



**ENSP**  
ÉCOLE NATIONALE DE  
LA SANTÉ PUBLIQUE

RENNES

---

**Ingénieurs du Génie Sanitaire**

**Promotion 2004**

---

**STRATEGIES DE REHABILITATION  
DES SITES POLLUES PAR LE PLOMB.  
Enseignements pour le site METALEUROP Nord  
de Noyelles-Godault.**

**Présenté par :**

SCHAPMAN Lucie

DEA Sciences de la vie et de la santé

**Lieu de stage :**

Observatoire Régional de la Santé du  
Nord-Pas de Calais, Lille

**Accompagnant professionnel :**

DECLERCQ Christophe (ORS)

**Référent pédagogique :**

GLORENNEC Philippe (ENSP)

---

## Remerciements

---

Je tiens à remercier Mr Olivier Lacoste pour m'avoir accueillie au sein de l'Observatoire Régional de la Santé (ORS) du Nord-Pas de Calais.

Je tiens à remercier Mr Christophe Declercq pour ses conseils, son dynamisme et sa patience.

Je tiens à remercier Mme Hélène Prouvost pour sa collaboration à ce travail, sa gentillesse et son écoute.

Je tiens également à remercier toutes les personnes au sein de l'ORS pour leur accueil.

Je tiens à remercier Mr Philippe Glorennec pour le suivi régulier de ce travail malgré la distance.

Je tiens à remercier Mr Francis Douay et Mme Dominique Darmendrail ainsi que tous les membres du Comité Scientifique Metaleurop pour leur aide à la réalisation de ce travail.

---

# Sommaire

---

<b>1</b>	<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
<b>1.1</b>	<b>Contexte.....</b>	<b>1</b>
1.1.1	Site METALEUROP.....	1
1.1.2	Impact sanitaire autour du site.....	3
1.1.3	Voies d'exposition au plomb.....	3
1.1.4	Pathologies causées par le plomb.....	5
<b>1.2</b>	<b>Enjeux.....</b>	<b>6</b>
1.2.1	Enjeux sanitaires.....	6
1.2.2	Enjeux environnementaux.....	6
1.2.3	Enjeux institutionnels.....	6
<b>1.3</b>	<b>Aspects réglementaires.....</b>	<b>6</b>
1.3.1	Sols pollués.....	6
1.3.2	Situation particulière du site METALEUROP.....	6
<b>2</b>	<b>OBJECTIFS.....</b>	<b>7</b>
<b>3</b>	<b>MATERIEL ET METHODES.....</b>	<b>7</b>
<b>3.1</b>	<b>Sources de données.....</b>	<b>7</b>
3.1.1	Recherche bibliographique.....	7
3.1.2	Recherche sur Internet.....	7
3.1.3	Consultation d'experts.....	7
<b>3.2</b>	<b>Grilles d'analyse.....</b>	<b>7</b>
<b>4</b>	<b>SYNTHESE DE LA BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>8</b>
<b>4.1</b>	<b>Contextes.....</b>	<b>8</b>
<b>4.2</b>	<b>Actions.....</b>	<b>9</b>
4.2.1	Motivation des actions.....	9
4.2.2	Types d'actions.....	9
4.2.3	Niveaux d'actions.....	10
4.2.4	Faisabilité/coût.....	11
4.2.5	Acceptabilité des mesures de gestion par la population.....	12
<b>4.3</b>	<b>Critères d'évaluations des actions retenus (contamination du milieu, indicateurs biologiques modélisés ou mesurés).....</b>	<b>12</b>
<b>4.4</b>	<b>Résultats des actions de réhabilitation.....</b>	<b>13</b>

<b>5</b>	<b>DISCUSSION</b> .....	<b>13</b>
<b>5.1</b>	<b>Exploitation possible des résultats des actions de réhabilitation</b> .....	<b>13</b>
<b>5.2</b>	<b>Réhabilitation</b> .....	<b>14</b>
5.2.1	Facteurs à prendre en compte .....	14
5.2.2	Risques pendant la réhabilitation .....	14
<b>5.3</b>	<b>Dépollution des sols contaminés par des métaux lourds</b> .....	<b>15</b>
5.3.1	Analyse de la pollution.....	15
5.3.2	Méthodes de dépollution.....	15
5.3.3	Résultats de la dépollution .....	18
5.3.4	Dispositions réglementaires quant à la dépollution des sols .....	18
5.3.5	Économie de la dépollution.....	19
<b>5.4</b>	<b>Pertinence en terme d’application au site METALEUROP</b> .....	<b>19</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSION</b> .....	<b>21</b>

---

## Liste des sigles utilisés

---

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

BRGM : Bureau de Recherches géologiques et minières

Cd : Cadmium

CDC : Centers for Disease Control

CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer

CSM : Comité Scientifique Metaleurop

DDASS : Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales

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

ha : hectare

HEPA : High Efficiency Particulate Air

ICRP : International Commission of Radiologic Protection

IEUBK : Integrated Exposure Uptake BioKinetic

INSERM : Institut National de la Santé Et de la Recherche Médicale

InVS : Institut de Veille Sanitaire

ISA : Institut Supérieur d'Agriculture

ORS : Observatoire Régional de la Santé

Pb : Plomb

[Pb] : concentration du plomb

ppm : partie par million

PRC : Programme de Recherches Concertées

RNSP : Réseau National de Santé Publique

SO<sub>2</sub> : Dioxyde de soufre

US EPA : United States Environmental Protection Agency

Zn : Zinc

# 1 INTRODUCTION

## 1.1 Contexte

### 1.1.1 Site METALEUROP

Les sols du secteur de Noyelles-Godault et d'Auby [1], situés dans la région Nord - Pas de Calais (Figure 1 et Figure 2), présentent des teneurs en métaux lourds (plomb, cadmium, zinc...) qui dépassent parfois très fortement les teneurs naturelles. Cette contamination résulte de l'accumulation de poussières provenant d'activités industrielles implantées sur le secteur depuis plus d'une centaine d'années : l'usine METALEUROP de Noyelles-Godault et l'usine UMICORE d'Auby.

Figure 1 : Situation du secteur étudié dans la région Nord-Pas-de-Calais

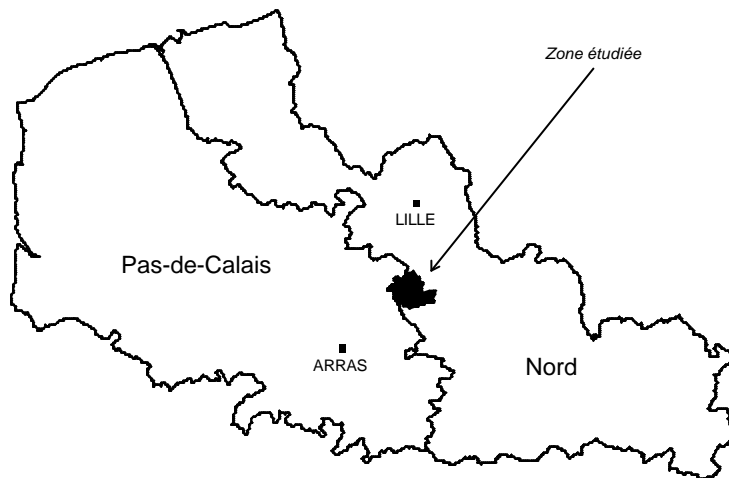
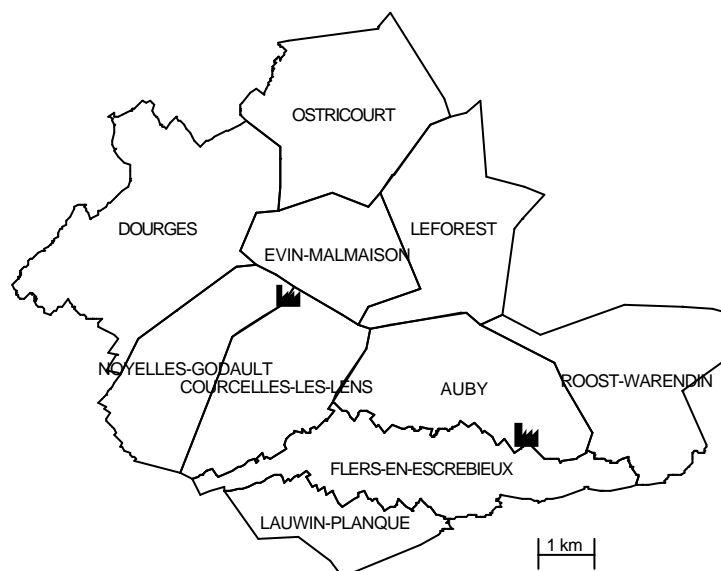


Figure 2 : Les communes du secteur d'étude

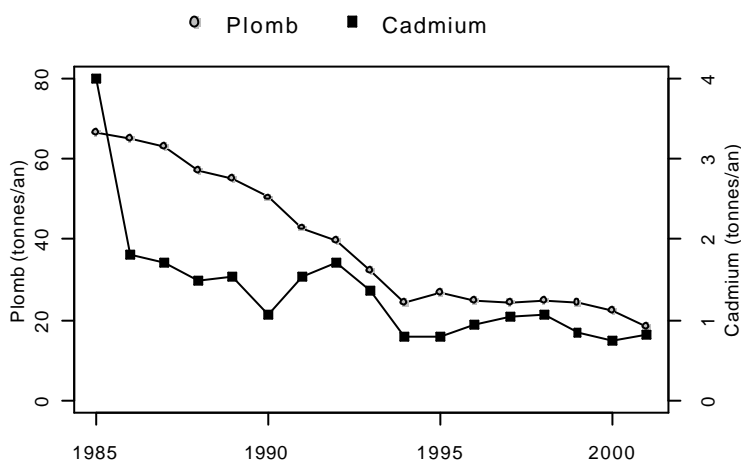


Ces deux usines de production de métaux non-ferreux du secteur sont distantes d'environ 3,5 km l'une de l'autre. L'usine UMICORE (Nord) produit du zinc et l'usine METALEUROP (Pas de Calais) produisait essentiellement, jusqu'à l'arrêt de ses activités survenu début 2003, du plomb et du zinc [1].

L'usine METALEUROP Nord de Noyelles-Godault était un ensemble métallurgique datant de 1894 [2]. Jusqu'à l'interruption de ses activités en Janvier 2003, elle employait 850 personnes et comprenait la 1<sup>ère</sup> unité de fusion primaire de plomb d'Europe. Les procédés thermiques utilisés pour la production de plomb et de zinc engendraient des émissions importantes de poussières et de métaux lourds (plomb, cadmium et zinc) dans l'atmosphère qui se déposaient sur les sols environnants.

METALEUROP avait réalisé, au cours des trente dernières années, des efforts en matière de réduction et de contrôle de la pollution issue de ses installations, afin de respecter les obligations réglementaires (Figure 3). Ces efforts s'étaient principalement concentrés sur la diminution du nombre de points de rejets, sur la mise en œuvre d'installations de traitement sur les plus gros rejets en flux de polluants et sur le contrôle de la pollution résiduelle [1]. Les rejets atmosphériques et aquatiques avaient nettement baissé au cours de ces deux dernières décennies ; néanmoins, ils restaient constants depuis quelques années. METALEUROP apparaissait encore en 2000, dans les recensements régionaux, aux toutes premières places des émetteurs en ce qui concerne certains polluants (plomb, cadmium, zinc, dioxyde de soufre). Par ailleurs, il fallait ajouter les rejets diffus par ré-envols, difficiles à estimer.

**Figure 3 : Evolution des rejets atmosphériques du site METALEUROP (1985-2001)**



Source : DRIRE Nord - Pas de Calais.

En 2001, les rejets canalisés de METALEUROP étaient de 18 tonnes de plomb (Pb), de 26 tonnes de zinc (Zn), de 0,8 tonne de cadmium (Cd) et de 6900 tonnes de dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) [3].

Depuis plus de vingt ans, la Direction Régionale de l'Industrie de la Recherche et de l'Environnement (DRIRE) fait effectuer des campagnes de prélèvements de sol autour de l'usine et d'une manière générale, ces campagnes montrent que la concentration de plomb dans le sol dépasse 1000 ppm (bruit de fond : 50 à 100 ppm) sur une zone de plus d'1 km<sup>2</sup> autour du site et que le plomb reste dans les couches superficielles du sol (entre 0 et 40 cm). De plus, les teneurs en plomb dans les sols varient selon l'usage fait de ces sols. En effet, les sols agricoles reflètent la pollution de fond attribuable aux retombées atmosphériques tandis que les sols urbains peuvent avoir été pollués par l'apport de matériaux contaminés. C'est pourquoi, les teneurs en plomb sont plus élevées dans les jardins attenants aux maisons que dans les parcelles agricoles environnantes.

### 1.1.2 Impact sanitaire autour du site

Des études sur l'imprégnation au plomb et au cadmium de la population du secteur ont été réalisées dans le cadre du Programme de Recherches Concertées (PRC) [4-6]. Par ailleurs, un programme de dépistage du saturnisme infantile a été entrepris à l'initiative de la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS) du Pas de Calais depuis 1999. Il vise à proposer, de manière systématique, la réalisation d'une plombémie (dosage du taux de plomb dans le sang total) à l'ensemble des enfants de 5 communes du Pas de Calais lors de leur première inscription en école maternelle. Au cours de la campagne de dépistage du saturnisme infantile autour du site METALEUROP de 1999-2000, 11% des enfants dépistés avaient une plombémie supérieure à 100 µg/L [7]. Au cours de la campagne de 2001-2002, 10,3% des enfants dépistés dépassaient ce seuil et 2,1% des enfants avaient une plombémie supérieure ou égale à 150 µg/L [8]. Ces niveaux de plombémie étaient supérieurs à ceux observés dans la population française par l'Institut National de la Santé Et de la Recherche Médicale (INSERM) et le Réseau National de Santé Publique (RNSP) [9]. La prévalence du saturnisme infantile atteignait 25 à 30 % dans la commune d'Evin-Malmaison, située sous les vents dominants et à proximité du site METALEUROP. D'autre part, la plombémie décroissait de manière significative avec la distance entre le domicile et la cheminée de l'usine METALEUROP [7, 8].

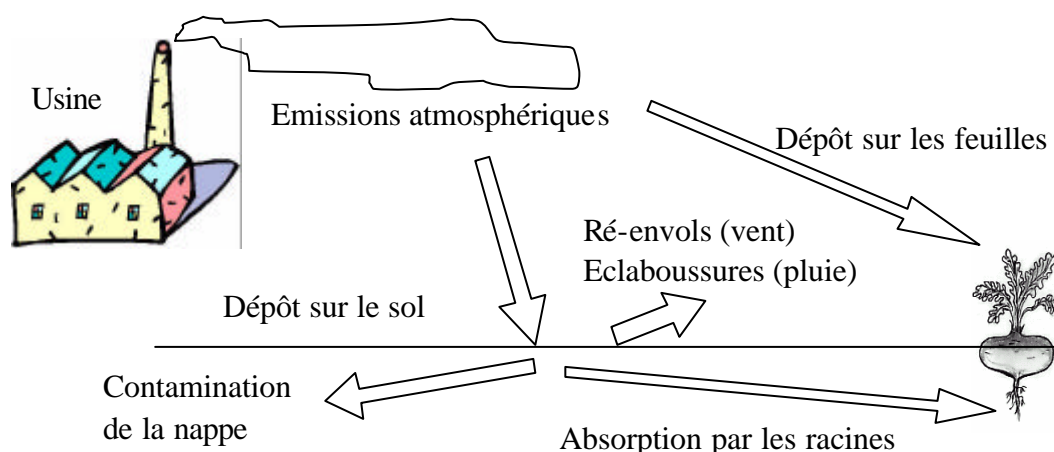
En parallèle à ce dosage de la concentration du plomb dans le sang de 2001-2002, des mesures du plomb dans le sol ont été réalisées dans le cadre des enquêtes environnementales dans les logements des enfants ayant des plombémies supérieures à 100 µg/L. Les résultats ont montré que 72% de ces logements avaient au moins un résultat supérieur à 400 ppm de plomb dans le sol, valeur de référence proposée par l'US EPA (agence américaine de protection de l'environnement) pour les sols résidentiels où jouent des enfants.

Les résultats des campagnes de dépistage des dix dernières années ont montré une remarquable stabilité de la prévalence du saturnisme infantile, ce qui suggère une efficacité limitée des actions menées sur le site pendant qu'il était en activité.

### 1.1.3 Voies d'exposition au plomb

En général, le plomb qui se trouve aujourd'hui dans l'air, les sols, l'eau, les aliments et les poussières provient essentiellement des activités humaines passées et présentes (Figure 4).

Figure 4 : Schéma de principe de la pollution industrielle atmosphérique





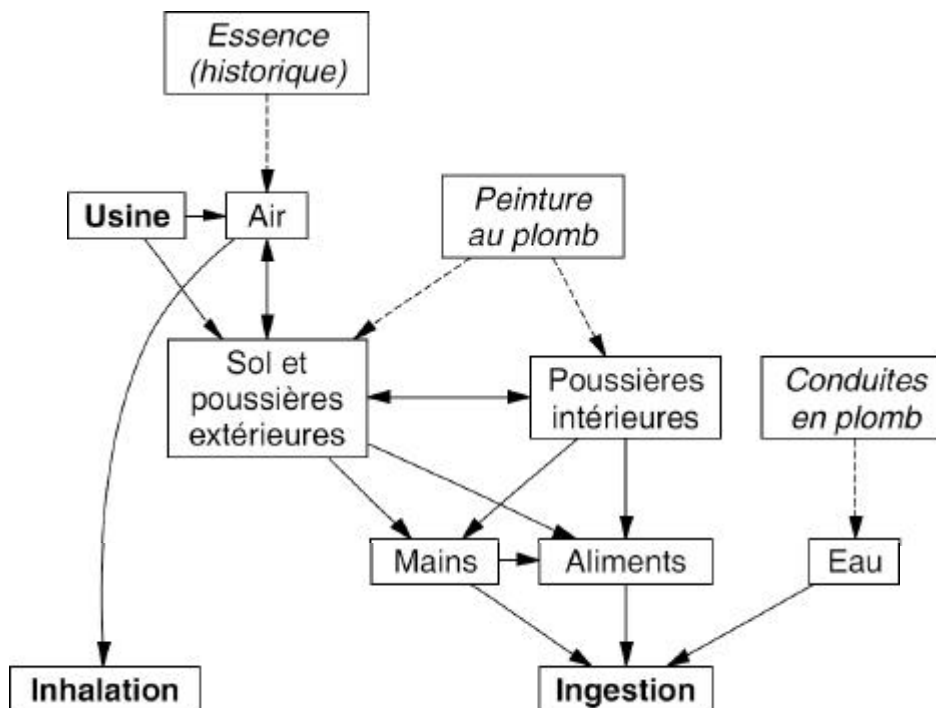
L'exposition de la population au plomb se fait par des voies multiples : inhalation d'air, ingestion de poussières déposées sur les sols, ingestion d'aliments ou d'eau contenant du plomb.

Deux facteurs jouant un rôle essentiel dans l'importance de la contamination de la population par le plomb sont la biodisponibilité et la bioaccessibilité du plomb. La biodisponibilité correspond à l'absorption du métal dans la circulation systémique de l'individu tandis que la bioaccessibilité se réfère à la mesure de la solubilité physiologique du métal à l'entrée du corps humain [10, 11]. Cette dernière varie selon le milieu.

Pour les adultes et les enfants les plus âgés, les apports en plomb sont principalement fournis par les aliments et l'eau.

Pour les jeunes enfants (moins de 6 ans), les sources d'exposition sont multiples [1] et leur rôle respectif varie selon le contexte local (Figure 5). Les sources principales d'exposition au plomb sont les poussières de maison ou du sol ingérées par l'activité de portage main-bouche [10] et l'alimentation (eau de boisson et aliments). La présence d'anciennes peintures au plomb qui se dégradent constitue un risque important pour les jeunes enfants vivant dans des logements anciens (comportement « pica »).

**Figure 5 : Les différentes voies d'exposition au plomb chez l'enfant**



Autour des sites industriels, les retombées de poussières sur les sols et la contamination de ceux-ci par les dérivés du plomb constituent chez l'enfant la voie d'absorption principale. En effet, les jeunes enfants explorent leur environnement avec les mains et la bouche et ingèrent, selon les auteurs, entre 24 [12] et 100 [13] mg/jour en moyenne de sol et de poussières. La contamination par l'alimentation est la résultante du niveau d'imprégnation des aliments au stade de la production, notamment au voisinage d'industries utilisatrices et productrices de plomb.

### 1.1.4 Pathologies causées par le plomb

Le plomb, métal lourd utilisé par l'homme depuis des millénaires, est maintenant classé dans le groupe 2A (Centre International de Recherche sur le Cancer, CIRC) c'est-à-dire que c'est un cancérogène probable pour l'homme.

Les conséquences d'une exposition chronique au plomb sont maintenant bien connues. Elles ont été étudiées tout d'abord chez les travailleurs exposés au plomb. Ces effets toxiques chez l'homme concernent essentiellement les hématies (diminution de leur durée de vie), les os (réduction de la croissance osseuse) et le rein (néphropathie saturnine).

Dans le cas d'une exposition environnementale de la population générale, les enfants de moins de 6 ans doivent être considérés comme une population à risque [14-16]. L'absorption digestive des dérivés du plomb est beaucoup plus forte chez les jeunes enfants (moins de 6 ans) que chez les adultes (50 % *versus* 10 %) et, à imprégnation comparable, les effets toxiques, en particulier sur un système nerveux central en plein développement, sont plus importants et sévères chez les jeunes enfants. Ces effets toxiques touchent surtout le système nerveux central (toxicité neuro-comportementale) et peuvent aller de simples altérations du développement cognitif pour des plombémies inférieures à 100 µg/L, jusqu'à une encéphalopathie grave voire mortelle à partir de 700 µg/L [17].

Les seuils de toxicité du plomb vis-à-vis des différents systèmes chez l'enfant sont présentés dans le Tableau 1 [17].

**Tableau 1 : Effets du plomb sur la santé des enfants selon la plombémie**

Plombémie (µg/L)	Effets sur la santé
= 1000	Décès
500 - 1000	Encéphalopathie, néphropathie, anémie, symptômes gastro-intestinaux
400	Diminution de la synthèse de l'hémoglobine
300	Diminution de la synthèse rénale de la vitamine D
200	Diminution de la vitesse de conduction nerveuse
100 - 200	Accumulation de la proto-porphyrine érythrocytaire, toxicité neurologique Diminution du QI, de l'audition et de la croissance
< 100	Passage placentaire

Ces effets ne sont pas spécifiques. Ils sont le plus souvent infra-cliniques et ne sont pas entièrement réversibles. C'est ce qui justifie l'usage de la plombémie pour diagnostiquer le saturnisme chez les enfants [18, 19]. Le consensus actuel est de considérer qu'une plombémie supérieure à 100 µg/L est excessive et justifie une prise en charge de l'enfant et une intervention sur son environnement. C'est d'ailleurs le critère retenu pour notifier les cas de saturnisme chez un enfant mineur dans le cadre des maladies à déclaration obligatoire [20]. Il faut cependant signaler que des travaux épidémiologiques récents ont observé des effets sur la santé pour des niveaux de plombémie inférieurs à 100 µg/L [21, 22].

Il existe des traitements qui visent à réduire l'imprégnation de l'organisme par le plomb (traitements chélateurs). Pour des niveaux modérés d'imprégnation (inférieurs à 450 µg/L), ils permettent de diminuer la plombémie et donc d'éviter l'apparition d'effets plus graves. Par contre, ils ne semblent pas avoir d'effet significatif sur les altérations du développement cognitif causées par le plomb, qui paraissent donc irréversibles [23]. La prévention primaire, par des actions collectives concertées visant à réduire l'exposition au plomb des enfants, est donc la seule stratégie permettant d'espérer un bénéfice sanitaire significatif [24].

## 1.2 Enjeux

### 1.2.1 Enjeux sanitaires

Les enfants constituent la population la plus à risque (portage main-bouche et sensibilité propre pour l'intoxication au plomb par le sol et les poussières). Par conséquent, les enjeux principaux de ce travail sont des enjeux sanitaires. En effet, une stratégie efficace de dépollution du sol permettrait de diminuer la plombémie moyenne des enfants et de diminuer le nombre de cas de saturnisme infantile.

### 1.2.2 Enjeux environnementaux

Malgré la fermeture du site, un risque résiduel persiste. Les enjeux environnementaux de la réhabilitation sont justement de gérer cette pollution historique et en plus de la gérer durablement. Toutefois, des difficultés liées à la taille du site (pollution étendue) vont se poser.

### 1.2.3 Enjeux institutionnels

Ce travail s'inscrit dans la problématique du Comité Scientifique Metaleurop (CSM) installé par le Préfet du Nord-Pas de Calais en 2003 (arrêté préfectoral du 15 Janvier 2003). Ce comité, constitué d'experts locaux et nationaux, est chargé d'évaluer la situation et les mesures mises en place, ou à envisager, dans le cadre de la pollution provoquée par l'usine METALEUROP [25]. En plus de répondre aux questions posées par le Préfet, le CSM se doit également de répondre à celles posées par les riverains et leurs représentants. L'enjeu institutionnel de cette étude est de fournir un outil d'aide à la décision pour les autorités publiques.

## 1.3 Aspects réglementaires

### 1.3.1 Sols pollués

Les sols pollués sont soumis à un cadre réglementaire [26] :

- Loi du 15 Juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux (loi reprise au Livre V, Titre IV du Code de l'Environnement)
- Loi n°76-663 du 19 Juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement (loi reprise au Livre V, Titre I du Code de l'Environnement)
- Lettre circulaire du 3 Décembre 1993 relative à la politique de réhabilitation et de traitement des sites et sols pollués
- Lettre circulaire du 7 Juin 1996 relative aux sites pollués. Procédure administrative et juridique applicable en matière de réhabilitation des sites pollués
- Lettre circulaire du 10 Décembre 1999 relative aux sites et sols pollués. Principes de fixation des objectifs de réhabilitation

### 1.3.2 Situation particulière du site METALEUROP

Suite à une défaillance des responsables du site METALEUROP, le site est devenu juridiquement orphelin. Par arrêté préfectoral de Travaux d'Office du 10 Juin 2003 [25], l'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) a été chargée de poursuivre les mesures de prévention du risque pour la santé et l'environnement (diagnostic approfondi et études détaillées des risques, gestion des sols fortement contaminés de la ceinture verte mise en place, dépollution...) engagées par METALEUROP.

## 2 OBJECTIFS

Le but final de ce travail est de proposer au CSM, au vu de la littérature scientifique, des recommandations sur la réhabilitation; en prenant en compte l'efficacité, l'acceptabilité des mesures et leur pertinence vis-à-vis du site METALEUROP.

Pour cela, ce travail doit répondre aux questions suivantes :

- Quelles sont les expériences de réhabilitation de sites pollués par le plomb ?
- Quels sont les enseignements généraux que l'on peut en tirer ? Peut-on modéliser l'efficacité des différentes stratégies sur l'exposition des enfants ?
- Quels sont les enseignements que l'on peut en tirer pour le site METALEUROP Nord de Noyelles-Godault ?

## 3 MATERIEL ET METHODES

### 3.1 Sources de données

#### 3.1.1 Recherche bibliographique

La recherche bibliographique s'est effectuée sur MEDLINE, SCIENCE DIRECT et la base de données EndNote élaborée en commun par l'Observatoire Régional de la Santé (ORS), la Faculté de médecine de Lille et l'Institut Supérieur d'Agriculture de Lille (ISA).

#### 3.1.2 Recherche sur Internet

Des documents publiés sur les sites de la métallurgie des non ferreux et des documents d'agences gouvernementales [Institut de Veille Sanitaire (InVS), US EPA (United States Environmental Protection Agency), CDC (Centers for Disease Control)] ont été recherchés à l'aide d'Internet.

#### 3.1.3 Consultation d'experts

Une version préalable de ce travail a été soumise pour commentaire à des experts tels que les membres du Comité Scientifique Metaleurop.

### 3.2 Grilles d'analyse

La lecture des articles concernant les sites dépollués s'est basée sur la grille ci-dessous :

	<b>Expérience A</b>	<b>Expérience B</b>
<b>Contexte</b>	Source primaire, type de plomb, type de sol ? Occupation des sols par des activités ?	
<b>Actions</b>	Réhabilitation des sols pollués, arrêt de l'usine, décontamination intérieure et extérieure des logements ? Dépollution globale ou partielle ? Mesures d'hygiène ?	
<b>Critères d'évaluation des actions</b>	[Pb] <sub>sol</sub> , [Pb] <sub>poussières</sub> ? [Pb] <sub>sang</sub> , [Pb] <sub>sang</sub> modélisée ?	
<b>Résultats des actions</b>	Positif ? Négatif ? Mitigé ?	

## 4 SYNTHÈSE DE LA BIBLIOGRAPHIE

Les articles trouvés lors de la recherche bibliographique concernaient 11 sites industriels dépollués :

- 4 au Canada : Trail, South Riverdale, Rouyn-Noranda et Saint-Jean-sur-Richelieu ;
- 3 aux États-Unis : Bunker Hill, Midvale et Granite City ;
- 2 en Australie : Port Pirie et North Lake Macquarie ;
- 1 en Espagne : Bassin de la rivière Guadiamar ;
- 1 en Finlande : Tikkurila.

Une analyse détaillée de ces sites est présentée en Annexe 1.

### 4.1 Contextes

Le Tableau 2 récapitule les différents sites dépollués répertoriés dans la littérature scientifique.

**Tableau 2 : Récapitulatif des différents sites dépollués**

Pays	Ville	Industrie	Situation locale
Canada	Trail	Fonderie de plomb et de zinc	Activité depuis 1916 Nombre de résidents ?
Canada	South Riverdale	Fonderie secondaire de plomb	Pas d'informations
Canada	Rouyn-Noranda	Fonderie de cuivre	Activité depuis 1927 30 000 résidents
Canada	Saint-Jean-sur-Richelieu	Usine de récupération de batteries	Date de début des activités ? 40 000 résidents
USA	Bunker Hill	Fonderie de plomb et de zinc et mine	Activité : fin 19 <sup>e</sup> -1981 7 000 résidents
USA	Midvale	Fonderie et mine	Activité depuis 1910 12 000 résidents
USA	Granite City	Fonderie secondaire de plomb	Activité : 1895-1983 Nombre de résidents ?
Australie	Port Pirie	Fonderie de plomb et de zinc	Date de début des activités ? 15 000 résidents
Australie	North Lake Macquarie	Fonderie de métaux (Pb, Zn...)	Activité : 1897-1922, reprise : 1962 Nombre de résidents ?
Espagne	Bassin de la rivière Guadiamar	Mine de pyrite	Pas d'informations
Finlande	Tikkurila	Fonderie de plomb	Activité : 1929-1984 Nombre de résidents ?

Sur les 11 sites, on dénombre :

- 9 fonderies ;
- 3 mines ;
- 1 usine de récupération de batteries.

Toutefois, 2 éléments de contexte sont à rajouter à ce tableau. A Tikkurila, une usine de récupération de batteries se situe à 350 m au Sud-Ouest de la fonderie de plomb et à Granite City, l'usine s'est lancée dans le recyclage de batteries dans les années 1950.

Ces sites sont, pour la plupart (données manquantes pour les autres), proches de communes résidentielles pouvant abriter jusqu'à 40 000 habitants dans le cas de Saint-Jean-sur-Richelieu. De plus, à part en Espagne où il s'agit d'une pollution accidentelle, les autres sites sont le siège d'une pollution ancienne. Il est bien sûr important de prendre en compte ces facteurs « population » et « type de pollution » en cas de dépollution de sites.

## 4.2 Actions

### 4.2.1 Motivation des actions

Dans l'ensemble des articles lus, on dégage 4 motivations possibles pour effectuer une dépollution du site :

- des concentrations du plomb dans le sang élevées : supérieures à 100 µg/L (exemple : Rouyn-Noranda) ;
- des concentrations du plomb dans le sol élevées : supérieures à 300 ppm (exemple : Tikkurila) ;
- des concentrations du plomb dans le sol incompatibles avec l'usage prévu pour ces sols (exemple : Bassin de la rivière Guadiamar) ;
- la présence d'enfants ou de femmes enceintes à proximité de l'usine (exemple : Bunker Hill).

### 4.2.2 Types d'actions

Le Tableau 3 reprend les types d'actions employées pour chaque site.

**Tableau 3 : Types d'action en fonction du site**

	Fermeture	Décontamination	Réduction des émissions	Education
Trail		√	√	√
South Riverdale		√	√	
Rouyn-Noranda		√	√	√
Saint-Jean-sur-Richelieu	√	√		√
Bunker Hill	√	√	√	√
Midvale	√	√		
Granite City	√	√		√
Port Pirie		√	√	√
North Lake Macquarie		√	√	√
Bassin de la rivière Guadiamar		√		
Tikkurila	√	√	√	√
	5/11	11/11	7/11	8/11

45% des sites ont fermé et tous ont fait l'objet d'actions de décontamination à plus ou moins grande échelle. Sur 63% d'entre eux, un effort de réduction des émissions atmosphériques (pendant l'activité du site) a été entrepris et dans 73% des cas, la population a bénéficié d'actions d'éducation.

En ce qui concerne la fermeture des 4 sites, elle a été imposée par les autorités à Saint-Jean-sur-Richelieu et à Granite City ; pour les deux autres, c'est l'industriel qui a décidé d'arrêter l'activité de l'usine.

De façon générale, plusieurs types d'actions de réhabilitation sont menées, soit en parallèle soit en série, car une seule action de réhabilitation ne semble pas suffisante pour aboutir aux objectifs qui ont été fixés par les autorités publiques du pays pour limiter l'imprégnation au plomb de la population.

Il est très difficile de corréler une action et un effet car il y a souvent plusieurs actions entreprises et en plus, à des niveaux différents (local, national). Par exemple, une réhabilitation locale peut être accompagnée de mesures nationales telles que l'interdiction de l'essence avec plomb ou la baisse des teneurs en plomb dans l'alimentation.

### 4.2.3 Niveaux d'actions

Dans le Tableau 4, sont présentés les niveaux d'actions (plus précisément) pour chaque site.

**Tableau 4 : Niveaux d'actions en fonction du site**

	Actions au niveau du sol	Actions au niveau des poussières		Suivi annuel de la [Pb] <sub>sang</sub>	Information /Education sanitaire
		Int.	Ext.		
Trail		√	√	√	√
South Riverdale	√	√	√		
Rouyn-Noranda	√		√		√
Saint-Jean-sur-Richelieu	√	√	√		√
Bunker Hill	√	√	√		√
Midvale	√		√		
Granite City			√		√
Port Pirie	√	√	√		√
North Lake Macquarie	√	√	√	√	√
Bassin de la rivière Guadiamar	√				
Tikkurila	√		√		√
	9/11	6/11	10/11	2/11	8/11

81% des sites ont bénéficié d'actions au niveau du sol et cela consistait en une excavation de 15 à 30 cm de sol et un rajout de sol propre. Pour 90% des sites, les actions se sont situées au niveau des poussières et pour 60% de ces sites, les actions ont porté à la fois sur les poussières intérieures et sur les poussières extérieures. Dans 19% des cas, la plombémie a été surveillée annuellement (système de prévention). Il faut savoir que sur d'autres sites comme Rouyn-Noranda, Bunker Hill ou Port Pirie par exemple, la plombémie a aussi été suivie mais pas annuellement. La population a bénéficié d'actions d'éducation dans 73% des cas.

Les actions menées au niveau du sol peuvent cibler aussi bien des terrains ayant une concentration du plomb dans le sol supérieure à 500 ppm (South Riverdale, Rouyn-Noranda, Midvale) que des terrains ayant une concentration du plomb dans le sol supérieure à 1 000 ppm (Bunker Hill).

Si les terrains résidentiels ne subissent qu'un nettoyage intérieur, la recontamination des maisons par l'environnement extérieur est fréquente. Il est donc recommandé d'effectuer une réhabilitation intérieure et extérieure [33]. Si l'on ajoute à cela la fermeture de l'usine, les risques de recontamination sont encore réduits.

#### 4.2.4 Faisabilité/coût

Les coûts de dépollution sont inventoriés dans le Tableau 5. Ils n'étaient pas disponibles dans tous les articles.

**Tableau 5 : Coûts<sup>1</sup> de dépollution en fonction du site**

	<b>Coûts</b>
Trail/British Columbia	Examen de la plombémie : 39 634 €/an Gestion des cas : 42 683 €/an Education sanitaire : 42 683 €/an Abattement des poussières : 10 671 €/an (hors nettoyage des rues)
South Riverdale/Toronto	Non communiqué
Rouyn-Noranda/Québec	Décontamination des sols : 1 829 268 € 3 049 €/par terrain résidentiel (568 terrains)
Saint-Jean-sur-Richelieu/Québec	Programme de décontamination : 2 439 024 € (14 000 m <sup>2</sup> à bouger)
Bunker Hill/Idaho	17 €/test de la plombémie des enfants à risque demandé Programme de contrôle : de 41 667 € à 166 667 €
Midvale/Utah	Non communiqué
Granite City/Illinois	Non communiqué
Port Pirie	Réhabilitation : 5 225 €/par maison (2 200 maisons) Programme d'abattement : 1 724 138 €/an
North Lake Macquarie	Réhabilitation individuelle : de 2 874 € à 28 736 € par maison (25 maisons) Réhabilitation zonale : 1 724 138 €
Bassin de la rivière Guadiamar	Non communiqué
Tikkurila	Non communiqué

Pour une décontamination du sol, il n'est pas possible de donner le prix au mètre carré car la surface de sol décontaminée n'est pas renseignée sauf dans un cas : à Saint-Jean-sur-Richelieu. Il a fallu compter environ 180 €/m<sup>2</sup> en 1989. Pour le nettoyage des maisons, le coût varie de 3 000 à 30 000 euros par maison selon la taille des résidences dans les années 90. A ces tarifs, se joignent des obligations en terme de temps. En effet, les mesures de réhabilitation s'échelonnent sur plusieurs années car elles doivent être maintenues pour éviter un risque de recontamination et les résultats ne sont pas immédiats.

Une analyse coût/bénéfice est essentielle pour déterminer la faisabilité d'une stratégie de réhabilitation mais étant donné le peu de données dont on dispose, cette analyse n'a pu être réalisée.

<sup>1</sup> Conversion des dollars en euros : 1 euro vaut : 1,2 dollars américains  
1,7 dollars australiens  
1,6 dollars canadiens



#### 4.2.5 Acceptabilité des mesures de gestion par la population

En général, les gens acceptent bien la réhabilitation car ils sont conscients du danger et pensent surtout à la santé de leurs enfants [27].

Dans les cas étudiés, rarement le choix est fait de déménager les gens, on conseille plutôt un nettoyage et une éducation sanitaire. En effet, dans la littérature, ce choix de relogement n'a été fait qu'à Port Pirie pour les enfants les plus contaminés [40].

### 4.3 Critères d'évaluations des actions retenus (contamination du milieu, indicateurs biologiques modélisés ou mesurés)

3 critères d'évaluation sont utilisables pour déterminer l'efficacité des stratégies de réhabilitation employées sur les sites : la concentration du plomb dans le sol, la concentration du plomb dans les poussières et/ou la concentration du plomb dans le sang. Le ou les critère(s) choisi(s) pour chaque site sont synthétisés dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Critères d'évaluation en fonction du site

	[Pb] <sub>sol</sub>	[Pb] <sub>poussières</sub>	[Pb] <sub>sang</sub>
Trail/British Columbia	√	√	√
South Riverdale/Toronto			√
Rouyn-Noranda/Québec			√
Saint-Jean-sur-Richelieu/Québec			√
Bunker Hill/Idaho	√	√	√
Midvale/Utah	√	√	√
Granite City/Illinois			√
Port Pirie			√
North Lake Macquarie		√	√
Bassin de la rivière Guadiamar	√		
Tikkurila	√		√
	5/11	4/11	10/11

Dans 90% des cas, la plombémie est retenue comme critère d'évaluation de l'efficacité de la stratégie de réhabilitation. A ce dosage de plomb dans le sang total, peuvent s'associer des mesures de la concentration du plomb dans le sol et/ou dans les poussières.

En général, c'est la concentration du plomb dans le sang qui est observée car c'est un bon indicateur. Elle tient compte non seulement de la contamination du milieu mais aussi de l'exposition de la population.

Une explication possible du manque de données à propos de l'un ou des 2 autres critères est l'orientation de l'article en fonction du journal de publication. En effet, un journal de pédiatrie fera plutôt référence à la plombémie car c'est ce qui intéresse les médecins. Par contre, un journal tourné vers l'environnement s'attachera plutôt à la concentration du plomb dans le sol ou les poussières.

Dans la littérature, il est très peu fait référence à la modélisation de la concentration du plomb dans le sang. Seuls 3 articles y font référence : un article de Mushak sur ses avantages et ses limites [44], un article de Khoury sur les risques pendant la réhabilitation [45] et un article de Hilts avec une comparaison des valeurs obtenues par modélisation ou par dosage du plomb dans le sang total [29]. Dans ce dernier, il est fait mention d'une surestimation des plombémies par le modèle IEUBK (Integrated Exposure Uptake BioKinetic) par rapport aux plombémies observées. Cependant, c'est ce modèle qui a été validé pour fournir une estimation de la distribution des plombémies attendues et de la probabilité de dépasser 100 µg/L (chez les enfants de moins de 7 ans, en fonction de leur exposition aux différents milieux) et non le modèle ICRP (International Commission of Radiologic Protection), qui pourtant, prédit mieux les plombémies attendues, d'après l'article de Khoury [45].

#### **4.4 Résultats des actions de réhabilitation**

D'après les résultats obtenus (voir Annexe 1), la réhabilitation est :

- une réussite pour 6 sites : Bunker Hill, South Riverdale, Midvale, Rouyn-Noranda, Saint-Jean-sur-Richelieu, Granite City ;
- un échec pour 3 sites : Port Pirie, North Lake Macquarie, Bassin de la rivière Guadiamar.

Pour les autres sites (Trail, Tikkurila), les résultats sont plutôt mitigés.

Enfin, les résultats obtenus après réhabilitation sont positifs pour 50% de ces sites, en général suite à des actions incluant une excavation de sol.

### **5 DISCUSSION**

#### **5.1 Exploitation possible des résultats des actions de réhabilitation**

D'une part, dans la littérature, on peut noter un manque d'information au sujet :

- des dates des actions ;
- des zones de réhabilitation en terme de surface à dépolluer ;
- des données de concentration du plomb dans le sol, les poussières et le sang avant et après dépollution ;
- des coûts et durée alloués pour la dépollution.

D'autre part, le jugement de l'efficacité des différentes stratégies est rendu difficile à cause de facteurs de confusion comme l'âge, les facteurs socio-économiques, la saison ou encore, les limites statistiques [38].

Ces problèmes, classiques dans la collecte et la comparaison de données dans ce domaine, sont autant d'éléments qui entravent l'exploitation optimale de ces résultats. A ces problèmes se rajoute la simultanéité des actions, qui rend difficile l'établissement d'une relation de causalité entre une action et un effet.

## 5.2 Réhabilitation

### 5.2.1 Facteurs à prendre en compte

Différents facteurs sont à prendre en compte pour la réhabilitation d'un site :

1) La décontamination des sols affectera non seulement les dépollueurs mais aussi les travailleurs sur ces sites et les résidents [46].

2) Quand on souhaite effectuer une réhabilitation, il faut déterminer la surface et la profondeur de décontamination [47]. Il est aussi important de s'intéresser à la nature du terrain car la mobilité du plomb dépend de celle-ci [11, 48].

3) L'efficacité de la réhabilitation à l'intérieur des maisons dépend de la personne qui nettoie [49]. Si le nettoyage est effectué par un particulier, on note une baisse non significative de la plombémie ; tandis que, si c'est par un professionnel, on note une baisse significative de la plombémie.

De plus, la réhabilitation est plus efficace si l'on s'attache à la fois aux poussières intérieures et aux peintures [49].

4) Les articles concernant les sites dépollués ne mentionnent pas le détail des campagnes de sensibilisation mais dans un autre article, plus ciblé vers ces campagnes [50], il est dit que ce sont les annonces dans les journaux qui semblent avoir le plus d'impact.

### 5.2.2 Risques pendant la réhabilitation

Un étude a été menée sur le «RSR Superfound Site » de Dallas Ouest [45, 51]. Ce site comprend une fonderie de plomb secondaire en activité depuis 1934 et des compagnies de recyclage récupérant le plomb (10 000 batteries de voitures par jour) qui ont entraîné une contamination de 35,4 km<sup>2</sup> où vivent 17 000 personnes (plus de 400 terrains résidentiels ont des concentrations du plomb dans le sol dangereuses).

Les actions de réhabilitation effectuées ont été : la fermeture en 1984, la démolition des bâtiments du site et des dispositifs extérieurs, la démolition de la cheminée de la fonderie de plomb et des dispositifs extérieurs, l'excavation des fondations de béton, du trottoir, du sol contaminé et des dispositifs extérieurs et la couverture du site avec du sol propre.

Les concentrations atmosphériques ont été suivies pendant les travaux et les plombémies attendues ont été modélisées à l'aide de deux modèles (IEUBK et ICRP).

L'impact sur le sol est l'augmentation de 3 ppm de la concentration du plomb dans le sol sous le vent (non significatif, valeur négligeable par rapport aux 500 ppm). Cela peut correspondre aux incertitudes des gammes de concentrations.

Il n'y a pas de problème de plombémie avec l'exposition au plomb dans l'air lors des travaux. Ce résultat était prévisible car l'air ne représente qu'une faible part dans la contamination au plomb des enfants. Il n'y a pas d'étude de la contamination par le sol et les poussières.

Les risques possibles sont des risques d'expositions épisodiques à des concentrations élevées de plomb dans l'air pendant des périodes de temps courtes, des impacts à long terme de l'exposition au plomb relargué durant la réhabilitation ou une recontamination des terrains résidentiels dépollués dans la commune proche.

Cet article conclut qu'il n'y a pas de risque accru durant la réhabilitation. Cette conclusion est à nuancer car elle est en contradiction avec l'article de Langlois [30] qui évoque une possibilité de surexposition de la population durant la réhabilitation du site. De plus, on ne sait pas si des mesures d'hygiène particulières ont été mise en œuvre durant cette réhabilitation.

### 5.3 Dépollution des sols contaminés par des métaux lourds

La dépollution ou décontamination des sols [52-54] consiste principalement à rendre le sol et le sous-sol d'une zone apte à un usage agricole, résidentiel, voire apte à un retour à la nature, après qu'il ait été pollué par une activité ou un accident industriel. Il existe différentes méthodes permettant d'extraire les polluants présents dans le sol. Il faut savoir que le choix de telle ou telle technique dépend principalement de la nature du terrain (perméable ou non, granuleux, présence d'eau, paramètres physico-chimiques, etc.), du type de polluants repérés (hydrocarbures, métaux lourds, produits chimiques divers, etc.), du degré de contamination du sol, des objectifs de dépollution, des délais imposés, de l'espace disponible, du contexte économique, de l'usage actuel et de l'usage futur du sol.

#### 5.3.1 Analyse de la pollution

Avant la dépollution proprement dite, on étudie généralement la nature et l'origine de la pollution, de manière à mieux cerner les produits mis en cause et le volume de terre à traiter :

- Historique du site et des activités qu'il a supportées
- Echantillonnage et étude physico-chimique des polluants rencontrés
- Évaluation en laboratoire de différentes méthodes et processus de dépollution
- Bilan et plan de dépollution en fonction de l'occupation future du site

#### 5.3.2 Méthodes de dépollution

On fait la distinction entre procédés d'assainissement passifs et actifs.

Les procédés d'assainissement passifs servent à la sécurisation des sites contaminés ; ils doivent réduire ou freiner pendant un certain temps les risques vis-à-vis de l'environnement. Le potentiel de dangerosité est diminué mais pas supprimé. Il appartient aux procédés de sécurisation des sites contaminés d'« isoler » les zones de sol concernées (procédé d'isolation ou confinement) : pour prévenir un risque ultérieur vis-à-vis de la nappe phréatique, on peut par exemple installer des couches étanches en dessous des surfaces de sol contaminées. De cette manière, les polluants sont enfermés, la source polluante est blindée. Grâce à une couverture en surface, on peut largement empêcher que les substances polluantes soient lixiviées à partir du sol par les précipitations.

Les procédés actifs (vrais assainissements d'un site contaminé) servent à décontaminer le sol et à supprimer le danger (polluants). Ils peuvent se classer en trois catégories : *hors-site*, *sur-site* et *in-situ*. Les deux premiers nécessitent en général l'excavation de la terre à traiter, la dernière se fait par des procédés dits biologiques. Selon la nature du problème posé, on utilise des procédés différents. Dans les procédés *in-situ*, le sol pollué est assaini à l'endroit même (traitement sans excavation) tandis que dans les procédés *ex-situ*, la terre contaminée est d'abord décapée puis traitée sur place (*sur-site* : traitement sur la parcelle) ou dans un autre lieu (*hors-site* : évacuation vers un centre de traitement spécialisé ou un centre d'enfouissement technique) et réutilisée (traitement après excavation) (Tableau 7).

**Tableau 7 : Méthodes de dépollution pour les métaux lourds *in-situ* et *ex-situ***

<b>Procédés <i>in-situ</i></b>	<b>Procédés <i>ex-situ</i></b>
Procédés d'immobilisation	Echange de sol
Extraction électrique	Procédés de lavage et d'extraction de sol
Bioremédiation	
Phytoremédiation	

#### 5.3.2.1 Procédés d'immobilisation

Les polluants du sol sont « immobilisés » avant tout chimiquement, en les rendant insolubles par des processus d'adsorption, de précipitation ou d'échanges d'ions.

Dans cette catégorie, on peut citer les procédés de traitement des sols utilisant des phosphates ou des carbonates qui visent à diminuer la bioaccessibilité des métaux lourds.

#### 5.3.2.2 Extraction électrique

Cette technique est adaptée principalement aux polluants ionisés (métaux lourds ou certains ions organiques) et la nature du terrain est peu importante pourvu que sa conductivité soit bonne (grâce à la présence d'eau par exemple). Des électrodes poreuses sont implantées de manière à générer un courant électrique dans le sol qui fait migrer les ions vers les électrodes de charges opposées. La récupération des polluants se fait par pompage par exemple. Techniquement très chère, cette méthode est très peu utilisée.

#### 5.3.2.3 Bioremédiation (utilisation des bactéries)

Certaines bactéries ont le pouvoir de dégrader des molécules complexes et d'en tirer ainsi l'énergie dont elles ont besoin pour vivre. On les utilisait pendant des années pour traiter des sols pollués par des solvants chlorés. Mais on s'est aperçu que cette technique de traitement micro-biologique *in-situ* (éventuellement encouragée par la maîtrise de paramètres comme l'oxygénation, le degré d'hygrométrie, la température) par dégradation biologique de certains polluants peut générer des produits de dégradation (métabolites) plus toxiques et plus mobiles que les produits initiaux. Ces métabolites ne sont pas les mêmes selon que les conditions de l'activité microbienne sont aérobies ou anaérobies. Afin de contrôler la production des métabolites les plus dangereux, on peut passer de l'un à l'autre des modes de biodégradation lorsque c'est opportun. Un tel assainissement dure longtemps et est difficile à contrôler. De bons résultats peuvent être obtenus pour des sols pollués faiblement et de façon homogène.

#### 5.3.2.4 Phytoremédiation (utilisation des plantes)

Quelques plantes sont capables de fixer dans leurs cellules les métaux lourds, de manière à les isoler de ces matières qui sinon leur seraient toxiques. Cette propriété en a fait des candidates à la dépollution de sols. Les plantes sont aussi sélectionnées selon leur aptitude à faire plonger leurs racines profondément dans le sol, de manière à atteindre les couches polluées profondes (quelques mètres), et selon le type de polluant qu'elles sont capables d'emprisonner ainsi. En pratique, on peut toutefois excaver la terre et l'épandre sur une membrane imperméable sous serre, de manière à contrôler précisément les paramètres influant sur la croissance des plantes sélectionnées. L'un des avantages de la phytoremédiation est la possible revalorisation des polluants de type métallique.

Ainsi, les plantes dites hyper-accumulatrices, qui stockent le polluant dans leurs tiges et leurs feuilles peuvent être récoltées puis incinérées en vue de récupérer les métaux dans les cendres pour ensuite les réutiliser en métallurgie (phytomining).

#### 5.3.2.5 Echange de sol

Historiquement, il s'agit de la première méthode employée. On décape le sol contaminé sur toute l'épaisseur polluée et on remplace la terre enlevée par de la terre saine prélevée ailleurs. Outre les coûts de transport que cela induit, les coûts liés au retraitement ou au stockage de la terre contaminée sont proportionnels au volume déplacé, qui dépend directement de la surface et de la profondeur de la zone polluée. À noter que la terre souillée est considérée comme un déchet industriel à partir du moment où elle est déplacée, rendant de ce fait son traitement obligatoire.

#### 5.3.2.6 Procédés de lavage et d'extraction de sol

Les polluants ne sont ni détruits ni transformés, mais transférés dans une phase liquide puis concentrés. On utilise de l'eau, des acides, des bases, des solvants organiques avec parfois des tensioactifs. Ces extractions humides sont généralement appliquées aux sols contenant des métaux lourds, des cyanures ou des hydrocarbures. Cette technique n'est rentable que dans le cas d'une contamination majeure par de grosses particules (diamètre supérieur à 0,02  $\mu\text{m}$ ).

#### 5.3.2.7 Remarques sur les techniques de dépollution

Les procédés *ex-situ* sont plus coûteux que les procédés *in-situ*, surtout quand les polluants ont pénétré profondément dans le sol.

Les modes de dépollution biologique, basés sur la capacité de certains êtres vivants à filtrer et accumuler les éléments toxiques dans leur organisme ou à s'en servir comme aliment, n'existent que depuis les années 1990. Ils semblent pouvoir résoudre une partie des problèmes de coût soulevés par les modes classiques. Cependant, d'autres problèmes se posent, notamment en ce qui concerne le risque de prolifération des organismes utilisés, bien que les conditions à réunir *sur-site* soient très précises pour qu'ils croissent normalement. Une autre limite est la profondeur que ces organismes peuvent atteindre, que ce soit par leur croissance naturelle, ou par la manière dont ils sont mis en œuvre par l'homme sur le site à traiter. Leur relative lenteur d'action (de quelques mois à quelques années) constitue également une contrainte. Enfin, alors que les tests en laboratoire sont généralement concluants, la mise en œuvre sur le terrain peut s'avérer décevante, par exemple si les concentrations en polluants sont trop importantes localement, ou si la nature même du terrain comporte des aléas compromettant la croissance de ces organismes.

En pratique, les techniques de dépollution biologiques ne sont souvent mises en œuvre qu'en complément des techniques de dépollution par remplacement et physico-chimiques.

L'excavation est parfois problématique (impossibilité matérielle, migration favorisée, instabilité des sols) et en général, la dépollution physique par évacuation ne peut être réalisée sur des sites en activité et peut générer des instabilités et désordres aux infrastructures voisines.

Pour le lavage des sols, différentes variantes existent : le lavage peut être fait à haute pression, à pression normale, *sur-site* ou *hors-site*. L'objectif est de séparer les particules les plus fines dans lesquelles sont principalement concentrés les polluants (lavage haute pression à l'eau), ou de capturer ces polluants dans une solution liquide (eau, acide). Dans le premier cas, la terre doit être excavée, les déchets récupérés seront stockés sous forme de galettes ; dans le deuxième cas, le traitement peut s'effectuer sans extraction si le terrain est perméable. Par exemple, la plupart des métaux lourds (cuivre, zinc, arsenic, cadmium, plomb) peuvent être extraits en utilisant une solution d'acide qu'il faut ensuite neutraliser (pour précipiter une partie des composés) puis décanter, filtrer et centrifuger, afin de séparer les éléments restants.

Le lavage *in-situ* à haute pression reste cependant limité dans son application à des zones de faible taille, la pression de l'eau diminuant rapidement avec la distance à la buse d'injection.

Des techniques utilisant d'autres solvants existent (alcane, alcools ou cétones pour dissoudre la plupart des polluants organiques et toxiques). Elles sont peu chères et se basent sur l'injection du solvant, suivi de son extraction par une des techniques décrites plus haut.

Le confinement mécanique ne constitue pas à proprement parler une action de dépollution. On se contente d'empêcher les polluants de migrer en interposant des barrières étanches (géotextiles, murs de béton, couche d'argile, etc.) entre le milieu pollué et le milieu sain. Cette méthode est utilisée lorsque les autres sont inopérantes, et dans l'attente de trouver une technologie adaptée pour mener à bien un véritable traitement du site.

### **5.3.3 Résultats de la dépollution**

Aucune des méthodes présentées ci-dessus ne permet de dépolluer complètement les sols contaminés par des années de rejets industriels non maîtrisés. Le degré d'efficacité de chaque procédé dépend fortement de la composition du sol et du type de polluants. Souvent, suite à de tels traitements, les polluants ne sont que dilués dans le sol, et parfois transférés vers d'autres compartiments de l'environnement.

En pratique, et pour obtenir de meilleurs résultats, on combine généralement plusieurs méthodes de façon à optimiser l'élimination des polluants. Les résultats atteignent ainsi un niveau acceptable au vu des normes de concentration maximale admises pour les polluants les plus toxiques.

Les terrains, une fois traités, peuvent alors être rendus à un usage non industriel, qui sera fonction du degré de dépollution atteint. Il n'est en général pas recherché un retour à l'état du sol antérieur à la pollution (dépollution totale) en raison du coût excessif de l'opération. L'objectif est donc fixé en fonction de l'usage envisagé sur le site.

### **5.3.4 Dispositions réglementaires quant à la dépollution des sols**

En France, diverses réglementations fixent les points suivants :

- les contraintes sur la dépollution de sites en fin d'exploitation : les industriels libérant un site pour d'autres usages sont tenus de le dépolluer.
- les servitudes d'usage de sites dépollués : un site dépollué l'est dans l'objectif d'un usage donné (construction pavillonnaire, école, parking, zone commerciale...) ; le taux de dépollution est fonction de cet usage, les usages ultérieurs ne pourront pas être plus risqués face à la pollution restante que l'usage prévu (on ne pourra pas faire une zone verte là où l'on a dépollué pour construire un parking par exemple).

### **5.3.5 Économie de la dépollution**

Une dépollution de site coûte usuellement de quelques centaines de milliers d'euros à plusieurs dizaines de millions d'euros. Le financement d'une telle entreprise nécessite donc des moyens considérables, qui peuvent être mis en œuvre soit par l'entreprise responsable de la pollution, soit par le propriétaire qui peut aussi être une collectivité ayant racheté les terrains. Cette dernière est en général représentée par l'État lorsque le site est déclaré orphelin, ce qui est le cas lorsque l'entreprise polluante a fait faillite et qu'elle n'a pas contracté d'assurance sur ce point. Dans certains cas, la dépollution est assurée par l'aménageur qui répercute le coût envisagé de l'opération en négociant à la baisse le prix auquel il achète le terrain.

## **5.4 Pertinence en terme d'application au site METALEUROP**

La contamination des sols du site METALEUROP est beaucoup plus faible que celle des sites dépollués étudiés dans le chapitre précédent et les plombémies qui en découlent aussi. Il est donc important de se demander si l'on peut extrapoler les résultats de réhabilitation obtenus avec de fortes teneurs en plomb (sites dépollués) à de « faibles » teneurs en plomb (site METALEUROP Nord de Noyelles-Godault). Une action aura-t-elle le même effet pour de faibles doses ? A priori, l'effet d'une action devrait être le même mais en moins visible.

Une fiche « résumé » de la situation du site METALEUROP est fournie en Annexe 2 ainsi qu'une fiche concernant le site de Boston (pollution urbaine). En effet, l'usine METALEUROP se situe au cœur de 5 communes résidentielles (essentiellement de petites maisons mitoyennes) et a provoqué une pollution du même ordre de grandeur en terme de concentration du plomb dans le sol que celle de Boston ; par conséquent, le contexte de réhabilitation à Boston (milieu urbain) est sans doute celui qui se rapproche le plus de celui de l'usine. Il paraît alors intéressant de ne pas le négliger.

Un autre point à soulever est la question de la mise en œuvre des actions. En effet, celle-ci est beaucoup plus facile à la campagne où les résidences sont espacées qu'à la ville. Or, sur le site METALEUROP à la différence des sites dépollués (excepté à Boston), on se retrouve plutôt face à un contexte urbain (maisons mitoyennes avec des jardins attenants aux maisons) et un problème d'accès va se poser en cas d'excavation. Les résultats escomptés, à action comparable, pour METALEUROP, nécessiteront donc sans doute plus de moyens techniques, humains et financiers que pour les autres sites.

Pour l'instant, on ne sait pas encore quel a été l'impact (faible ou fort) de la fermeture du site METALEUROP car les résultats de la dernière campagne de dépistage du saturnisme infantile ne sont pas encore disponibles. Evidemment, les actions à envisager découlent de ces résultats. Toutefois, faut-il abandonner les mesures de réhabilitation si les résultats des plombémies sont inférieurs à 100 µg/L malgré une forte contamination du sol par le plomb ? Il est donc important de s'attarder sur la motivation réelle de la réhabilitation du site METALEUROP.

De plus, pratique courante, des matériaux contaminés sont apportés dans les jardins autour du site METALEUROP. Par conséquent, pour que les actions aient un intérêt, les pratiques culturelles seront à revoir pour éviter la recontamination des terrains.



## 6 CONCLUSION

Une recherche dans la littérature scientifique a permis de recenser onze expériences de réhabilitation de sites pollués par le plomb : à Trail, South Riverdale, Rouyn-Noranda, Saint-Jean-sur-Richelieu, Bunker Hill, Midvale, Granite City, Port Pirie, North Lake Macquarie, dans le Bassin de la rivière Guadiamar et à Tikkurila.

Les motivations de la réhabilitation sont de 4 types selon le site : des concentrations élevées du plomb dans le sang (supérieures à 100 µg/L), des concentrations élevées du plomb dans le sol (supérieures à 300 ppm), des concentrations du plomb dans le sol incompatibles avec l'usage prévu pour ces sols, la présence d'enfants ou de femmes enceintes à proximité de l'usine.

De façon générale, plusieurs types d'actions de réhabilitation sont menées, soit en parallèle soit en série, car une seule action de réhabilitation ne semble pas suffisante pour aboutir aux objectifs qui ont été fixés par les autorités publiques du pays pour limiter l'imprégnation au plomb de la population. Il est recommandé d'effectuer une réhabilitation intérieure et extérieure pour éviter les risques de recontamination. Ces risques sont encore réduits si l'on ajoute à cela la fermeture de l'usine.

Avant toute réhabilitation, une étude de la faisabilité en terme de coût et de l'acceptabilité des mesures par la population, facteurs limitants, est indispensable.

3 critères d'évaluation sont utilisables pour déterminer l'efficacité des stratégies de réhabilitation employées sur les sites : la concentration du plomb dans le sol, la concentration du plomb dans les poussières et/ou la concentration du plomb dans le sang. Dans la littérature, il est très peu fait référence à la modélisation de la concentration du plomb dans le sang car le modèle IEUBK, validé pour fournir une estimation de la distribution des plombémies attendues et de la probabilité de dépasser 100 µg/L (chez les enfants de moins de 7 ans, en fonction de leur exposition aux différents milieux), surestime les plombémies et que son modèle alternatif ICRP, plus proche des résultats observés, n'a pas été validé.

Les résultats obtenus après réhabilitation, sont positifs pour 50% de ces sites, en général suite à des actions incluant une excavation de sol.

Au vu des résultats obtenus suite à la dépollution des sites contaminés par le plomb (dans la littérature scientifique) et de la discussion de ceux-ci, les recommandations suivantes vis-à-vis du site METALEUROP Nord de Noyelles-Godault peuvent être proposées :

- la décontamination du site de l'usine : excavation de 30 cm de sol puis ajout de sol propre et d'un couvert végétal
- la couverture végétale du terriil pour éviter les ré-envols
- le nettoyage des bâtiments restants
- le nettoyage par un professionnel des maisons abritant des enfants de moins de 6 ans, où les concentrations du plomb dans le sol dépassent 500 ppm et/ou, où les concentrations du plomb dans le sang des enfants sont supérieures à 100 µg/L :
  - ◆ à l'intérieur : aspirateur HEPA (filtre à très haute efficacité)
  - ◆ à l'extérieur : excavation de 15 cm de sol puis ajout d'une membrane puis ajout de sol propre et d'un couvert végétal
- une éducation sanitaire

Toutefois, ce travail, basé sur une recherche bibliographique, est une synthèse non exhaustive des sites dépollués et d'autres sites non répertoriés dans la littérature scientifique ont pu être décontaminés. Par exemple, aucun article ne fait référence à une réhabilitation concernant des sites pollués situés en Belgique, Pologne, en Russie ou dans d'autres pays de l'Est qui ont très bien pu l'être.

Parmi les différentes techniques de réhabilitation des sols pollués par les métaux lourds, deux techniques semblent très prometteuses : la bioremédiation et la phytoremédiation. Cependant, celles-ci ne sont pas encore au point et sont des méthodes lentes de réhabilitation malgré leur faible coût pour une efficacité optimale.

---

## Bibliographie

---

- [1] Prouvost H, Declercq C, Heyman C, Roger C. *Contribution des différentes voies d'exposition au plomb et au cadmium de la population vivant dans le secteur de Noyelles-Godault et Aubry*. Lille: ORS Nord-Pas-de-Calais, 2003; 37 p.
- [2] *Impact sur la santé humaine de la pollution des sols du secteur industriel de Noyelles-Godault et Aubry*. Lille: CIRE Nord, 2000.
- [3] *L'industrie au regard de l'environnement en 2001*. Douai: Direction Régionale de la Recherche, de l'Industrie et de l'Environnement Nord-Pas-de-Calais, 2002.
- [4] Leroyer A, Nisse C, Hemon D, Gruchociak A, Salomez JL, Haguenoer JM. *Environmental lead exposure in a population of children in northern France: factors affecting lead burden*. American Journal of Industrial Medicine 2000; 38: 281-289.
- [5] Leroyer A, Hemon D, Nisse C, Auque G, Mazzuca M, Haguenoer J-M. *Determinants of Cadmium Burden Levels in a Population of Children Living in the Vicinity of Nonferrous Smelters*. Environmental Research Section A 2001; 87: 147-159.
- [6] Leroyer A, Hemon D, Nisse C, Bazerques J, Salomez JL, Haguenoer JM. *Environmental exposure to lead in a population of adults living in northern France: lead burden levels and their determinants*. The Science of the Total Environment 2001; 267: 87-99.
- [7] Declercq C, Beaubois M. *Programme de dépistage du saturnisme infantile autour du site METALEUROPE de Noyelles-Godault. Bilan de la campagne 1999-2000*. Lille: ORS Nord-Pas-de-Calais, 2000; 38 p.
- [8] Declercq C, Ladrière L, Brigaud T, Leclercq M, Haguenoer JM. *Programme de dépistage du saturnisme infantile autour du site METALEUROPE de Noyelles-Godault. Bilan de la campagne 2001-2002*. Lille: ORS Nord-Pas-de-Calais, 2003; 37 p.
- [9] Huel G, Jouan M, Fréry N. *Surveillance de la population française vis-à-vis du risque saturnin*. INSERM-RNSP 1997.
- [10] Mielke HW, Reagan PL. *Soil is an important pathway of human lead exposure*. Environ Health Perspect 1998; 106 Suppl 1: 217-229.
- [11] Ryan JA, Scheckel KG, Berti WR, et al. *Reducing children's risk from lead in soil*. Environmental Science & Technology 2004; 1: 19A--24A.
- [12] Stanek EJ, Calabrese EJ, Zorn M. *Soil ingestion distributions for Monte Carlo risk assessment in children*. Human and ecological risk assessment 2001; 7 (2): 357-368.
- [13] *Exposure factors handbook*. Washington: US Environmental Protection Agency, 1997.

- [14] Commission de Toxicovigilance. *Intoxication par le plomb chez l'enfant*. Paris: Ministère des Affaires sanitaires et sociales, de la Santé et de la Ville, 1993.
- [15] *Preventing lead poisoning in children*. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control, 1991.
- [16] *Toxicological profile for lead*. Atlanta: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1999.
- [17] *Plomb dans l'environnement. Quels risques pour la santé?* Paris: Les Éditions INSERM, 1999.
- [18] *Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb. Organisation des programmes de dépistage et évaluation de l'efficacité des mesures de réduction de l'exposition*. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire, 2001; 72 p.
- [19] *Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb. Analyse de la pertinence de la mise en oeuvre d'un dépistage: du diagnostic environnemental à l'estimation des expositions*. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire, 2002; 72 p.
- [20] *Déclarer, agir, prévenir. Le nouveau dispositif de surveillance des maladies à déclaration obligatoire*. Saint-Maurice: Institut de Veille Sanitaire, 2003; 64 p.
- [21] Canfield RL, Henderson CR, Jr., Cory-Slechta DA, Cox C, Jusko TA, Lanphear BP. *Intellectual impairment in children with blood lead concentrations below 10 microg per deciliter*. N Engl J Med 2003; 348: 1517-26.
- [22] Selevan SG, Rice DC, Hogan KA, Euling SY, Pfahles-Hutchens A, Bethel J. *Blood lead concentration and delayed puberty in girls*. N Engl J Med 2003; 348: 1527-36.
- [23] Rogan WJ, Dietrich KN, Ware JH, et al. *The effect of chelation therapy with succimer on neuropsychological development in children exposed to lead*. N Engl J Med 2001; 344: 1421-1426.
- [24] Rosen JF, Mushak P. *Primary prevention of childhood lead poisoning--the only solution*. N Engl J Med 2001; 344: 1470-1.
- [25] *Informations-Metaleurop Nord (Noyelles-Godault, 62)*. DRIRE. [Visité le 08/03/2004]. Disponible sur Internet : <<http://www.nord-pas-de-calais.drire.gouv.fr>>
- [26] *Les principaux textes s'appliquant à la pollution industrielle des sols*. BRGM. [Visité le 22/07/2004]. Disponible sur Internet :  
 a. <<http://www.fasp.info/Reglementation/Reglementation1.html>>
- [27] Elias RW, Gulson B. *Overview of lead remediation effectiveness*. Sci Total Environ 2003; 303: 1-13.
- [28] Hilts SR, Bock SE, Oke TL, Yates CL, Copes RA. *Effect of interventions on children's blood lead levels*. Environmental Health Perspectives 1998; 106: 79-83.

- [29] Hilts SR. *Effect of smelter emission reductions on children's blood lead levels*. Science of the Total Environment 2003; 303: 51-58.
- [30] Langlois P, Smith L, Fleming S, Gould R, Goel V, Gibson B. *Blood lead levels in Toronto children and abatement of lead-contaminated soil and house dust*. Arch Environ Health 1996; 51: 59-67.
- [31] Gagne D. *Blood lead levels in Noranda children following removal of smelter-contaminated yard soil*. Can J Public Health 1994; 85: 163-166.
- [32] Goulet L, Gaudreau J, Messier A. *Results of a lead decontamination program*. Archives of Environmental Health 1996 ; 51 (1) : 68-72.
- [33] Sheldrake S, Stifelman M. *A case study of lead contamination cleanup effectiveness at Bunker Hill*. Science of the Total Environment 2003; 303: 105-123.
- [34] von Lindern I, Spalinger S, Petroysan V, von Braun M. *Assessing remedial effectiveness through the blood lead:soil/dust lead relationship at the Bunker Hill Superfund Site in the Silver Valley of Idaho*. The Science of the Total Environment 2003; 303: 139-170.
- [35] von Lindern IH, Spalinger SM, Bero BN, Petrosyan V, von Braun MC. *The influence of soil remediation on lead in house dust*. Science of the Total Environment 2003; 303: 59-78.
- [36] Lanphear BP, Succop P, Roda S, Henningsen G. *The effect of soil abatement on blood lead levels in children living near a former smelting and milling operation*. Public Health Rep 2003; 118: 83-91.
- [37] Kimbrough RD, LeVois M, Webb DR. *Survey of lead exposure around a closed lead smelter*. Pediatrics 1995; 95 (4): 550-554.
- [38] Lorenzana RM, Troast R, Mastriano M, Follansbee MH, Diamond GL. *Lead intervention and pediatric blood lead levels at hazardous waste sites*. Journal of Toxicology and Environmental Health Part A 2003; 66: 871-893.
- [39] Calder I, Maynard E, Heyworth J. *Port Pirie lead abatement program, 1992*. Environmental Geochemistry and Health 1994; 16(3/4): 137-145.
- [40] Maynard E, Thomas R, Simon D, Phipps C, Ward C, Calder I. *An evaluation of recent blood lead levels in Port Pirie, South Australia*. The Science of the Total Environment 2003; 303: 25-33.
- [41] Morrison AL. *An assessment of the effectiveness of lead pollution reduction strategies in North Lake Macquarie, NSW, Australia*. The Science of the Total Environment 2003; 303: 125-138.
- [42] Aguilar J, Dorronsoro C, Fernandez E, et al. *Remediation of Pb-contaminated soils in the Guadiana river basin (SW Spain)*. Water, Air, and Soil Pollution 2004; 151: 323-333.

- [43] Louekari K, Mroueh UM, MaidellMunster L, Valkonen S, Tuomi T, Savolainen K. *Reducing the risks of children living near the site of a former lead smeltery*. The Science of the Total Environment 2004; 319: 65-75.
- [44] Mushak P. *Uses and limits of empirical data in measuring and modeling human lead exposure*. Environmental Health Perspectives 1998; 106: 1467-1484.
- [45] Khoury GA, Diamond GL. *Risks to children from exposure to lead in air during remedial or removal activities at Superfund sites: A case study of the RSR lead smelter Superfund site*. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 2003; 13: 51-65.
- [46] Mushak P. *Lead remediation and changes in human lead exposure: some physiological and biokinetic dimensions*. The Science of The Total Environment 2003; 303: 35-50.
- [47] Machermer SD, Hosick TJ. *Determination of soil lead variability in residential soil for remediation decision making*. Water Air and Soil Pollution 2004; 151: 305-322.
- [48] Ehlers LJ, Luthy RG. *Contaminant bioavailability in soil and sediment. Improving risk assessment and remediation rests on better understanding bioavailability*. Environ Sci Technol 2003; 37: 295A-302A.
- [49] Lanphear BP, Eberly S, Howard CR. *Long-term effect of dust control on blood lead concentrations*. Pediatrics 2000; 106: E48.
- [50] McLaughlin TJ, Humphries O, Jr., Nguyen T, Maljanian R, McCormack K. *"Getting the lead out" in Hartford, Connecticut: a multifaceted lead-poisoning awareness campaign*. Environ Health Perspect 2004; 112: 1-5.
- [51] *Region 6 : South Central*. US EPA. [Visité le 09/06/2004]. Disponible sur Internet : <[http://www.epa.gov/region6/6xa/lead\\_superfund.htm](http://www.epa.gov/region6/6xa/lead_superfund.htm)>
- [52] Bliefert C, Perraud R. *Chimie de l'environnement – air, eau, sols, déchets*. De Boeck 1ère édition 2001.
- [53] Darmendrail D, Bardos P- Réseau CLARINET. *Principaux résultats des groupes de travail*. BRGM/RP-52556-FR, 2003; 40 p.
- [54] *Dépollution des sols*. Wikipedia. [Visité le 07/05/2004]. Disponible sur Internet : <[http://fr.wikipedia.org/wiki/D%C3%A9pollution\\_des\\_sols](http://fr.wikipedia.org/wiki/D%C3%A9pollution_des_sols)>
- [55] Aschengrau A, Beiser A, Bellinger D, Copenhafer D, Weitzman M. *The Impact of Soil Lead Abatement on Urban Children's Blood Lead Levels: Phase II Results from the Boston Lead-In-Soil Demonstration Project*. Environmental Research 1994; 67: 125-148.
- [56] Weitzman M, Aschengrau A, Bellinger D, Jones R, Hamlin JS, Beiser A. *Lead-contaminated soil abatement and urban children's blood lead levels*. Jama 1993; 269: 1647-1654.

---

## Liste des figures

---

Figure 1 : Situation du secteur étudié dans la région Nord-Pas-de-Calais .....	1
Figure 2 : Les communes du secteur d'étude .....	1
Figure 3 : Evolution des rejets atmosphériques du site METALEUROPE (1985-2001) .....	2
Figure 4 : Schéma de principe de la pollution industrielle atmosphérique .....	3
Figure 5 : Les différentes voies d'exposition au plomb chez l'enfant .....	4

---

## Liste des tableaux

---

Tableau 1 : Effets du plomb sur la santé des enfants selon la plombémie .....	5
Tableau 2 : Récapitulatif des différents sites dépollués .....	8
Tableau 3 : Types d'action en fonction du site .....	9
Tableau 4 : Niveaux d'actions en fonction du site .....	10
Tableau 5 : Coûts de dépollution en fonction du site .....	11
Tableau 6 : Critères d'évaluation en fonction du site .....	12
Tableau 7 : Méthodes de dépollution pour les métaux lourds <i>in-situ</i> et <i>ex-situ</i> .....	16

---

## Liste des annexes

---

Annexe 1 : Sites industriels dépollués [27] .....	III
Annexe 2 : Sites supplémentaires .....	XXIII



# Annexe 1 : Sites industriels dépollués [27]

## 1) Trail/British Columbia (Canada)

### Contexte :

- grande fonderie de plomb et de zinc active depuis près d'un siècle (1916)
- émission de 109,5 t/an de Pb (1990)
- $[Pb]_{\text{sang}}$  enfants 12-36 mois moyenne = 220  $\mu\text{g/L}$  (1975)
- $[Pb]_{\text{sang}}$  enfants 24-72 mois moyenne = 131  $\mu\text{g/L}$  (1989)


### Actions :

- **1991** : programme de prévention :
  - examen annuel de la  $[Pb]_{\text{sang}}$  des enfants âgés de 6 à 60 mois : 74 à 88% de participation (de 1991 à 1996)
  - gestion des cas ( $[Pb]_{\text{sang}}$  enfants > 20 mois  $\geq 150 \mu\text{g/L}$  ou  $[Pb]_{\text{sang}}$  enfants < 20 mois  $\geq 100 \mu\text{g/L}$ ) : examen de la  $[Pb]_{\text{sang}}$  plus fréquent ; contrôle des poussières, surveillance de l'hygiène et de la nutrition ; détection de plomb dans les sols nus, les poussières de maison, les surfaces peintes pour identifier les zones nécessitant une attention immédiate ; fourniture des tapis d'entrée, des bacs à sable avec du sable propre et des couvercles, des matériaux de couverture du sol et des fournitures ou services de nettoyage de maison ; et assistance avec le retrait des peintures
  - programmes d'éducation : message pour la réduction des expositions délivrés directement aux jeunes enfants (visites 2 fois par an des cours d'écoles, centres de loisirs et jardins d'enfants pour apprendre l'hygiène), aux familles, aux mères et futures mères et à la population générale (distribution de lettres de publicité 3 fois par an, radio, tableaux d'affichage...)
  - programmes d'abattement des poussières : vaporisation annuelle d'un suppresseur de poussières sur les allées non pavées et les surfaces de parkings ; couverture végétale des terrains nus publics ; couverture des terrains nus avec du bitume, du béton ou du gravier ; nettoyage plus fréquent des rues pavées
  - suivi environnemental : études des voies d'exposition et essais d'intervention
- **1997** : fonderie de plomb avec un nouveau système de hauts fourneaux
- **2001** : fermeture des fonderies et raffineries durant 3 mois (Juillet, Août, Septembre)

### Critères d'évaluation :

$[Pb]_{\text{sol}}$ ,  $[Pb]_{\text{poussières}}$ ,  $[Pb]_{\text{sang}}$

## Résultats :

<b>Sol</b>	[Pb] <sub>sol</sub> = 844 ppm (1994-1996) [Pb] <sub>sol</sub> = 756 ppm (1999)  Non Significatif (NS)															
<b>Poussières</b>	-Réduction de 50% des retombées de poussières extérieures et intérieures : <table style="margin-left: 40px;"> <thead> <tr> <th></th> <th><b>1994-1996</b></th> <th><b>1999</b></th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>○ Retombées extérieures :</td> <td>61 mg/m<sup>2</sup>/j</td> <td>31 mg/m<sup>2</sup>/j</td> </tr> <tr> <td>○ Retombées intérieures :</td> <td>0,14 mg/m<sup>2</sup>/j</td> <td>0,07 mg/m<sup>2</sup>/j</td> </tr> <tr> <td>○ Poussières dans les rues :</td> <td>220 mg/m<sup>2</sup></td> <td>120 mg/m<sup>2</sup></td> </tr> <tr> <td>○ Poussières maisons :</td> <td>758 ppm</td> <td>583 ppm (NS)</td> </tr> </tbody> </table>		<b>1994-1996</b>	<b>1999</b>	○ Retombées extérieures :	61 mg/m <sup>2</sup> /j	31 mg/m <sup>2</sup> /j	○ Retombées intérieures :	0,14 mg/m <sup>2</sup> /j	0,07 mg/m <sup>2</sup> /j	○ Poussières dans les rues :	220 mg/m <sup>2</sup>	120 mg/m <sup>2</sup>	○ Poussières maisons :	758 ppm	583 ppm (NS)
	<b>1994-1996</b>	<b>1999</b>														
○ Retombées extérieures :	61 mg/m <sup>2</sup> /j	31 mg/m <sup>2</sup> /j														
○ Retombées intérieures :	0,14 mg/m <sup>2</sup> /j	0,07 mg/m <sup>2</sup> /j														
○ Poussières dans les rues :	220 mg/m <sup>2</sup>	120 mg/m <sup>2</sup>														
○ Poussières maisons :	758 ppm	583 ppm (NS)														
<b>Plombémies</b>	- [Pb] <sub>sang</sub> enfants 6-60 mois a baissé de 6 µg/L/an (1989-1996) - [Pb] <sub>sang</sub> enfants 6-60 mois a baissé de 18 µg/L/an (1997-1999) Le déclin observé dans d'autres endroits est lié à l'interdiction de l'essence au plomb et à la réduction du plomb dans l'alimentation.															

## Observations :

Le changement des hauts fourneaux n'a pas permis de réduire significativement les [Pb]<sub>sol</sub> et les [Pb]<sub>poussières intérieures</sub>.

De 1999 à 2001, les [Pb]<sub>sang</sub> moyenne stagnent.

## Bibliographie : [28, 29]

## 2) South Riverdale/Toronto (Canada)

### Contexte :

- ville adjacente à une fonderie de plomb secondaire
- contamination du sol et des végétaux

### Actions :

- **1988** : remplacement de 30 cm des sols dont  $[Pb]_{sol} > 500$  ppm (970 habitations)
- **1989** : nettoyage professionnel des maisons (717 ménages)
- **1992** : réduction des émissions

### Critères d'évaluation :

$[Pb]_{sang}$  (sang capillaire)

### Résultats :

- $[Pb]_{sang}$  enfants  $< 6$  ans  $\geq 100$   $\mu\text{g/L}$  : pour 85,5% des enfants (1984), 42,7% (1988), 17,9% (1989) et 7,3% (1992)
- $[Pb]_{sang}$  enfants  $< 6$  ans  $\geq 200$   $\mu\text{g/L}$  : pour 18,2% des enfants (1984), 0,7% (1988), 1,9% (1989) et 0% (1992)
- En 1992, les plombémies des enfants de South Riverdale ont rejoint le niveau des témoins Ontario soit 39  $\mu\text{g/L}$  (sans réhabilitation, la  $[Pb]_{sang}$  estimée serait de 69  $\mu\text{g/L}$ ).

### Observations :

70% des foyers ont accepté le nettoyage et presque toutes les familles ont accepté le remplacement de sol.

Dépistage sur une période de 8 ans (1984-1992) : faible taux de participation (45,8%)

Il n'y a pas de données pour le sol mais probable recontamination des sols par mélange de l'ancien sol pollué et du nouveau ou recontamination liée aux retombées atmosphériques car le sol à 5-15 cm est moins pollué que celui à 0-5 cm (1991).

Les enfants des logements sans réhabilitation ont des  $[Pb]_{sang}$  plus faibles soit à cause d'un biais de sélection soit à cause d'une surexposition lors de la réhabilitation.

Parallèlement aux actions de réhabilitation, une politique de diminution de l'exposition au plomb s'est mise en place : interdiction de l'essence avec plomb et baisse de l'activité de l'usine.

Les  $[Pb]_{sang}$  ont baissé mais on ne sait pas corréler une action à un effet.

### Bibliographie : [30]

### 3) Rouyn-Noranda/Québec (Canada)

#### Contexte :

- à 1 km du site industriel : District Notre Dame, 710 terrains résidentiels (résidences les plus proches à moins de 100 m), 30 000 habitants
- fonderie de cuivre en activité depuis 1927 (2 500 t/j)
- émission de 2 000 t/an de Pb depuis 50 ans (diminution des rejets depuis 1980 pour atteindre la valeur de 300 t/an en 1991)
- la plus forte contamination se situe dans la zone sous le vent et proche de la fonderie :
  - o  $[Pb]_{sang} > 100 \mu\text{g/L}$  pour 83% des enfants
  - o retombées de poussières : en moyenne  $36 \text{ mg/m}^2/\text{mois}$  de Pb au lieu de 16,4 en dehors

#### Actions :

- **1979-1989** : réduction des émissions
- réunion d'information pour le public
- **1990-1991** : décontamination des résidences dont  $[Pb]_{sol} > 500 \text{ ppm}$  (80% des 710 terrains résidentiels) : retrait de 10 cm de sol et ajout de sol non contaminé,  $< 50 \text{ ppm}$ , puis d'herbe ou de gravier dans le cas d'une zone de futur parking
- **1992-1995** : baisse du niveau de plomb dans l'air

#### Critères d'évaluation :

$[Pb]_{sang}$

#### Résultats :

	1978 : 100% des enfants avec une $[Pb]_{sang} > 100 \mu\text{g/L}$
Baisse de 50% des émissions	29 enfants avec une $[Pb]_{sang}$ moyenne de $210 \mu\text{g/L}$ (95 <sup>ème</sup> percentile = 290) (rien de fait avant $300 \mu\text{g/L}$ )
	1989 : 50% des enfants avec une $[Pb]_{sang} > 100 \mu\text{g/L}$
Dépollution des sols => - 27%	117 enfants avec une $[Pb]_{sang}$ moyenne de $100 \mu\text{g/L}$ (94% des 2-5 ans) (95 <sup>ème</sup> percentile = 200) $[Pb]_{sol} = 700 \text{ ppm}$ (pas d'action entre 1979 et 1989)
	1991 : 25% des enfants avec une $[Pb]_{sang} > 100 \mu\text{g/L}$ 87 enfants avec une $[Pb]_{sang}$ moyenne de $73 \mu\text{g/L}$ (90% des 1-5 ans) (95 <sup>ème</sup> percentile = 147)
	1993 : 23% des enfants ont une $[Pb]_{sang} > 100 \mu\text{g/L}$ .

#### Bibliographie : [31]

## 4) Saint-Jean-sur-Richelieu/Québec (Canada)

### Contexte :

- petite ville de 40 000 résidents à 40 km au Sud-Est de Montréal (Québec, Canada)
- vent vers Est/Sud-Est
- usine de récupération de batteries
  
- Janvier 1988 : investigations par le Ministère de l'environnement du Québec car les installations sont non conformes aux opérations effectuées, prévues en Mars 1984 (des milliers de vieilles batteries sont stockées en champ ouvert)
  
- Août 1989 : découverte d'un terrain résidentiel autour de l'usine de récupération de batteries contaminé par le plomb ce qui a entraîné la fermeture de l'usine

<b>Sol</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 1988 : <ul style="list-style-type: none"> <li>○ 80% des échantillons de sol (60 cm de profondeur) avec une <math>[Pb]_{sol} &gt; 600</math> ppm (médiane = 1 756 ppm, <math>[Pb]_{sol} = 168</math> à 10 800 ppm)</li> <li>○ à 2 à 3 m de profondeur : <math>[Pb]_{sol} = 3 000</math> ppm</li> </ul> </li> <li>- 1989 : 28 échantillons de sol (0 à 5 cm de profondeur) avec 2 aires de contamination : <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Aire 1 (jusqu'à 150-200 m de l'usine) : contamination sévère : <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 41,2% des échantillons avec <math>[Pb]_{sol} &gt; 600</math> ppm</li> <li>▪ 82,4% des échantillons avec <math>[Pb]_{sol} &gt; 200</math> ppm (médiane = 520 ppm, <math>[Pb]_{sol} = 7</math> à 5 040 ppm)</li> </ul> </li> <li>○ Aire 2 (de 150-200 m à 600 m de l'usine) : contamination faible : <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 18,2% des échantillons avec <math>[Pb]_{sol} &gt; 600</math> ppm</li> <li>▪ 45,5% des échantillons avec <math>[Pb]_{sol} &gt; 200</math> ppm (médiane = 185 ppm, <math>[Pb]_{sol} = 40</math> à 2 300 ppm)</li> </ul> </li> <li>○ Aire témoin à 3 km : <math>[Pb]_{sol} &lt; 10</math> ppm</li> </ul> </li> </ul>
<b>Poussières intérieures</b>	4 échantillons entre 30 et 230 m de l'usine : $[Pb]_{sol} = 1200$ à 2 500 ppm Témoin : $[Pb]_{sol} = 193$ ppm
<b>Plombémies</b>	<p>Enquête épidémiologique de Septembre 1989 :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Population cible : enfants de 0-10 ans dans les 600 m de l'usine = 510 enfants (81,6% de participation) : <ul style="list-style-type: none"> <li>○ <math>[Pb]_{sang}</math> moyenne = 92 <math>\mu</math>g/L (aire 1, jusqu'à 200 m)</li> <li>○ <math>[Pb]_{sang}</math> moyenne = 57 <math>\mu</math>g/L (aire 2, de 200 à 600 m)</li> </ul> </li> <li>- Enfants de 0 à 5 ans : <ul style="list-style-type: none"> <li>○ <math>[Pb]_{sang}</math> moyenne = 103 <math>\mu</math>g/L (aire 1, jusqu'à 200 m)</li> <li>○ <math>[Pb]_{sang}</math> moyenne = 62 <math>\mu</math>g/L (aire 2, de 200 à 600 m)</li> </ul> </li> <li>- Enfants de 1 à 2 ans : <math>[Pb]_{sang}</math> maximale = 122 <math>\mu</math>g/L</li> </ul> <p>=&gt; Développement par les autorités sanitaires d'un programme pour baisser la <math>[Pb]_{sang}</math> moyenne des enfants de l'aire 1 à 50-80 <math>\mu</math>g/L.</p>

## Actions :

- **Août 1989** : fermeture

Programme sanitaire (environnement et comportement) : actions sur l'environnement intérieur et extérieur : pose de bitume sur le terrain de l'usine, enlèvement des poussières (routes et trottoirs), enlèvement et remplacement des sols contaminés, nettoyage professionnel des maisons et campagne d'éducation sanitaire :

- **Septembre 1989** :

- bitumage et retrait des poussières des rues
- opérations de retrait de sol :
  - Aire 1 : retrait de 10 à 30 cm sauf si herbe ou gravier et rajout (herbe ou gravier : remplacement si  $[Pb]_{sol} \geq 500$  ppm)
  - Aire 2 : remplacement des surfaces accessibles si  $[Pb]_{sol} > 400$  ppm (herbe ou gravier : remplacement si  $[Pb]_{sol} \geq 1\ 000$  ppm)

- **Octobre 1989-Mars 1990** : 115 maisons sur les aires 1 et 2 avec des enfants avec une  $[Pb]_{sang} \geq 150$   $\mu\text{g/L}$  ont été nettoyées professionnellement (aspirateur HEPA pour les plafonds et les murs, conduits de chauffage et d'air conditionné, plancher, joints des fenêtres, tapis, meubles, nettoyage des objets apparents et des vêtements)

- **1990-1992** : nettoyage professionnel de toutes les autres maisons avec des enfants de 0 à 6 ans ou des femmes enceintes

- campagne d'information :

- réunions individuelles avec les parents des enfants de moins de 6 ans de l'aire 1
- information dans les classes prénatales
- ligne téléphonique pour les sources de plomb et les dangers
- distribution de prospectus aux pédiatres et à domicile
- publication de petits articles dans les journaux locaux
- information sur l'abatement du Pb dans les peintures

## Critères d'évaluation :

$[Pb]_{sang}$

## Résultats :

- $[Pb]_{sang}$  enfants 6 mois à 10 ans moyenne = 97  $\mu\text{g/L}$  (1989) puis 50  $\mu\text{g/L}$  (1991) (baisse de 48%)
- $[Pb]_{sang}$  enfants 6 mois à 5 ans moyenne = 98  $\mu\text{g/L}$  (1989) puis 55  $\mu\text{g/L}$  (1991) (baisse de 44%)

103  $\mu\text{g/L}$  en moyenne (1989)

52  $\mu\text{g/L}$  en moyenne (1991)

L'exposition environnementale des enfants est devenue négligeable.



Décontamination du sol et fermeture de l'usine de récupération de batteries

- 1991 : aucun enfant n'a de  $[Pb]_{sang} > 150$   $\mu\text{g/L}$  tandis qu'en 1989 il y en avait 21,3%.

## **Observations :**

Enquête épidémiologique de 1989 (81,6% d'enfants participants des zones 1 et 2) : 17 enfants avec une  $[Pb]_{\text{sang}} \geq 200 \mu\text{g/L}$  dont 5 (29%) vivaient dans des maisons avec des écailles de peintures contaminées par le plomb.

Dans cet article, sont présentés les résultats de l'enquête épidémiologique de 1991 (101 enfants participants, 79,2% d'enfants participants de la zone 1). Il n'y a pas de différence entre les anciens et les nouveaux résidents pour les  $[Pb]_{\text{sang}}$ .

L'objectif principal du programme de prévention a été atteint mais on ne sait pas corréler une activité de réhabilitation à un effet.

Les éléments clés de la réussite sont la coordination et la cohérence des efforts de toutes les autorités sanitaires.

Le programme sanitaire (décontamination sol et poussières + éducation/sensibilisation) a entraîné une baisse significative des  $[Pb]_{\text{sang}}$ .

## **Bibliographie : [32]**

## 5) Bunker Hill Superfund Site/Idaho (USA)

### Contexte :

- site situé dans le Comté de Shoshone dans le Nord de l'Idaho, à 65 km à l'Est de la ville de Cœur d'Alene
- 5 400 hectares (ha) dans la Silver Valley dont 150 ha de complexe industriel Plomb/Zinc abandonné
- 7 000 personnes dans 5 communes résidentielles
- fonderie et mine en activité de la fin du 19<sup>ème</sup> siècle à 1981
- 1 siècle d'émissions d'où plusieurs milliers d'hectares contaminés
- [Pb] dans les déchets sur le site de la fonderie  $\geq 100\ 000$  ppm
- [Pb] dans le sol sur le site de la fonderie  $\geq 100\ 000$  ppm
- [Pb] dans les sols (zones inondables) à proximité  $> 20\ 000$  ppm
- dans les zones habitées (années 1980) :
  - o [Pb]<sub>sol</sub> des résidences = 2 500 à 5 000 ppm (en moyenne)
  - o [Pb]<sub>poussières maison</sub> = 2 000 à 4 000 ppm (en moyenne)
- sur 1,6 km du complexe :
  - o [Pb]<sub>air</sub>  $> 20\ \mu\text{g}/\text{m}^3$
  - o [Pb]<sub>sol</sub> moyenne = 7 000 ppm et [Pb]<sub>poussières maison</sub> moyenne = 12 000 ppm
- 1988 : recensement de plus de 1 800 terrains privés autour du site avec [Pb]<sub>sol</sub>  $> 1\ 000$  ppm (85 à 90% de ces terrains sont situés dans les 2 communes les plus proches du site : Kellogg et Smelterville)
- les plombémies sont excessives même chez les enfants nés après la fermeture du site (1981)

### Actions :

- **1974-1975** : contrôle des rejets atmosphériques
- **1981** : fermeture de la fonderie
- **1984** : actions de dépollution, nettoyage et intervention sanitaire



- **1985** :

- **objectif** :
  - diminuer le risque pour minimiser l'absorption du plomb pendant la réhabilitation
- **actions** :
  - intervention à la maison
  - information du public
  - activités de réhabilitation ciblées

- **1985-1987** : remplacement des sols contaminés des lieux publics et contrôle des poussières

- **A partir de 1989** :

- **actions** :
  - poussières : nettoyage des résidences dont  $[Pb]_{\text{poussières intérieures}} > 1\ 000$  ppm
  - sol : installation d'une couche de sol propre de 30 cm et de 60 cm pour les jardins (priorité pour les résidences dont  $[Pb]_{\text{sol}} > 1\ 000$  ppm occupées par des femmes enceintes ou des enfants de moins de 6 ans)
  - sols à usage commercial dont  $[Pb]_{\text{sol}} > 1\ 000$  ppm : excavation de 15 à 30 cm de profondeur et remplacement par du sol propre

- **1991-1992** : nettoyage des terrains résidentiels, d'anciens terrains industriels contaminés et des terrains de plaine inondés :

- **objectifs** :
  - sols : remplacer tous les terrains ayant une  $[Pb]_{\text{sol}} > 1\ 000$  ppm et atteindre une moyenne géométrique de la  $[Pb]_{\text{sol}} < 350$  ppm pour chaque commune du site
  - poussières : nettoyer les communes du site pour que la  $[Pb]_{\text{poussières maison}}$  moyenne par commune soit  $\leq 500$  ppm et que la  $[Pb]_{\text{poussières maison}}$  moyenne par maison soit  $< 1\ 000$  ppm (si dépassement => réhabilitation intérieure)
- **actions** :
  - remplacement partiel de la surface contaminée des sols et couverture des contaminants sous la surface et des terrils
  - décontamination des sols de surface contaminés et des poussières des terrains résidentiels

## Critères d'évaluation :

$[Pb]_{\text{sol}}$ ,  $[Pb]_{\text{poussières}}$ ,  $[Pb]_{\text{sang}}$

## Résultats :

<p><b>Sol</b></p>	<p>- 1988-1998 : La <math>[Pb]_{sol}</math> a diminué de 95% à Smelterville, de 85% à Kellogg, de 51% à Page, de 61% à Wardner et de 20% à Pinehurst.</p> <p>- Smelterville (que 39 maisons où réhabilitation : baisse de 120 ppm/an) :</p> <p style="text-align: center;"> <math>[Pb]_{sol}</math> moyenne &gt; 2 000 ppm (1988)    — Actions à partir de 1989  <math>[Pb]_{sol}</math> moyenne = 581 ppm (1990)    — Actions en 1991-1992  <math>[Pb]_{sol}</math> moyenne = 312 ppm (1993) </p>
<p><b>Poussières intérieures</b></p>	<p>- Suite au contrôle des rejets (1974-1975), la <math>[Pb]_{poussières}</math> moyenne a diminué de 10 000 ppm (1974) à 4 000 ppm (1975).</p> <p>- 1983 : <math>[Pb]_{poussières}</math> à Kellogg et Smelterville = 3 000 ppm (en moyenne)</p> <p>- Suite aux actions de réhabilitation (1985-1987), la <math>[Pb]_{poussières}</math> moyenne a baissé de 40 à 60% : 1 500 ppm à Kellogg et 1 200 ppm à Smelterville.</p> <p>- Suite aux actions de réhabilitation (1989-1992), la <math>[Pb]_{poussières}</math> moyenne à Kellogg et Smelterville a diminué de plus de 50% : de 1 200-1 800 ppm (1988-1990) à 400-500 ppm (1999).</p> <p>- 1996-1999 : <math>[Pb]_{poussières}</math> moyenne = 350 ppm (Kellogg) et 650 ppm (Smelterville)</p> <p>- 2001 : <math>[Pb]_{poussières}</math> moyenne = 350 ppm (Kellogg et Smelterville)</p>
<p><b>Plombémies</b></p>	<p>- Smelterville :</p> <p style="text-align: center;"> <math>[Pb]_{sang}</math> moyenne (enfants de moins de 2 ans) = 700 <math>\mu g/L</math>    — Contrôle des émissions en 1974-1975  <math>[Pb]_{sang}</math> moyenne (enfants de moins de 2 ans) = 400 <math>\mu g/L</math>    — Fermeture en 1981  <math>[Pb]_{sang}</math> moyenne (enfants de moins de 2 ans) = 210 <math>\mu g/L</math> </p> <p>- 1988 :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>o baisse significative de la <math>[Pb]_{sang}</math> pour plus de 75% des enfants</li> <li>o baisse de 50 à 60% de la <math>[Pb]_{sang}</math> (meilleure baisse en 1989-91 = 1<sup>ère</sup> phase de réhabilitation près des maisons)</li> </ul> <p>- <math>[Pb]_{sang} &gt; 100 \mu g/L</math> :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>o tout âge : 46% des enfants (1988) puis 3% (2001)</li> <li>o 2 ans : 61% des enfants (1988) puis 10% (2001)</li> </ul> <p>Il y a une réduction des <math>[Pb]_{sang}</math> observées chez la majorité des enfants (d'où impact visible de la dépollution des sols &gt; 1 000 ppm).</p>

## **Observations :**

1990 : Etude pilote : recontamination des tapis 1 an après le nettoyage complet de l'intérieur. Il n'y a donc pas de réhabilitation intérieure permanente sans réhabilitation extérieure.

La tendance des  $[Pb]_{\text{sang}}$  est difficile à interpréter car les habitants ne sont pas propriétaires donc il y a beaucoup de changements.

## **Bibliographie : [33-35]**

## 6) Midvale/Utah (USA)

### Contexte :

- site situé à 19,2 km au Sud de Salt Lake City (Utah)
- 12 000 habitants
- ancien site d'opérations de fonderie et de mine
- début des opérations en 1910

### Actions :

- **1958** : arrêt de la fonderie
- **1971** : arrêt de la mine
- **1993** : couverture des déchets
- **1993-1996** : dépollution des sols dont  $[Pb]_{sol} > 500$  ppm : excavation de 45 cm de sol puis ajout de sol propre

### Critères d'évaluation :

$[Pb]_{sol}$ ,  $[Pb]_{poussières}$ ,  $[Pb]_{sang}$

### Résultats :

<b>Sol</b>	baisse de la $[Pb]_{sol}$ de 439 ppm en moyenne
<b>Poussières</b>	baisse de la $[Pb]_{poussières}$ de 252 ppm en moyenne
<b>Plombémies</b>	baisse de la $[Pb]_{sang}$ enfants 6-36 mois de 35 $\mu\text{g/L}$ en moyenne à chaque réduction de 1 000 ppm de la $[Pb]_{sol}$

### Observations :

1<sup>er</sup> dépistage en 1989 : 90% de participation  
2<sup>ème</sup> dépistage en 1998 : 70% de participation

### Bibliographie : [36]

## 7) Granite City/Illinois (USA)

### Contexte :

- fonderie de plomb secondaire, en activité de 1895 à 1983, dans une zone industrielle et résidentielle de Granite City
- recyclage de batteries à partir de 1950
- 1988 :  $[\text{Pb}]_{\text{sol industriel}} = 1\,500$  à  $48\,000$  ppm et  $[\text{Pb}]_{\text{sol résidentiel}} = 106$  à  $9\,493$  ppm
- 16% des enfants (78/490) ont une  $[\text{Pb}]_{\text{sang}} > 100$   $\mu\text{g/L}$

### Actions :

- **1983** : fermeture
- **1991** :
  - o nettoyage d'une zone de 0,8 à 1 km autour de l'usine
  - o éducation sanitaire : seulement dans les maisons où au moins un enfant avec une  $[\text{Pb}]_{\text{sang}} > 100$   $\mu\text{g/L}$

### Critères d'évaluation :

$[\text{Pb}]_{\text{sang}}$

### Résultats :

- Education sanitaire => dans un petit échantillon d'enfants (N=30) :
- o baisse de la  $[\text{Pb}]_{\text{sang}}$  moyenne de 47% : de 150  $\mu\text{g/L}$  (avant action) à 80  $\mu\text{g/L}$  (4 mois après)
  - o baisse de la  $[\text{Pb}]_{\text{sang}}$  moyenne de 40% : de 150  $\mu\text{g/L}$  (avant action) à 90  $\mu\text{g/L}$  (1 an après)

### Observations :

- L'étude des  $[\text{Pb}]_{\text{sang}}$  comporte des biais :
- o impact des saisons sur les  $[\text{Pb}]_{\text{sang}}$  : 1 an après, la saison est la même tandis que 4 mois après, la saison n'est pas la même
  - o impact de l'âge sur les  $[\text{Pb}]_{\text{sang}}$  : l'âge n'a pas été pris en compte
- L'interprétation est donc limitée.

### Bibliographie : [37, 38]

## 8) Port Pirie (Australie)

### Contexte :

- ville provinciale de 15 000 résidents
- fonderie Pasmenco Metals de plomb et de zinc qui traite 650 000 t/an depuis 1 siècle
- $[Pb]_{\text{retombées ext\u00e9rieur de maison}} = 5\,000 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$  et  $[Pb]_{\text{retomb\u00e9es int\u00e9rieur de maison}} = 100 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$

### Actions :

**- 1984-1994** : 1<sup>er</sup> programme de d\u00e9contamination chez les enfants dont  $[Pb]_{\text{sang}} > 250 \mu\text{g}/\text{L}$  (valeur fix\u00e9e en 1987) : d\u00e9contamination des maisons et des zones les plus contamin\u00e9es

**- 1992** : Programme de d\u00e9contamination : int\u00e9rieur et ext\u00e9rieur de maison (nettoyage), sol (traitement EDTA), eau, programme vert, \u00e9ducation de la population, contr\u00f4le des \u00e9missions :

- o cr\u00e9ation d'une zone tampon (gel du march\u00e9 des maisons) et relogement des familles avec les enfants les plus contamin\u00e9s
- o sensibilisation de la population (\u00e9loignement de l'usine et construction de maisons avec une meilleure r\u00e9sistance \u00e0 l'entr\u00e9e des poussi\u00e8res)
- o d\u00e9contamination des maisons (2 200, peintures et poussi\u00e8res)
- o \u00e9ducation des familles
- o r\u00e9duction de l'utilisation des r\u00e9serves \u00e0 eau de pluie
- o contr\u00f4le des r\u00e9-envols (plantation d'une ceinture verte, re-v\u00e9g\u00e9tation)
- o contr\u00f4le des \u00e9missions de l'usine
- o limitation de la contamination li\u00e9e au travail des parents (douche, changement des habits de travail)
- o abattement de la  $[Pb]_{\text{sol}}$  :
  - \u2022 pour des  $[Pb]_{\text{sol}}$  allant de 500 \u00e0 2 500 ppm : lutte dans chaque logement
  - \u2022 pour des  $[Pb]_{\text{sol}}$  allant de 2 500 \u00e0 10 000 ppm : ajout de 5 cm de sol ou de gravier propre
  - \u2022 pour des  $[Pb]_{\text{sol}}$  de 10 000 ppm : remplacement du sol

### Crit\u00e8res d'\u00e9valuation :

$[Pb]_{\text{sang}}$

### R\u00e9sultats :

La d\u00e9contamination des maisons a un impact transitoire sur les  $[Pb]_{\text{sang}}$  (6 \u00e0 12 mois) :

- o zone \u00e0 haut risque :
  - \u2022  $[Pb]_{\text{sang}}$  enfants de 1 \u00e0 4 ans  $\geq 250 \mu\text{g}/\text{L}$  pour 13% des enfants (1993) et 9% (1999)
  - \u2022  $[Pb]_{\text{sang}}$  enfants de 1 \u00e0 4 ans  $\geq 100 \mu\text{g}/\text{L}$  pour 89% des enfants (1993) et 78% (1999)

- zone totale :
  - $[\text{Pb}]_{\text{sang}}$  enfants de 1 à 4 ans  $\geq 250 \mu\text{g/L}$  pour 7% des enfants (1993) et 4% (1999)
  - $[\text{Pb}]_{\text{sang}}$  enfants de 1 à 4 ans  $\geq 100 \mu\text{g/L}$  pour 78% des enfants (1993) et 61% (1999)

### **Observations :**

Il est difficile de séparer les effets des interventions et le déclin des  $[\text{Pb}]_{\text{sang}}$  en fonction de l'âge.

Il n'y a pas de calendrier précis des actions de décontamination.

Il est difficile de voir quelle action est la plus efficace.

### **Bibliographie : [39, 40]**

## 9) North Lake Macquarie (Australie)

### Contexte :

- fonderie Pasminco Metals de métaux en activité de 1897 à 1922 et de 1962 jusqu'à aujourd'hui
- niveaux élevés de plomb dans le sol et les logements :
  - $[Pb]_{sol} = 7 \text{ à } 21\,460 \text{ ppm}$
  - $[Pb]_{plafond}$  et  $[Pb]_{poussières\ maison} = 23 \text{ à } 35\,870 \text{ ppm}$

### Actions :

#### - 1995 :

- *objectif* :
  - réduire l'accessibilité au Pb
- *actions* :
  - réhabilitation des terrains publics et privés
  - décontamination dans les maisons
  - examen de la  $[Pb]_{sang}$

#### - 1998-2000 :

- *objectif* :
  - réduire l'accessibilité au plomb dans l'environnement extérieur (sols) et l'environnement intérieur (poussières), et les émissions polluantes
  - cible : 1 800 propriétés avec  $[Pb]_{sol} > 300 \text{ ppm}$  (seuil d'actions : 600 ppm)
- *actions* :
  - action au niveau de la propriété individuelle : réhabilitation dans les maisons où les enfants ont les  $[Pb]_{sang}$  les plus importantes (25 ménages) :
    - ⇒ nettoyage du plafond
    - ⇒ retrait et remplacement des revêtements de sol contaminés
    - ⇒ installation d'un grillage-moustiquaire aux fenêtres
    - ⇒ retrait des scories accessibles
    - ⇒ installation d'un couvert végétal
  - action au niveau zonal : 600 ménages touchés par la pollution de la fonderie :
    - ⇒ nettoyage du plafond
    - ⇒ nettoyage des tapis à l'aspirateur
    - ⇒ retrait des terrains de scories visibles
    - ⇒ immobilisation des métaux au phosphate dans les pelouses et les terrains exposés
  - action au niveau des écoles et des lieux publics :
    - ⇒ retrait de sol
    - ⇒ nettoyage du plafond
    - ⇒ améliorations de la couverture de surface et installation d'une ceinture verte entre la fonderie et la ville d'Argenton pour intercepter les poussières émises



- éducation sanitaire (campagnes de sensibilisation à la problématique Pb)
- réduction des émissions : de 92 t/an (1985) à 15 t/an (2000)
- réduction du plomb ambiant dans l'air :
  - ⇒  $\leq 1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de Pb pendant 95% du temps à la frontière de la zone tampon (1995)
  - ⇒  $1\mu\text{g}/\text{m}^3$  de Pb pendant 95% du temps à la frontière de la zone tampon (1997)

### Critères d'évaluation :

[Pb]<sub>poussières</sub>, [Pb]<sub>sang</sub>

### Résultats :

<b>Poussières</b>	- Après réhabilitation : encore une maison à 17 800 ppm.
<b>Plombémies</b>	- Après réhabilitation intérieure, il n'y a plus de [Pb] <sub>sang</sub> excessives chez les enfants vivant dans ces maisons. La [Pb] <sub>sang</sub> enfants de moins de 13 ans moyenne passe de 110 $\mu\text{g}/\text{L}$ (1991) à 75 $\mu\text{g}/\text{L}$ (2000). MAIS il y a une stabilisation de la [Pb] <sub>sang</sub> enfants de 1 à 4 ans : 35% des enfants ont une [Pb] <sub>sang</sub> > 100 $\mu\text{g}/\text{L}$ .  - Après la fermeture de l'usine en 1993, la [Pb] <sub>sang</sub> a diminué de 113 à 101 $\mu\text{g}/\text{L}$ MAIS à la réouverture en 1994, la [Pb] <sub>sang</sub> est remontée à 110 $\mu\text{g}/\text{L}$ .

### Observations :

Faible participation aux campagnes de dépistage : 43% des enfants

ECHEC

### Bibliographie : [41]

## 10) Bassin de la rivière Guadiamar (Espagne)

### Contexte :

- mine de pyrite en Aznalcóllar, au Sud-Ouest de l'Espagne
- 1998 : contamination de 55 km<sup>2</sup> de terrains suite au déversement accidentel du bassin de rétention de la mine dans la rivière
- pollution des sols en 2 stades : dépôts et oxydation des dépôts
- 4 mois après : enlèvement des dépôts mécaniquement  
Cet enlèvement ainsi que les épisodes pluvieux ont entraîné la pénétration des dépôts dans le sol.
- [Pb]<sub>sol</sub> témoin = 22 à 74,6 ppm (moyenne : 41,8 ppm)

### Actions :

- nettoyage (retrait de sol et réduction de la pollution) :  
Retrait de sol sur 10 cm (terrain acide) et labourage sur 25 cm de profondeur
- immobilisation du Pb par amendement :  
Bonne rétention dans les sols carbonatés (CaCO<sub>3</sub>)  
Carbonatation ++ : écumes de sucrerie (taux d'application = 2 kg/m<sup>2</sup>, 6 à 7 fois pour une neutralisation stable)

### Critères d'évaluation :

[Pb]<sub>sol</sub>

### Résultats :

- Retrait de sol sur 10 cm (terrain acide) et labourage sur 25 cm de profondeur  
=> Baisse de [Pb]<sub>sol</sub> de 526,4 à 398,6 ppm (encore trop pour l'agriculture)
- [Pb]<sub>sol</sub> contaminé après réhabilitation moyenne = 204,1 ppm (à 50 cm)
- [Pb]<sub>sol</sub> contaminé après réhabilitation moyenne = 385,8 ppm (à 10 cm, de 35,8 à 3 231 ppm)

### Bibliographie : [42]

## 11) Tikkurila (Finlande)

### Contexte :

- fonderie de plomb dans le centre de Tikkurila (Vantaa) en activité de 1929 à 1984
- usine de batteries à 350 m Sud-Ouest de la fonderie
- vent du Sud
- contamination du sol sur 0,5 à 1 km (plus au Nord) :  $[Pb]_{sol} > 300$  ppm (valeur limite du sol finlandaise)
- Exposition air : 0,2 à 0,4  $\mu\text{g}/\text{j}$
- $[Pb]_{\text{végétaux jardins}} = 0,8$  à 12 mg/kg

### Actions :

- **1970** : réduction des émissions par traitement des fumées
- **1984** : fermeture
- Zone à 0,5 km de l'usine : après 1984 (date de fermeture), construction d'un quartier résidentiel comprenant 200 nouveaux logements  
=> mélange des couches riches en plomb (très contaminées) et des couches peu riches en plomb (peu contaminées), et ajout de sol propre en surface
- remplacement de sol sur les terrains où de nouvelles maisons ont été construites
- réhabilitation sur les terrains de récréation, de cours d'écoles ou de garderies
- sol du site industriel recouvert et clôturé
- recommandation pour limiter la consommation de légumes de jardin

### Critères d'évaluation :

$[Pb]_{sol}$ ,  $[Pb]_{sang}$

## Résultats :

<b>Sol</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Il y a encore des terrains où les 300 ppm de Pb sont dépassés (la plupart de ces terrains, terrains résidentiels et garderies où <math>[Pb]_{sol} &gt; 300</math> ppm, sont au Nord de la fonderie).</li> <li>- Dans les nouveaux logements (après 1990) : <math>[Pb]_{sol} = 20</math> ppm</li> </ul>
<b>Plombémies</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 1981 : <math>[Pb]_{sang}</math> enfants de 3 ans moyenne = 67 <math>\mu\text{g/L}</math> (60 enfants)</li> <li>- 2000 : <math>[Pb]_{sang}</math> enfants &lt; 6ans moyenne = 22 <math>\mu\text{g/L}</math> (63 enfants soit 10% des enfants de moins de 6 ans)</li> </ul>

## Observations :

	<b>1970's</b>		<b>1995</b>
Rejets de Pb :	50 t/an 7 $\mu\text{g/m}^3$	1970 : traitement de fumées => Diminution de 1 à 2 t/an	0,014 $\mu\text{g/m}^3$
<p>Il n'y a pas de données pour les sols et les poussières avant fermeture.</p> <p>Il y a une corrélation entre la <math>[Pb]_{sol}</math> extérieur et la <math>[Pb]_{poussières}</math> intérieures.</p> <p>Dans la littérature, si la <math>[Pb]_{sol}</math> est de 300-400 ppm, la <math>[Pb]_{sang}</math> est <math>&gt; 100</math> <math>\mu\text{g/L}</math>. Or ici, ce n'est pas le cas car : usine fermée, pas de peinture au plomb, sol gelé enneigé plusieurs mois de l'année (d'où non accessibilité au plomb pour les enfants) et sol acide (d'où réduction de la biodisponibilité du plomb pour les enfants car le plomb diffuse dans les couches profondes).</p>			

## Bibliographie : 43

# Annexe 2 : Sites supplémentaires

## 1) Metaleurop (France)

### Contexte :

- Nord-Pas de Calais : 60 000 habitants (10 communes) dont 11 000 de moins de 15 ans
- fonderie Pb/Zn en activité de 1894 à 2003 (fusion primaire)
- rejets canalisés (2001) : 18 t/an de Pb  
26 t/an de Zn  
0,8 t/an de Cd  
6900 t/an de SO<sub>2</sub>
- [Pb]<sub>sédiments</sub> (de la Deûle) = 39 000 ppm (1982), 10 000 ppm (1994, référence : 306 ppm) et 10 956 ppm (1997, Noyelles-Godault)
- [Pb]<sub>sol</sub> (entre 0 et 40 cm de profondeur, bruit de fond : 50 à 100 ppm) :
  - > 1 000 ppm sur une zone de plus d'1 km<sup>2</sup> autour du site
  - [Pb]<sub>sol</sub> jardins > [Pb]<sub>sol</sub> parcelles agricoles
- [Pb]<sub>végétaux</sub> : dépassements des valeurs recommandées (variabilité selon le produit, la localisation et la date de prélèvement)
- [Pb]<sub>produits animaux</sub> : contamination importante des abats
- 2001-2002 : 10,3% des enfants autour du site de Métaeurop ont une [Pb]<sub>sang</sub> > 100 µg/L (ce pourcentage varie de 0 à 26 ;6% selon la commune de résidence).

### Actions :

- **depuis 30 ans** : efforts pour réduire et contrôler la pollution (diminution du nombre de points de rejets, mise en œuvre d'installations de traitement sur les plus gros rejets en flux de polluants et contrôle de la pollution résiduelle)
- **Janvier 2003** : fermeture

### Bibliographie : [1, 2 et 8]

## 2) Boston (USA)

### Contexte :

- pollution urbaine (carburant, peinture de façade, incinérateur,...)
- $[Pb]_{sol \text{ résidentiel}} = 1\,500 \text{ ppm}$  (en moyenne)
- 24% des enfants de 6 mois à 5 ans ont une  $[Pb]_{sang} > 150 \mu\text{g/L}$ .
- 69% des enfants de 6 mois à 5 ans ont une  $[Pb]_{sang} > 100 \mu\text{g/L}$ .

### Actions :

<b>Phase I</b>	- retrait de 15 cm de sol, pose d'une membrane géotextile perméable puis ajout de 20 cm de sol propre - nettoyage (poussières intérieures)
<b>Phase II</b>	- retrait de 15 cm de sol sur tout le terrain, ajout d'une membrane géotextile perméable puis de 20 cm de sol propre ( $[Pb]_{sol \text{ propre}} = 100 \text{ ppm}$ ) et d'une couverture végétale - nettoyage (poussières intérieures)

### Critères d'évaluation :

$[Pb]_{sol}$ ,  $[Pb]_{sang}$

### Résultats :

PHASE I: L'abattement de la contamination du sol a entraîné une baisse modeste mais significative des  $[Pb]_{sang}$  des enfants.

PHASE II : A une réduction de 2 060 ppm ( $[Pb]_{sol}$ ) correspond un déclin de 22,5 à 27  $\mu\text{g/L}$  ( $[Pb]_{sang}$ ). Il y a peu de recontamination sur 1 à 2 ans.

### Bibliographie : [55, 56]