des valeurs aberrantes.

À la demande de l'InVS, une étude a été réalisée en 2006 par le groupe de travail « Risques toxicologiques » de la SFTA afin de proposer une méthode consensuelle de détermination de la limite de quantification de la plombémie [4]. Dans cette étude qui a porté sur 12 laboratoires équipés en SAA-ET (12 laboratoires) et spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif (ICP-MS) (4 laboratoires sur les 12 inclus dans l'étude), des échantillons sanguins de concentration en plomb de l'ordre de 50, 20, 10 et 5 µg/l ont été analysés. En SAA-ET, les coefficients de variation interlaboratoire étaient respectivement de l'ordre de 13 % pour les échantillons de plombémie autour de 50 et 20 µg/l et supérieures à 20 % pour les plombémies de l'ordre de 10 µg/l (CV environ 22 %) et 5 µg/l (CV environ 44 %). Par contre, les résultats en ICP-MS sont plus performants : les CV sont de l'ordre ou inférieurs à 10 % pour l'ensemble des 4 concentrations.

Les derniers résultats des contrôles de l'AFSSAPS mettent également en évidence que :

- la spectrométrie d'absorption atomique en mode électrothermique (SAA-ET) reste la méthode analytique la plus largement utilisée : environ 75 % des laboratoires étudiés en sont équipés. Cependant, 22 % des laboratoires utilisent un spectromètre de masse couplé avec une torche à plasma (ICP-MS). On constate également que l'effectif des utilisateurs ICP-MS est stable à 12-13 utilisateurs après une augmentation régulière (3 utilisateurs en 2003, 4 en 2004, 5 en 2005, 8 en 2006, 11 en 2007 et 12 utilisateurs en 2008 [3] [5] [6] [7] [8]) ;
- les coefficients de variation, donc l'incertitude de la mesure (intervalle de confiance à 95 %), diffèrent selon la méthode analytique utilisée. Les différences entre les incertitudes de mesure obtenues en ICP-MS et en SAA-ET sont d'autant plus importantes que les concentrations mesurées sont faibles (inférieures à 50 µg/l). Le tableau suivant montre les différences observées entre les mesures obtenues en SAA-ET et celles réalisées en ICP-MS. Lorsque l'analyse est effectuée en SAA-ET, le coefficient de variation varie entre 13 et 27 %, alors qu'il reste inférieur à 10 % quand la mesure est réalisée en ICP-MS, comme cela est mis en évidence dans l'étude citée plus haut de la SFTA.

Tableau 9 : coefficient de variation selon la méthode analytique utilisée pour la mesure de la plombémie [3]

Méthodes d'analyse			
SAA-ET		ICP-MS	
Moyennes des plombémies mesurées (µg/l)	CV interlaboratoires (%)	Moyennes des plombémies mesurées (µg/l)	CV interlaboratoires (%)
27,4	26,3	27,7	7,3
30,6	14,6	32,4	4,9
48,2	16,3	45,1	8,3
34,1	13,8	34,2	7,1

D'après les récents résultats de l'AFSSAPS et les études de la SFTA, l'incertitude de la mesure (IC à 95 %), estimée à ± 2 fois le coefficient de variation, serait donc :

- en SAA-ET, de l'ordre de 30 % pour des concentrations comprises entre 20 et 50 µg/l et de l'ordre de 45 % pour des concentrations inférieures à 20 µg/l ;
- en ICP-MS, inférieure ou de l'ordre de 20 % quelque soit la gamme de concentration.

Les données du tableau 9 montrent également que pour un même échantillon sanguin, les deux méthodes analytiques, ICP-MS et SAA-ET, permettent de mesurer des concentrations moyennes très proches et ce, pour des concentrations inférieures à 50 µg/l.

D'après l'étude multicentrique sur la limite de quantification pour le dosage du plomb sanguin réalisée par la SFTA [4], la limite de quantification en SAA-ET est de l'ordre de 15 µg/l pour 11 laboratoires et atteint même 10 µg/l pour 8 méthodes.

En ICP-MS, la limite de quantification pour tous les laboratoires participants est très inférieure à 5 µg/l.

Conclusion

Les analyses réalisées en ICP-MS sont performantes notamment pour des plombémies modérées très inférieures à 100 µg/l, qui correspondent aux niveaux de plombémie fréquemment rencontrées en population générale. Le recours à cette méthode d'analyse est aujourd'hui indispensable pour les études de plombémies collectives comme les études d'imprégnation.

Une proportion de plus en plus importante de laboratoires, environ ¼ des laboratoires contrôlés par l'AFSSAPS en 2009, sont équipés en ICP-MS et peuvent mesurer des plombémies inférieures à 50 µg/l avec une incertitude en valeur absolue de l'ordre de ± 10 µg/l.

La spectrométrie d'absorption atomique en mode électrothermique (SAA-ET) demeure une technique d'analyse performante pour des plombémies de l'ordre ou supérieure à 100 µg/l. Pour des concentrations plus basses, la SAA-ET permet de déterminer une valeur de plombémie similaire à celle mesurée en ICP-MS mais les incertitudes de mesure restent beaucoup plus élevées. La limite de quantification obtenue avec cette méthode d'analyse est suffisante pour mesurer des plombémies élevées mais se heurte, en population générale, à la baisse récente des plombémies en France, où la plombémie médiane (25 µg/l chez l'adulte et 14,8 µg/l chez les enfants de un à six ans) est inférieure à ce seuil analytique.

Il convient ainsi de choisir avec vigilance la méthode analytique à utiliser en fonction des niveaux de concentrations attendus (ce qui est faisable dans le cadre d'un dépistage collectif organisé), ou tout du moins de porter un regard attentif à la technique analytique utilisée quand la plombémie rendue est inférieure à 50 µg/l.

Références bibliographiques :

[1] InVS, *Guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant*, InVS, 2006.

[2] Labat L., Olichon D., Poupon J., Bost M., Haufroid V., Moesch C., Nicolas A., Furet Y., Goullé J.P., Guillard O., Le Bouil A., Pineau A., « Variabilité de la mesure de la plombémie pour de faibles concentrations proches du seuil de 100 g/L : étude multicentrique », *Annales de toxicologie analytique*, volume 18, n° 4, 2006, p. 297-304.

[3] AFSSAPS, *Annales du Contrôle National de Qualité des Analyses de Biologie Médicale, Plombémie*, 2009, 11 p.
http://ansm.sante.fr/var/ansm_site/storage/original/application/69b8129a407378d1be7fa39019a667d2.pdf

[4] Olichon D., Labat L., Poupon J., Bost M., Haufroid V., Moesch C., Nicolas A., Furet Y., Goullé J.P., Guillard O., Le Bouil A., Pineau A., « Approche analytique de la limite de quantification pour le dosage

du plomb sanguin : étude multicentrique », *Annales de toxicologie analytique*, vol. 19, n° 1, 2007, p. 31-36.

[5] AFSSAPS, *Annales du Contrôle National de Qualité des Analyses de Biologie Médicale, Plombémie*, 2008, 12 p.
http://ansm.sante.fr/var/ansm_site/storage/original/application/bdcd62a80246e2ab35fdd63f332978d7.pdf

[6] AFSSAPS, *Annales du Contrôle National de Qualité des Analyses de Biologie Médicale, Plombémie*, 2007.
http://ansm.sante.fr/var/ansm_site/storage/original/application/5743d18a81f19bb3162d5bab8de30f87.pdf

[7] AFSSAPS, *Annales du Contrôle National de Qualité des Analyses de Biologie Médicale, Plombémie*, 2006, 11 p.
http://ansm.sante.fr/var/ansm_site/storage/original/application/13e5de0018d82a48e233802ed5286a9c.pdf

[8] AFSSAPS, *Annales du Contrôle National de Qualité des Analyses de Biologie Médicale, Plombémie*, 2003, 8 p.
http://ansm.sante.fr/var/ansm_site/storage/original/application/0306a527dee9658c36ba79c991b6cb06.pdf

Annexe 7 : La base de données BAPPET

La base de données BAPPET [1] est une base de données dont l'objectif est de regrouper sur un support unique des informations documentaires relatives à la contamination des plantes potagères par les éléments traces métalliques dont le plomb dans différents contextes de pollution. Les données sont extraites de plusieurs sources documentaires : des articles scientifiques publiés dans des revues à comité de lecture, des rapports expérimentaux d'organismes de recherches et de chambres d'agriculture, de diagnostics environnementaux liés notamment aux sites industriels en activité ou non.

Les données accessibles en date de rédaction du présent rapport, proviennent majoritairement d'articles scientifiques mais la base est en cours de mise à jour et intégrera dans sa nouvelle version de nombreuses données de sites français avec des pollutions au plomb. Cette base de données n'est pas présentée ici dans le détail, le lecteur se référera à sa notice d'utilisation pour plus de détails, seuls les paramètres intégrés à cette base sont rappelés ci-après.

Outre les concentrations en éléments traces métalliques (ETM), (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Tl, Zn), des plantes, couplées avec les concentrations en ETM du ou des milieu(x) (sol, eau de surface, eau souterraine, air total, phase particulaire de l'air), et dans certains cas, des facteurs de bio-concentration trouvés dans la documentation (en effet, le parti pris des auteurs a été de fournir des données brutes non transformées et sans aucun traitement statistique), les autres paramètres concernent :

- paramètres liés à la plante :
  - type de plante (légume feuille, légume tige, légume racine, légume tubercule, légume bulbe, légume sec, légume fleur, légume fruit, fruit, fines herbes),
  - espèce végétale et variété,
  - stade de récolte (maturité…),
  - organe analysé,
  - lavage,
  - pelage,
  - expression en matière sèche ou matière fraîche des teneurs en ETM des plantes ;
- paramètres liés au contexte environnemental :
  - contexte environnemental (industriel, rural, urbain, artificiel),
  - origine de la pollution (industrielle, agricole, urbaine, artificielle, naturelle),
  - type expérimental (extérieur (champ agricole, potager, *container*), intérieur),
  - pays ;
- paramètres liés au sol :
  - mode d'extraction des ETM (extraction totale, semi-totale, partielle),
  - type de sol,
  - texture (teneurs en argile, en sable, en limon),
  - teneur en matière organique,
  - pH (<6,5 ; entre 6,5 et 7,8 ; > 7,8).

Références bibliographiques :

[1] ADEME, INERIS, ISA, INPT - ENSAT, Cnam - IHIE Ouest, *BAPPET. Base de données sur les teneurs en éléments traces métalliques de plantes potagères*, 2007.
www.developpement-durable.gouv.fr/BAPPET-BAse-de-donnees-sur-les.html

Annexe 8 : Données de la littérature de bioaccessibilité pour le plomb dans les sols et les poussières

Données de bioaccessibilité dans les sols

Le tableau suivant (extrait de InVS/INERIS, 2012 [1]) reprend quelques résultats de bioaccessibilité dans les sols :

Tableau 10 : valeurs de bioaccessibilité du plomb dans les terres en *fondtop*, de tests et d'historiques différents de contamination

Historique de contamination	Nombre d'échantillons considérés	Phase considérée et bioaccessibilité correspondante (en % de la concentration totale)
Sols miniers	5	Gastrique : 55-80
	19	Gastrique : 4,5-80,4
	10	Gastrique : 3,9-70,4 Gastro-intestinale : 1,9-49,8
	5	Gastrique : 48-75 Gastro-intestinale : 5-27
Sols miniers fortement carbonés	4	Gastrique : 15-56 Gastro-intestinale : 5-25
Déchets miniers	5 5	Gastrique : 20-90 Gastrique : 15-80
Déchets terres céramique	13	Gastro-intestinale : 0,3-73
Jardins, sédiments, sols miniers, terres agricoles	15	Gastro-intestinale : 2-21

Plus particulièrement, le rapport de Caboche [2] détaille notamment pour le plomb des résultats de bioaccessibilité absolue du plomb, dans la phase gastrique. La gamme de bioaccessibilité du plomb entre les différents sols miniers est plus variable que la gamme de bioaccessibilité du plomb pour les différents sols de la fonderie. Pour les sols échantillonnés sur les sites miniers, la bioaccessibilité gastrique absolue varie entre 10 % et 70 %. Elle varie entre 40 % et 82 % pour ceux contaminés par les dépôts atmosphériques de la fonderie. La valeur moyenne de bioaccessibilité est significativement plus faible pour les sols miniers (37 %, n = 9) par rapport à celle obtenue pour les sols échantillonnés à proximité de la fonderie (65 %, n = 6) (Test *U*, α = 5 %).

Concernant la bioaccessibilité intestinale absolue du plomb, pour les sols échantillonnés sur les sites miniers, la bioaccessibilité intestinale absolue varie de 6 % à 49 % et de 22 % à 59 % pour les sols échantillonnés sur le site contaminé par les dépôts atmosphériques de la fonderie. Comme pour la phase gastrique, une valeur moyenne de bioaccessibilité intestinale significativement plus faible est obtenue pour les sols miniers par rapport aux sols de fonderie (22 % et 42 %, respectivement) (Test *U*, α = 5 %). En termes de bioaccessibilité relative du plomb, les résultats pour la phase gastrique sont identiques à ceux

obtenus pour la bioaccessibilité absolue ($p > 0,05$). Par contre, pour la phase intestinale, les valeurs de bioaccessibilité relative sont significativement supérieures aux valeurs de bioaccessibilité intestinale absolue ($p < 0,05$). Pour les sols échantillonnés sur les sites miniers, la bioaccessibilité intestinale relative varie de 9 % à 75 % et de 34 % à 90 %, pour les sols échantillonnés sur le site contaminé par les dépôts atmosphériques de la fonderie.

Plusieurs publications relatent également des paramètres environnementaux modifiant la bioaccessibilité. Notamment, l'étude de Denys [3] conclut, pour le plomb, que la bioaccessibilité est significativement différente en fonction des différentes phases minéralogiques des sols ; c'est notamment le cas en présence de sulfures. En présence d'une teneur élevée en carbonates, la bioaccessibilité du plomb dans des sols peut être faible (inférieure à 20 % de la concentration totale en plomb) ; elle n'est pas corrélée à la teneur en cérusite (carbonate de plomb dont la bioaccessibilité est élevée). Ainsi, cette étude montre que la cérusite n'est pas le seul minéral du sol qui soit hautement bioaccessible, et que d'autres phases minérales peuvent avoir une contribution significative à la bioaccessibilité du plomb dans un échantillon de terre. Ceci est dû à la grande dissolution de toute forme minérale de plomb à pH très faible, en phase gastrique. Pour des terres contaminées par retombées atmosphériques en provenance de rejets canalisés ou diffus, la bioaccessibilité du plomb est comprise entre 53 % et 80 %, tandis que, pour l'arsenic, elle est comprise entre 10,6 et 52 %. Pour des terres contaminées par des activités minières, les valeurs de bioaccessibilité du plomb varient entre 13,2 et 34,5 %, tandis que pour l'arsenic les valeurs varient entre 2,7 et 8 % de la concentration totale. Ainsi, outre le mode de contamination, les variations observées de bioaccessibilité peuvent s'expliquer par la spéciation de l'élément avec les différentes phases minérales du sol.

Le rapport de Caboche [2] donne également un tableau regroupant des valeurs de biodisponibilité relative du plomb dans les 16 sols pour chaque compartiment cible. Ce dernier montre une large gamme de valeurs de biodisponibilité relative dans les sols. En effet, en se fondant sur les sols dont la biodisponibilité relative a pu être calculée, celle-ci varie de 6 % à 76 %, de 8 % à 82 %, de 6 % à 77 % et de 10 à 82 % d'après les estimations réalisées sur le rein, l'urine, l'os et le foie, respectivement. Pour un même sol, les valeurs de biodisponibilité relative estimées au sein des quatre compartiments cibles sont très proches. De manière générale, pour l'ensemble des compartiments cibles et des sols, l'incertitude sur l'estimation de la biodisponibilité relative varie de 7 % à 20 %. Pour l'ensemble des sols utilisés, l'incertitude peut être considérée comme satisfaisante pour des données *in vivo*. À titre de comparaison, pour 19 sols étudiés par l'USEPA, la biodisponibilité du plomb variait de 1 à 105 % et l'incertitude sur les valeurs de biodisponibilité relative obtenues pour le rein variait de 10 % à 36 %. La biodisponibilité relative du plomb pour les sols échantillonnés sur les sites miniers (24 %) est significativement plus faible que la biodisponibilité relative obtenue pour les sols contaminés par les dépôts atmosphériques de l'ancienne fonderie (54 %) (Test U, $\alpha = 5$ %). Cependant, au sein d'un même site, la biodisponibilité relative peut être très différente d'un sol à l'autre : ainsi, pour le site minier, le plomb contenu dans le sol 16 présente une biodisponibilité relative 10 fois supérieure à celui contenu dans le sol 1.

Données de bioaccessibilité dans les poussières

Les mesures de bioaccessibilité sur les poussières sont nettement moins nombreuses que celles sur les terres. Ainsi, le rapport InVS/INERIS [1] relate notamment que ce faible nombre de données peut s'expliquer par les difficultés méthodologiques liées aux poussières : échantillonnage notamment, et adaptation des protocoles de mesure de la bioaccessibilité. Pour ce qui est de l'échantillonnage, il faut

en effet pouvoir récupérer les poussières de façon non destructrice et dans ce cas, la méthode des lingettes usuellement recommandée est à proscrire. Pour ce qui est du protocole de mesure de la bioaccessibilité, il est nécessaire que les masses de poussières récupérées soient compatibles avec les conditions exigées par le test.

Ces tests ont été mis en œuvre pour étudier des terres, matrice pour laquelle la question de la masse disponible pour la mise en œuvre du test n'est jamais problématique. Ainsi, si l'on veut appliquer le test unifié BARGE, il faut au minimum 0,6 g de matériau. Cette quantité, faible pour la terre est élevée pour un matériau tel que les poussières car il est difficile d'échantillonner des quantités atteignant cette masse. Dans ce cas, il est nécessaire d'adapter la méthode mise en œuvre. L'INERIS a récemment entrepris des études visant à adapter ces méthodes pour le plomb et l'arsenic.

Ce rapport cite pour le plomb, des valeurs de bioaccessibilité dans l'estomac dans la gamme de 11,6 % à 77,2 %, et pour la bioaccessibilité dans l'intestin (%) dans la gamme de 2 % à 32,1 %. En outre, ce rapport indique que la bioaccessibilité des métaux semble plus élevée dans les poussières intérieures des habitations que dans les terres des jardins attenants à ces habitations, mais aucune donnée n'est citée pour le plomb (seulement Cu, Ni, Zn), les différences ont notamment été attribuées à la teneur en carbone organique.

Ainsi, il apparaît nécessaire, même sur la base de ces seules données, que la prise en compte du milieu d'exposition « poussières intérieures » se fasse de manière spécifique et qu'il ne faille pas, *a priori*, extrapoler aux poussières les résultats de bioaccessibilité obtenus sur les terres. Mais les difficultés méthodologiques liées à la mise en œuvre du test de mesure de bioaccessibilité sur les poussières rendent, à ce jour, difficiles ces mesures.

Références bibliographiques :

[1] Dor F., Denys S, *Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants. État des connaissances et propositions*, Saint Maurice, InVS, 2012, 83 p.
www.invs.sante.fr/Publications-et-outils/Guides/Quantites-de-terre-et-poussieres-ingerees-par-un-enfant-de-moins-de-6-ans-et-bioaccessibilite-des-polluants

[2] Caboche Julien, *Validation d'un test de mesure de bioaccessibilité. Application à quatre éléments traces métalliques dans les sols : As, Cd, Pb et Sb*, Thèse du grade de docteur de l'INPL, Spécialité : Sciences Agronomiques ; Nancy, Institut national polytechnique de Lorraine, 2009, 249 p.

[3] Denys S., Caboche J., Tack K., Delalain P., "Bioaccessibility of lead in high carbonate soils," *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng.,* 2007 Jul 15;42(9):1331-1339.

Annexe 9 : Aller plus loin pour déterminer un environnement témoin

La détermination du fond géochimique :

Dans le cas où la distribution de concentrations de l'environnement témoin sélectionné ne se distingue pas graphiquement de celle des mesures de concentrations réalisées sur la zone impactée, plusieurs méthodes sont proposées dans la bibliographie pour distinguer les valeurs de concentrations anormales, c'est-à-dire celles qui sont influencées par les apports anthropiques. Ces méthodes sont souvent fondées sur l'hypothèse d'une distribution normale (ou de Gauss) ou log-normale qui rend compte le plus fréquemment de population de mesures réalisées dans le milieu naturel censé représenter un fond géochimique et quelques anomalies [1]. Pour cette approche, des règles statistiques simples basées sur des paramètres statistiques élémentaires sont utilisées. Des méthodes plus sophistiquées fondées sur l'analyse mathématique, ou graphiques de la distribution des populations peuvent être aussi employées dans le but d'améliorer la précision du résultat rendu.

Les principales sont :

- La méthode graphique par diagramme des fréquences ou probabilités cumulées : cette méthode proposée par Lepeltier [2], Bauer et Bor [3] [4], Bauer *et al*. [5], Matschullat *et al*. [1], permet, sur un diagramme représentant la distribution des fréquences cumulées en fonction des teneurs en élément, la recherche des points d'inflexion de la courbe et ainsi de distinguer les différentes distributions. Dans un diagramme log/log, la déviation par rapport à une distribution log-normale se marque par une courbure. Dans un diagramme log/statistique, la déviation par rapport à une distribution log-normale se marque par une divergence des points par rapport à une droite qui marque une distribution log-normale idéale [2].
- La méthode graphique par diagramme de Tukey ou Box Plot : cette méthode est fondée sur l'hypothèse selon laquelle les valeurs extrêmes aberrantes d'une distribution normale ou log-normale pour une population données se situent au-dessus soit d'un percentile élevé (comme par exemple le 97,5^{e} percentile), soit de la vibrisse (1,5 fois la distance interquartile), soit de la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % (moyenne + 2σ). Pour une population de mesures réalisées dans le milieu naturel censé représenter un fond géochimique, cette méthode permet ainsi de déterminer les valeurs de concentrations inhabituelles (anomalies) et donc potentiellement impactées par une source anthropique.
- L'analyse des modes qui permet d'éliminer divers modes parasites sur les populations pour conserver une population unimodale à partir de laquelle un intervalle de confiance de 95 %, calculé à partir de la moyenne + 2σ, correspond à la valeur de fond [6].
- Test des points aberrants au-delà de 4σ (applicable à une population de plus de 10 individus), avec élimination de ces derniers, puis calcul d'un intervalle de confiance de 95 %, calculé à partir de la moyenne + 2σ correspondant à la valeur de fond. Le test peut être réitéré plusieurs fois en fonction de la taille de la population et de la valeur de fond calculée. Un test identique peut être fait à partir de 2σ mais il est plus radical [7].
- Modélisation de fonction à partir de la valeur minimale jusqu'à la médiane (qui est par nature stable par rapport aux points aberrants et aux déviations). La population ainsi isolée représente, le plus probablement, le fond géochimique naturel. Pour faire cette modélisation de la distribution, chaque valeur de la population ainsi réduite est recalculée (symétrisée) par rapport à la médiane obtenue précédemment, en ajoutant la distance de l'individu par rapport

à la médiane pour créer un nouvel individu miroir symétrique. Pour cette nouvelle population, les principaux paramètres statistiques élémentaires sont calculés et la moyenne + 2σ est considérée comme le domaine de variation du fond géochimique ou anthropique [1].

- La méthode par l'utilisation d'éléments indicateurs (méthode de normalisation) : l'approche par normalisation est utilisée pour corriger les concentrations des substances étudiées de la variabilité spatiale inhérente au milieu, liée aux propriétés de ce milieu. Cette correction permet de déterminer un niveau de fond géochimique, spécifique d'un site, à partir de mesures effectuées sur des territoires présentant des caractéristiques de textures, des propriétés physico-chimiques et des compositions très différentes [8] [9]. Les paramètres décrivant les propriétés du milieu sont ainsi utilisés comme variables correctives des concentrations de l'élément étudié, c'est-à-dire comme facteurs de normalisation. Plusieurs méthodes de normalisations sont proposées dans la littérature en fonction du choix du facteur de normalisation sélectionné : la normalisation granulométrique et la normalisation géochimique. Pour cette dernière, des régressions linéaires établies entre les concentrations mesurées en plomb et des éléments peu mobiles non influencés par les activités anthropiques (Al, Zr, Hf…) permet de distinguer, au-delà d'un seuil défini (percentile 90 ou 95 ou 1,5 fois le percentile 75), les valeurs de concentrations probablement influencées par des apports anthropiques [3] [4] [5].
- La méthode par signature isotopique du plomb doit être considérée à part. Cette méthode est fondée sur le fait que les isotopes d'un élément présentent des quantités variables dans un même prélèvement selon la source de cet élément. Le plomb possède des caractéristiques uniques qui le rendent particulièrement bien adapté à la recherche de son origine. Il est composé de quatre isotopes stables : 204Pb, 206Pb, 207Pb et 208Pb. Le premier de ces isotopes (204Pb) n'est pas radiogénique, c'est-à-dire qu'il n'est pas issu de la désintégration d'un isotope radioactif. Son abondance est donc restée identique depuis la formation de la Terre. Les trois autres isotopes (206Pb, 207Pb et 208Pb) sont produits de façon continue au cours du temps par la désintégration d'isotopes radioactifs : 238U, 235U et 232Th. La signature isotopique d'un élément mesuré dans un prélèvement permet ainsi de caractériser la contribution relative des sources de cet élément en distinguant les sources naturelles des sources anthropiques, mais également des sources anthropiques entre elles. Pour cela, il est nécessaire de connaître les compositions isotopiques de l'élément selon les sources. Les isotopes du plomb présentent des quantités variables selon l'origine de la source du plomb contenue dans le minerai utilisé. Les rapports des concentrations des différents isotopes sont utilisés pour détecter les origines du plomb dans l'environnement, anthropiques (usages) et naturelles (sources).

Références bibliographiques :

[1] Matschullat J., Ottenstein R., Reimann C., "Geochemical background – can we calculate it?", *Environmental Geology*, 2000;39(9):990-1000.

[2] Lepeltier C., "Simplified statistical treatment of geochemical data by graphical representation", *Economic Geology*, 1969;64(5):538-550.

[3] Bauer I., Bor J., *Vertikale Bilanzierung von Schwermetallen in Böden - Kennzeichnung der Empfindlichkeit der Böden gegenüber Schwermetallen unter Berücksichtigung von lithogenem*

Grundgehalt, pedogener An- und Abreicherung sowie anthropogener Zusatzbelastung, Teil 2., Texte 56, Berlin, Umweltbundesamt, 1993.

[4] Bauer I., Bor J., “Lithogene, geogene und anthropogene Schwermetallgehalte von Lößböden an den Beispielen von Cu, Zn, Ni, Pb, Hg und Cd”, *Mainzer Geowiss*, 1995, Mitt 24 : 47–70.

[5] Bauer I., Sprenger M., Bor J., “Die Berechnung lithogener und geogener Schwermetallgehalte von Lößböden am Beispiel von Cu, Zn und Pb”, *Mainzer Geowiss*, 1992, Mitt 21 : 7–34.

[6] Graf U., Henning H.J., “Zum Ausreißerproblem”, *Mitteilungsbl Math Statistik*, 1952, 4 : 1-10.

[7] Erhardt W., Höpker K.A., Fischer I., “Verfahren zur Bewertung von immissionsbedingten Stoffanreicherungen in standardisierten Graskulturen. V : Auswertung und Darstellung von Meßergebnissen aus Bioindikationsverfahren”, *Z Umweltchem Ökotox*, 1998, 8 : 237–240.

[8] Hamon R. E., McLaughlin M. J., Gilkes R. J., Rate A. W., Zarcinas B., Robertson A., Cozens G., Radford N., L. Bettenay, “Geochemical indices allow estimation of heavy metal background concentrations in soils”, *Global Biogeochem Cycles*, 2004;18(1):1014.1-1014.6.

[9] Kersten M., Smedes F., “Normalization procedures for sediment contaminants in spatial and temporal trend monitoring”, *J. Environ. Monit.*, 2002 ;4(1) :109-115.

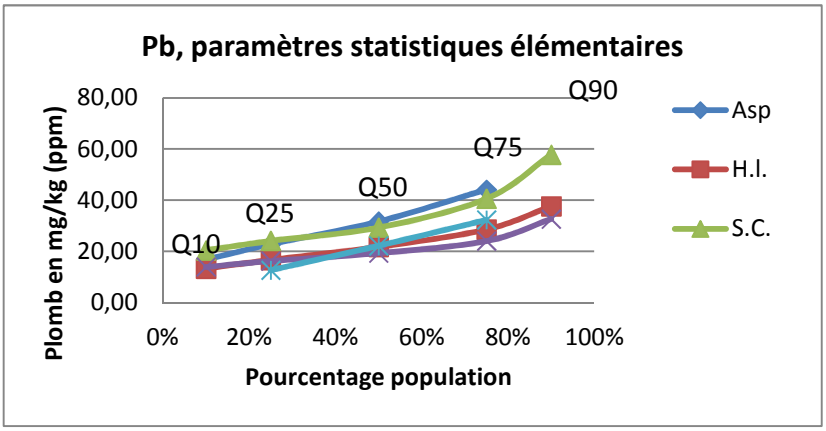
Baize D., « Éléments traces dans les sols. Fonds géochimiques, fonds pédogéochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles : définitions et utilités. », *Courrier de l’environnement de l’INRA*, n° 57, juillet 2009, p. 63-72.

Laperche V., Dictor M.C., Clozel-Leloup B., Baranger Ph., *Guide méthodologique du plomb, appliqué* à la gestion des sites et sols pollués, Paris, BRGM, 2004, 136 p., 40 ill.

Annexe 10 : Concentrations en plomb disponibles dans la littérature pour les sols

Actuellement, les données issues de la littérature francophone et européenne sont difficilement utilisables en l'état : tableaux statistiques divers, donnés sous la forme de paramètres statistiques élémentaires, médianes, percentiles, moyennes, extrémums. Un exemple de données extraites du portail de l'INRA et calculées à partir de la base géochimique européenne (le FOREGS) donne une idée de la variabilité de ces paramètres (figure 3 et tableau 11). La fourchette maximale de variabilité peut être estimée à 70 % (voir le Q90). Malgré cette variabilité, qui s'explique par de nombreux paramètres qui peuvent brouiller le signal final qu'est l'analyse (niveau d'échantillonnage, protocole de prélèvement, préparation, protocole analytique, biais lié à la technique analytique), il est raisonnable de prendre en considération ces données pour la démarche auxquelles elles sont destinées mais à titre indicatif. Notons que le même risque de variabilité existera lors de l'acquisition de nouvelles données et que le biais « analytique » existera même pour un protocole réglé par une norme. Il sera inhérent au savoir-faire des laboratoires impliqués.

Figure 3 : Plomb, paramètres statistiques élémentaires comparaison entre les différentes populations, données issus du portail web de l'Inra et de la base géochimique européenne (Abréviations voir tableau 11).



Ainsi les valeurs présentées dans le tableau suivant ne peuvent être utilisées qu'à titre indicatif. Les valeurs données par l'Inra sous la rubrique « Fortes anomalies naturelles », n'ayant de valeur de représentativité que dans leur contexte géologique ou pédologique, ne pourront également être utilisées qu'à titre indicatif dans le cadre de la gestion des sites et sols pollués.

Le réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS)[i], qui rassemble de nombreuses données de teneurs en éléments traces métalliques dont le plomb, est avant tout un réseau d'alerte, capable de détecter une évolution défavorable des sols de France. En l'état actuel, les données disponibles sont difficilement utilisables dans le cadre de la gestion des sites et sols pollués telle que recommandée dans les outils méthodologiques de 2007 du ministère chargé de l'écologie. Cependant, un traitement adapté des données pourrait permettre, dans le futur, leur utilisation directe dans le cadre de la gestion des sites et sols pollués.

[i] Pour plus de détails sur le RMQS, le lecteur pourra se reporter au site internet du GISSOL : www.gissol.fr/programme/rmqs/rmqs.php

Tableau 11: Paramètres statistiques élémentaires issus de diverses bases de données de l'Inra et du FOREGS (base de données sur le fond géochimique européen). Des éléments accompagnateurs du plomb dans le milieu naturel et lors des traitements des minerais sont donnés à titre indicatif.

Bases	Aspitet (INRA)				Horizons labourés (INRA)					Sols cultivés (INRA)				Paris (INRA)	France (INRA)
	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Cd	Cu	Hg	Hg
Unité	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
n	1819	1826	1808	1812	72989	71738	72845	73201	57453	1091	1084	1063	1080	2149	4093
Seuil	2	<3,5	<0,2	<1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1er décile	16,7	30	0,4	5,3	13,2	33,3	0,12	6,9	0,02	20,4	39	0,13	8	0,03	0,02
1er quartile	22,7	46,5	0,9	8,5	16,6	44,4	0,19	9,6	0,03	24,1	50	0,18	10,9	0,04	0,03
Médiane	31,6	72,2	0,19	13,5	21,7	56,4	0,28	13,3	0,046	29,3	64	0,25	14,9	0,05	0,05
Moyenne	52,9	123,2								41,3	103	0,41	19,1	0,08	0,07
3e quartile	44,1	117,3	0,48	19,5	28,5	72,2	0,4	18,4	0,07	40,6	96	0,43	20,8	0,08	0,07
9e décile			1,05		37,6	93,8	0,6	26	0,11	57,8	160	0,8	30,8	0,13	0,11

Bases	Île-de-France (INRA)					FOREGS (EUROPE)						Éléments	Valeurs courantes	Anomalies naturelle modérées	Fortes anomalies naturelles	
	Pb	Zn	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Cd	Cu	As	Hg		mg/kg	mg/kg	mg/kg	Références
Unité	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	Pb	9 à 50	6 à 90	100 à 10180	(1) (2) (3) (4)
n	2986	2976	2962	2965	4141	758	758	758	758	758	758	Zn	10 à 100	10 à 250	250 à 11426	(1) (2) (3)
Seuil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Cd	0,05 à 0,45	0,70 à 2,0	2,0 à 46,3	(1) (2) (3) (4)
1er décile	13,9	32,23	0,17	7,2	0,03							Cu	2 à 20	60 à 62	65 à 160	(1) (4) (5) (8)
1er quartile	16,2	40,3	0,2	9,3	0,04	15,4	26,25	0,08	5,92	2,65	0,02	As	1,0 à 25,0	30 à 60	60 à 284	(1)
Médiane	19,3	49,3	0,24	12	0,07	22,15	51	0,14	12	6,7	0,04	Hg	0,02 à 0,10	0,15 à 2,3		
Moyenne						31,58	66	0,28	16,5	11,2	0,06					
3e quartile	24	59	0,3	15,5	0,11	32,28	81	0,25	21	12,1	0,06					
9e décile	32,6	70,1	0,41	21	0,21											
Moyenne + 2 σ						145,6	352	1,72	49,7	51,2	0,26					

Pour aller plus loin : vers une répartition des concentrations du plomb dans l'environnement

Le nombre d'analyses de plombs dans les sols français sont estimées à environ 90 000 analyses réparties avec une densité variable sur le territoire français, exception faite pour le RMQS (un échantillon tous les 16 km^2). Une démarche de *data mining* pour les comparer base par base dans l'objectif de les projeter sur un seul référentiel géographique paraît être une solution pour pallier au manque de données disponibles sur le plomb pour accompagner la démarche de gestion des sites et sols pollués telle que voulue par le ministère chargé de l'écologie. Ces données ainsi projetées devraient, avant toute mise à disposition, faire l'objet d'une mise en cohérence avec les observations issues du terrain, géologie, pédologie, usages agricoles (cartographie du phosphore, apports divers), historique industriel, pour cerner de grands ensembles où les données pourraient faire l'objet d'un traitement statistique à objectif cartographique (variance, modélisation de variabilité spatiale, krigeage) et d'un traitement statistique à objectif de représentation par scattergramme.

Tableau 12 : Bases de données disponibles pour les ETM dans les sols

	ASPITET (1)	BDETM 1998 (2)	RPG-NPC (3)	RMQS (4)	BDETM 2009 (2)
Nb. de sites	**1 200**	**11.161**	**267**	**2 195 (5)**	**73.553**
Nb. d'horizons analysés	**1 876**	**11.161**	**768**	**4 138 (5)**	**73.553**
Localisation	France - moitié nord	toute la France	Nord + Pas-de-Calais	toute la France	toute la France
Agriculture (A) ou forêt (F) ?	**A et F**	**A**	**A et F**	**toutes occupations**	**A**
Surface (S) ou profondeur (P) ?	**S et P**	**S**	**S et P**	**S et SP (6)**	**S**
Sélection des sites	raisons diverses	plans d'épandage de boues d'épuration	par régions naturelles, matériaux parentaux et types de sols	aux mailles d'une grille de 16 x 16 km	plans d'épandage de boues d'épuration
Sites contaminés exclus ?	oui	non	non	non	non
ETM analysés	As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, **Pb**, Tl, Zn	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, **Pb**, Se, Zn	As, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, In, Mo, Ni, **Pb**, Sb, Se, Sn, Tl, V, Zn	Cd, Cr, Co, Cu, Ni, **Pb**, Tl, Zn (7)	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, **Pb**, (Se), Zn
Éléments majeurs analysés	Fe, Mn	aucun	Al, Fe, Mn	Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na	aucun
Mode de mise en solution (8)	**HF**	**HF ou ER**	**HF**	**HF**	**HF ou ER**
Méthode d'échantillonnage	par horizons	horizon labouré	par horizons	couche 0-30 cm + SP (6)	horizon labouré
Financement des prélèvements et des analyses	Inra	divers	région et MATE (9)	GIS SOL	divers
Gestionnaire	Inra Science Sol Orléans	Inra Infosol Orléans	ISA Lille et Inra Arras	Ira Infosol Orléans	divers
Échantillons stockés ?	partiellement	non	oui	oui	non

Source : http://etm.orleans.inra.fr/webetmso.htm

(1) Programme Inra : apports d'une stratification pédologique pour l'interprétation des teneurs en éléments traces (complété).

(2) Collectes nationales Inra/ADEME 1998 et 2009 (dites aussi ANADEME).

(3) Référentiel pédo-géochimique du Nord - Pas-de-Calais.

(4) Réseau de mesure de la qualité des sols.

(5) Au 20 juillet 2010.

(6) SP = horizon semi-profond (30-50 cm).

(7) Sont également déterminés systématiquement Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn extraits à l'EDTA non tamponné.

(8) HF = HF + HClO4 = teneurs totale ; ER = eau régale = HCl + HNO3 = teneurs pseudo-totales.

(9) MATE = Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.

Pour la démarche envisagée, les données présentées par le RMQS pour le Cu et le Cd montrent une cohérence nécessaire et suffisante, pour pouvoir travailler à l'échelle du millionième. Une mise à disposition discrétisée des variables à quelques km^2 devrait permettre une édition publique de cette base sans l'inconvénient de la mise à l'index de telle ou telle parcelle. Une telle consultation, une fois la base prête, pourrait être faite via une interface web interactive permettant à l'internaute, à partir du tracé d'un polygone, de visualiser ses propres scattergramme et de calculer les paramètres statistiques élémentaires de la distribution de l'élément, ici le plomb.