

*Santé environnement*

# Pertinence d'un dépistage du saturnisme et de mesures de l'imprégnation de la population en cadmium sur le secteur de Mortagne-du-Nord

Rapport final

# Sommaire

Abréviations	2	3.7 Démographie et urbanisme	16
<b>1. Contexte et objectifs</b>	<b>3</b>	3.7.1 Démographie	16
1.1 Contexte	3	3.7.2 Habitat ancien et population à risque	16
1.2 Justification de l'étude	3	3.7.3 Établissements scolaires	16
1.3 Objectifs	3	3.7.4 Aires de jeux pour enfants	17
		3.7.5 Occupation de l'espace	17
<b>2. Les polluants</b>	<b>4</b>	3.8 Données sanitaires	17
2.1 Le plomb et ses dérivés	4	<b>4. Estimation des expositions et des plombémies attendues</b>	<b>18</b>
2.1.1 Généralités	4	4.1 Méthode	18
2.1.2 Effets sanitaires	4	4.1.1 Délimitation des zones d'estimation des expositions	18
2.1.3 Les populations à risque	5	4.1.2 Voies d'exposition	18
2.1.4 Les valeurs de référence	5	4.1.3 Estimation des doses externes	18
2.2 Le Cadmium et ses dérivés	6	4.1.4 Estimation des plombémies attendues	18
2.2.1 Généralités	6	4.1.5 Scénarios d'exposition	19
2.2.2 Effets sanitaires	6	4.2 Résultats	23
2.2.3 Les populations à risque	7	4.2.1 Exposition au cadmium chez les adultes	23
2.2.4 Bio marqueurs d'exposition	7	4.2.2 Plombémies attendues chez les enfants de moins de 7 ans	23
2.2.5 Les valeurs de référence	7	4.3 Discussion	24
2.3 Synthèse	7	4.3.1 Concentrations dans l'air	24
<b>3. Caractérisation du site industriel et de la zone d'étude</b>	<b>9</b>	4.3.2 Concentrations dans les sols et les poussières	24
3.1 Géographie de la zone et localisation du site	9	4.3.3 Apports alimentaires	25
3.2 Géologie et hydrologie	9	4.3.4 Estimation de l'exposition au cadmium des adultes	26
3.3 Météorologie	9	4.3.5 Estimation des plombémies attendues des enfants de moins de 7 ans	26
3.4 Description du site	9	<b>5. Pertinence d'études d'imprégnation et de dépistage</b>	<b>27</b>
3.4.1 Historique	10	Références bibliographiques	28
3.4.2 Procédés industriels	10	Annexes	30
3.5 Sources et rejets des polluants	10		
3.6 Données existantes de mesures de la contamination de l'environnement hors site	11		
3.6.1 L'eau potable	11		
3.6.2 Sol	11		
3.6.3 Air	14		
3.6.4 Alimentation	15		
3.6.5 Poussières	15		

# **Pertinence d'un dépistage du saturnisme et de mesures de l'imprégnation de la population en cadmium sur le secteur de Mortagne-du-Nord**

**Rapport final**

**Ce rapport a été rédigé par :**

C. Heyman, S. Haeghebaert, C. Farvacques, N. Kalache

## **Remerciements**

Nous tenons à remercier Folkert Van Oort, Philippe Cambier de l'Institut national de recherche agronomique de Versailles, Francis Douay de l'Institut supérieur d'agriculture de Lille, Stéphane Noël et Richard Preuvost du groupe de subdivision de Valenciennes de la Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement et Jean Prygiel de l'Agence de l'eau Artois-Picardie pour les données et les conseils qu'ils nous ont donnés.

# Abréviations

<b>ATSDR</b>	Agency for toxic substances and disease registry
<b>BRGM</b>	Bureau de recherche géologique et minière
<b>Cd</b>	Cadmium
<b>Circ</b>	Centre international de recherche sur le cancer
<b>Cire</b>	Cellule interrégionale d'épidémiologie
<b>Cram</b>	Compagnie royale asturienne des mines
<b>Cu</b>	Cuivre
<b>CSHPF</b>	Conseil supérieur d'hygiène public de France
<b>Ddass</b>	Direction départementale des affaires sanitaires et sociales
<b>DGS</b>	Direction générale de la santé
<b>DHT(P)</b>	Dose hebdomadaire tolérable (provisoire)
<b>DJA</b>	Dose journalière acceptable
<b>Drire</b>	Direction régionale de l'industrie de la recherche et de l'environnement
<b>ERUi</b>	Excès de risque unitaire pour l'inhalation
<b>FAO</b>	Food administration organisation
<b>FSH</b>	Follicle stimulating hormone
<b>Iarc</b>	International agency for research cancer
<b>IEUBK</b>	Integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children
<b>IGN</b>	Institut géographique national
<b>Ineris</b>	Institut national de l'environnement industriel et des risques
<b>Inra</b>	Institut national de recherche agronomique
<b>Insee</b>	Institut national de la statistique et des études économiques
<b>Inserm</b>	Institut national de la santé et de la recherche médicale
<b>InVS</b>	Institut de veille sanitaire
<b>ISA</b>	Institut supérieur d'agriculture
<b>Jecfa</b>	Joint FAO/WHO expert committee on food additives and contaminants
<b>LH</b>	Luteinizing hormone
<b>MEDD</b>	Ministère de l'Écologie et du Développement durable
<b>MF</b>	Matière fraîche
<b>MRL</b>	Minimal risk level
<b>NAS</b>	National academy of science
<b>NRC</b>	National research council
<b>OMS</b>	Organisation mondiale de la santé
<b>ORS</b>	Observatoire régional de la santé
<b>Pb</b>	Plomb
<b>RfD</b>	Reference dose
<b>RIVM</b>	Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu
<b>TCA</b>	Tolerable concentration in air
<b>TDI</b>	Tolerable daily intake
<b>US-EPA</b>	United states – environmental protection agency
<b>VCI</b>	Valeur de constat d'impact
<b>VTR</b>	Valeur toxicologique de référence
<b>WHO</b>	World health organisation
<b>Zn</b>	Zinc
<b>ZNIEFF</b>	Zone naturelle d'intérêt écologique floristique et faunistique

# 1. Contexte et objectifs

## 1.1 CONTEXTE

À l'intersection des communes de Mortagne-du-Nord, Château-l'Abbaye et Thun-Saint-Amand, dans le département du Nord, ont fonctionné pendant plus de 60 ans une fonderie de zinc et une usine d'acide sulfurique, ainsi qu'une fonderie de plomb pendant 6 ans. Bien que la dernière de ces usines soit fermée depuis 1968, une pollution en métaux lourds des sols et des sédiments est encore aujourd'hui présente sur le site des anciennes usines et dans les alentours.

Ces pollutions ont particulièrement été étudiées, tout d'abord, dans les années 1982 et 1983 par le BRGM et la DIRE, puis sur la fin des années 1990 dans le cadre d'un programme de recherche coordonné par l'Inra et financé par le ministère en charge de l'environnement. "Les concentrations élevées du site en plomb (de 50 à 2 300 ppm), en zinc (de 60 à 10 800 ppm) et en cadmium (de 8 à 80 ppm)" ont conduit ce dernier à poser la question de l'opportunité de réaliser des études d'imprégnation de la population à ces différents éléments traces métalliques, en raison des effets sur la santé qu'ils peuvent causer (annexe 1). L'interrogation a été reprise par la Ddass du Nord (annexe 2).

## 1.2 JUSTIFICATION DE L'ÉTUDE

La mesure de l'imprégnation de la population en un polluant donné nécessite la réalisation d'un prélèvement biologique qui consiste, pour le plomb par exemple, en un prélèvement sanguin. Cet acte invasif

doit être envisagé en cas de surexposition au toxique dangereux et uniquement en cas de surexposition. Ce raisonnement est d'autant plus important que, si elle est mal appréhendée, toute campagne de mesure d'imprégnation peut générer inutilement des inquiétudes au sein de la population concernée [2,3].

La pertinence de la mise en place de ce type de programme repose d'abord sur l'estimation de l'exposition environnementale de la population aux polluants. Elle permet de déterminer si la population peut être exposée à des doses considérées comme dangereuses.

La prescription d'une évaluation détaillée des risques, qui aurait pu apporter des éléments de réponse, se heurtait à la complexité de la situation (site fermé depuis de nombreuses années, juxtaposition de 2 usines...) au moment du questionnement du ministère en charge de l'Environnement. Aussi, la Ddass a sollicité la Cire afin de répondre à la question de la pertinence de la réalisation d'une campagne de mesure de l'imprégnation de la population.

## 1.3 OBJECTIFS

L'objectif est d'émettre un avis sur la pertinence d'un dépistage du saturnisme infantile et de mesures de l'imprégnation de la population en cadmium. Pour le plomb, par rapport au questionnement initial du MEDD, l'objectif a donc été orienté sur le dépistage des enfants qui seraient surexposés.

## 2. Les polluants

Cette partie présente les polluants étudiés. Il s'agit du plomb, du cadmium. Ils correspondent aux éléments traces mesurés en quantité nettement supérieure aux niveaux du fond pédo-géochimique dans le programme de recherche coordonné par l'Inra [4]. Étant donné les concentrations des sols en zinc (moy géom = 196 mg/kg MS) et en cuivre (moy géom = 16 mg/kg MS), ces deux éléments ne sont plus repris pour la suite de l'étude. En effet, d'autres évaluations des risques ont montré qu'il n'était pas utile de les retenir à ces niveaux de concentrations [5,6]. Leur seuil de toxicité est élevé (annexe 3) proportionnellement aux concentrations dans les sols, en comparaison du plomb et du cadmium.

### 2.1 LE PLOMB ET SES DÉRIVÉS [3,6,9]

#### 2.1.1 Généralités

La production et l'utilisation du plomb ont augmenté de façon spectaculaire durant la révolution industrielle, entraînant une libération intense de ce métal et son accumulation massive dans des milieux (air, sols, eau, aliments et poussières) où il représente une menace permanente pour la santé des populations. Pour les adultes et les enfants les plus âgés, les apports en plomb sont principalement fournis par l'eau et les aliments, alors que, pour le jeune enfant, les poussières et les sols pollués sont aussi sources importantes de contamination. D'autres sources spécifiques sont susceptibles de provoquer des intoxications chroniques, subaiguës ou aiguës :

- eaux d'alimentation séjournant dans des canalisations en plomb surtout si ces eaux sont de type agressif ;
- peintures au plomb utilisées dans l'habitat ;
- aliments contaminés par des ustensiles de cuisine en étain, céramiques artisanales ;
- exposition professionnelle ;
- certains loisirs : poteries, émaux, soldats ou miniatures en plomb.

#### 2.1.2 Effets sanitaires

##### 2.1.2.1 Modalités d'exposition de la population

Les voies d'absorption du plomb sont principalement digestives (alimentaire, ingestion de poussières ou d'écaillés de peinture, consommation d'eau de boisson chargée lors de son séjour dans des canalisations riches en plomb) et respiratoire (inhalation de poussières fines émises dans l'atmosphère).

Dans un environnement industriel, une attention particulière doit être portée à l'exposition *via* le sol et les poussières qui perdure après l'arrêt des émissions industrielles. De nombreux travaux montrent l'importance de cette voie dans l'exposition des populations au plomb et une revue d'études indique une corrélation positive entre teneur en plomb du sol et plombémie.

Chez l'adulte, 5 à 10 % du plomb ingéré sont absorbés alors que chez l'enfant, l'absorption est comprise entre 30 et 55 %. Les carences en fer ou en calcium augmentent l'absorption du plomb.

##### 2.1.2.2 Toxicocinétique

Le plomb est un toxique cumulatif. Absorbé, il se distribue dans l'organisme dans les tissus mous (rein, foie, rate, cerveau) (5 à 10 %), le sang (1 à 2 %), où sa demi-vie est limitée (36 et 40 jours), et le système osseux, les dents et les phanères (90 %) (demi-vie jusqu'à 27 ans pour le tibia). La plus grande partie du stock osseux est liée à l'os compact et ne produit pas d'effet toxique, mais elle peut être relarguée massivement en cas de déminéralisation (ostéoporose, tumeur osseuse, immobilisation prolongée). Le pool de plomb biologique augmente pendant la grossesse et l'allaitement. Le plomb franchit facilement la barrière placentaire et, à la naissance, les plombémies de la mère et de l'enfant sont peu différentes.

L'excrétion du plomb est principalement urinaire, mais également par les fèces, la salive, la sueur, les cheveux et les ongles. L'excrétion lactée est faible.

##### 2.1.2.3 Effets toxiques

Le plomb perturbe de nombreuses voies métaboliques et différents processus physiologiques. Les principaux organes cibles sont le système nerveux central, les reins et le système hématopoïétique.

##### 2.1.2.4 Effets hématologiques

Le plomb freine la synthèse de l'hémoglobine en inhibant l'activité de plusieurs enzymes intervenant dans la synthèse de l'hème. Il réduit la durée de vie des globules rouges et modifie le métabolisme du fer.

##### 2.1.2.5 Effets sur le système nerveux

Ils diffèrent selon l'importance de l'exposition.

Une intoxication importante peut provoquer une encéphalopathie se traduisant par une apathie, des céphalées, des vomissements, puis une confusion, une somnolence, des troubles de l'équilibre, suivis d'un coma et de convulsions pouvant conduire au décès. Des séquelles neurologiques et comportementales importantes peuvent être observées : retard psychomoteur, épilepsie, cécité, hémiparésie. Ces formes graves de l'intoxication peuvent être observées lorsque la plombémie dépasse 700 (généralement 1 000 µg/l) chez l'enfant et 2 000 µg/l chez l'adulte.

Des intoxications moins sévères peuvent être à l'origine d'irritabilité, de troubles du sommeil, d'anxiété, de perte de mémoire, de confusion et de fatigue ; elles correspondent à des plombémies comprises entre 500 et 700 µg/l chez l'enfant.

Les effets infracliniques sont les plus courants et se traduisent par un retard léger du développement psychomoteur et une diminution de l'acuité auditive. Les travaux récents montrent que les effets neurotoxiques du plomb sont sans seuil et qu'il existe une corrélation inverse entre la plombémie et le quotient intellectuel.

Les troubles mentaux organiques sont durables et les individus intoxiqués pendant leur petite enfance conservent un déficit cognitif.

### 2.1.2.6 Effets rénaux

Une exposition massive aiguë peut entraîner une atteinte rénale, généralement concomitante d'une encéphalopathie aiguë. La plombémie est en générale supérieure à 700 µg/l. Une exposition prolongée à un niveau correspondant à une plombémie supérieure à 600 µg/l peut conduire à une insuffisance rénale chronique.

### 2.1.2.7 Effets sur le système cardiovasculaire

De nombreuses études ont mis en évidence une relation entre l'augmentation de la plombémie et l'augmentation de la tension artérielle qui pourrait survenir pour des plombémies de l'ordre de 70 µg/l.

### 2.1.2.8 Effets sur la reproduction

Les effets sont divers : hypofertilité masculine avec altération de la production de spermatozoïdes pour des plombémies variant de 300 à 800 µg/l, tératospermie augmentée, modification des taux de testostérone, LH, FSH ; diminution du développement staturo-pondéral et psychomoteur de l'enfant, augmentation des cas d'hypotrophie et d'avortement spontané, prématurité, en cas d'exposition pendant la grossesse.

### 2.1.2.9 Effets cancérigènes

Des études récentes chez l'adulte en milieu professionnel suggèrent un effet cancérigène du plomb (poumon, estomac et peut-être vessie). Le Centre international de recherche sur le cancer (Circ) et l'Agence américaine pour la protection de l'environnement (US-EPA) ont classé respectivement le plomb inorganique et ses composés dans les groupes 2A et B2 des cancérigènes probables pour l'homme.

## 2.1.3 Les populations à risque

### 2.1.3.1 Les jeunes enfants

Lorsqu'ils sont exposés à la présence de plomb dans l'environnement, les jeunes enfants (surtout 0-6 ans) constituent une population à risque pour plusieurs raisons :

- pendant les premières années de sa vie, l'enfant porte spontanément les mains et les objets à la bouche. Il ingère ainsi une grande quantité de poussières. Dans certaines conditions, ce comportement peut aller jusqu'à l'ingestion de particules non alimentaires (syndrome de pica) telles que de la terre ou des écailles de peinture, qui peuvent être très riches en plomb ;

- 30 à 50 % du plomb ingéré passent dans le sang (5 à 10 % uniquement chez l'adulte) ;
- pour une même imprégnation, les effets toxiques du plomb sont plus importants et plus sévères que chez l'adulte, en raison du processus de développement cérébral ;
- enfin, le plomb passe la barrière placentaire et l'intoxication peut commencer dès la vie intra-utérine.

### 2.1.3.2 Les autres populations

Du fait du passage transplacentaire, les femmes enceintes constituent également une population sensible en raison de la toxicité du plomb sur le fœtus.

Les travailleurs exposés au plomb subissent une imprégnation importante, susceptible d'entraîner des effets toxiques.

Lors d'une imprégnation chronique prolongée, comme cela peut être le cas pour des personnes âgées, il peut y avoir mobilisation du plomb stocké dans les os vers les tissus mous lors de phénomènes de déminéralisation.

## 2.1.4 Les valeurs de référence

### 2.1.4.1 Plombémies de référence en population générale

Chez le jeune enfant, le seuil d'intervention actuellement admis est de 100 µg/l.

Chez l'adulte non exposé professionnellement et vivant dans un pays où des mesures de substitution du plomb dans les carburants ont été mises en place, une plombémie supérieure à 200 µg/l peut être considérée comme excessive.

En raison de l'exposition potentielle du fœtus, pour les femmes en âge de procréer, il est souhaitable que la plombémie de la future mère soit inférieure à 100 µg/l.

### 2.1.4.2 Les valeurs toxicologiques de référence

Une sélection des valeurs toxicologiques existantes est présentée dans le tableau 1.

TABLEAU 1 VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE POUR LE PLOMB					
Substances	Sources	Voie d'exposition	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année d'évaluation
Plomb inorganique	OMS	Orale	-	DHT=25 µg/kg	1993
Plomb tétraéthyl	US-EPA	Orale	10 000	RfD=10 <sup>-7</sup> mg/kg/jour	1988

Le Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (Jecfa) a reconduit en 1999 pour le plomb inorganique une dose

hebdomadaire tolérable (DHT) de 25 µg/kg de poids corporel/semaine pour l'ingestion.

## 2.2 LE CADMIUM ET SES DÉRIVÉS [2,6,8,10-16]

### 2.2.1 Généralités

Le cadmium est distribué largement, quoiqu'à faible concentration, dans l'ensemble de l'écorce terrestre, mais les sources anthropiques jouent un rôle beaucoup plus important que les sources naturelles dans la dissémination de cet élément au sein de la biosphère. Sa grande diffusibilité facilite sa dispersion dans le sol et l'environnement aquatique.

D'une manière générale, la teneur en cadmium du sol est très inférieure à 1 mg/kg (1ppm) mais la présence d'industrie d'extraction et de raffinage de minerais cadmifères, ou celle de fonderies de métaux non ferreux (zinc, plomb), peut entraîner une contamination des sols très marquée. Il n'est pas rare d'y mesurer des teneurs en cadmium supérieures à 20 ppm, c'est-à-dire des teneurs comparables à celles rencontrées dans les régions du Japon où a sévi à l'état endémique la maladie de Itai-Itai, il y a une quarantaine d'années.

Le cadmium est toxique pour l'homme. Si l'on considère l'exposition de la population dans son ensemble au cadmium présent dans l'environnement, c'est l'apport d'origine alimentaire qui contribue majoritairement à l'augmentation de la charge corporelle. Néanmoins, il faut souligner que l'habitude tabagique peut conduire à une absorption supplémentaire de 1 à 2 µg par jour en moyenne.

### 2.2.2 Effets sanitaires

#### 2.2.2.1 Modalités d'exposition de la population

En population générale, l'absorption digestive (alimentaire), même si son taux est considéré comme faible (3 à 7 %), constitue la principale voie d'exposition de la population : végétaux et produits contaminés d'origine animale.

L'absorption pulmonaire, au moins 10 fois plus importante que l'absorption intestinale (>50 % versus 5 %), peut conduire à l'absorption d'une quantité de cadmium qui peut être équivalente voire supérieure à celle absorbée au long du tractus digestif. Chez les fumeurs (20 cigarettes/jour), les apports quotidiens provenant du tabac varient de 1 à 6 µg par jour. Cela correspond à une incorporation quotidienne (dose interne) de 1 à 3 µg de cadmium. Ainsi, les fumeurs vivant en zone polluée par le cadmium sont susceptibles de présenter des charges corporelles en cadmium égales au double de celles des non-fumeurs [12,14].

#### 2.2.2.2 Toxicocinétique

Après inhalation ou ingestion, le cadmium absorbé est transporté par le sang ; il est surtout présent dans les globules rouges (70 %) sous forme liée à l'hémoglobine. Son taux y est normalement très faible (inférieur à 10 µg/l chez les sujets non exposés). En cas d'exposition prolongée, ce taux sanguin monte lentement et régulièrement jusqu'à un plateau ; il baisse en fin d'exposition avec une demi-vie estimée à 40-80 jours.

Le cadmium est distribué dans les organes. Il s'accumule surtout dans le foie et les reins où se concentre finalement 50 à 75 % de la charge totale de l'organisme (33 % dans les seuls reins).

Le cadmium est un toxique particulièrement cumulatif dont la demi-vie biologique a été estimée, chez l'homme, entre 10 et 30 ans.

L'excrétion, très lente, est essentiellement urinaire. Il existe également une faible excrétion par les fèces, la sueur et la salive.

#### 2.2.2.3 Effets toxiques

##### › Néphrotoxicité

L'intoxication cadmique chronique, qu'elle soit d'origine professionnelle ou environnementale, entraîne l'apparition d'une néphropathie irréversible, pouvant évoluer vers l'insuffisance rénale.

L'ingestion quotidienne de 1 µg/kg de poids corporel pendant 50 ans pourrait conduire à des niveaux de concentration dans le cortex rénal de l'ordre de 50 ppm. En France, l'apport alimentaire de cadmium, médiane = 0,22 µg/kg - 95<sup>e</sup> percentile = 0,6 µg/kg, n'offre qu'une faible marge de sécurité.

##### › Ostéotoxicité

Les lésions d'ostéomalacie entraînées par les pertes rénales phosphocalciques sont rarement décrites en cas d'exposition professionnelle. Quand elles existent, le tableau est assez typique : douleurs du bassin et des membres inférieurs avec parfois fractures spontanées et mise en évidence, à l'examen radiologique, d'une déminéralisation diffuse du squelette. L'association tubulopathie et ostéomalacie sévère a été observée au Japon (maladie de Itai-Itai) lors d'intoxications alimentaires provoquées par la pollution des eaux d'irrigation des cultures.

##### › Effets pulmonaires

Les manifestations pulmonaires sont caractérisées par un emphysème clinique et radiologique ainsi que par l'apparition d'un trouble ventilatoire obstructif. Les enquêtes épidémiologiques ont mis en évidence une augmentation significative de la mortalité par maladies respiratoires chez des travailleurs exposés de façon répétée ou prolongée à de très fortes concentrations de fumées (plusieurs mg Cd/m<sup>3</sup>). Les poussières respirables sont beaucoup moins nocives (effets modérés après 20 ans à 3-15 mg Cd/m<sup>3</sup>). La survenue de cas de rhinite, d'hyposmie (diminution de la perception des odeurs) et de bronchite est également rapportée.

##### › Autres manifestations

Certaines constituent d'avantage des signes d'exposition ou d'imprégnation ; c'est le cas de la "dent jaune cadmique" (coloration jaunâtre du collet et de l'émail des dents), de certains troubles digestifs (perte d'appétit, nausées...), de signes d'irritation chronique des voies aériennes supérieures (laryngite, rhinite).

Dans certaines études, le cadmium a été mis en cause dans l'étiologie de certaines maladies cardio-vasculaires, particulièrement de l'hypertension artérielle, sans toutefois qu'une relation causale ait pu être établie. L'existence d'anémies liées à l'exposition au cadmium est également discutée.

##### › Effets mutagènes et cancérigènes

De nombreuses expérimentations animales ont montré que le cadmium sous diverses formes chimiques est un cancérigène puissant chez les rongeurs (rat, souris) lorsqu'il est administré par

voie sous-cutanée, intramusculaire, respiratoire et orale. Les organes cibles de la cancérogénèse du cadmium sont, pour ces espèces, les testicules, la prostate et les organes hématopoïétiques. Les données épidémiologiques concernant des travailleurs exposés à long terme ont mis en évidence une relation très nette entre l'exposition professionnelle à long terme aux poussières et fumées d'oxyde de cadmium par la voie respiratoire et l'apparition de certains cancers, dont les cancers du poumon, du nasopharynx et, de manière plus discutable, de la prostate. Pour ces raisons, le cadmium et ses composés sont considérés comme cancérogènes pour l'homme par le Circ/Iarc, l'US-EPA et l'Union européenne.

## 2.2.3 Les populations à risque

Le caractère chronique de l'exposition des populations vivant dans des zones polluées, les niveaux d'exposition et d'accumulation du cadmium dans le rein, sa demi-vie longue dans l'organisme et son élimination lente (excrétion urinaire de 0,005 % de la charge corporelle/jour) et l'évolution progressive des manifestations pathologiques conduisent à considérer toute la population vivant dans une zone polluée comme étant à risque.

Il est aussi établi que l'exposition maternelle au cadmium entraîne une accumulation placentaire préférentielle de celui-ci par rapport au zinc et une étude portant sur des femmes exposées professionnellement au cadmium au cours de leur grossesse a mis en évidence une réduction du poids des enfants à la naissance, des signes de rachitisme et un retard du développement dentaire.

## 2.2.4 Bio-marqueurs d'exposition

Le cadmium peut être dosé chez l'homme dans les cheveux, le sang et les urines. Les effets toxiques du cadmium sur les reins peuvent être détectés par la présence dans les urines de différentes protéines de bas poids moléculaire.

### 2.2.4.1 Cadmium dans les cheveux

Les cheveux retiennent le cadmium pendant leur croissance en raison de leur forte teneur en kératine comprenant des ponts soufrés. La concentration capillaire de cadmium constitue un bon indicateur de l'exposition passée au cadmium en l'absence de contamination externe des cheveux.

### 2.2.4.2 Cadmiémie

En cas d'exposition modérée au cadmium, la concentration sanguine reflète principalement l'exposition des derniers mois. Quand l'exposition est faible, le cadmium sanguin est un indicateur de la charge corporelle mais il est influencé de façon importante par le tabagisme.

Plusieurs mois après la fin de l'exposition et lorsque la durée cumulée est faible, la cadmiémie peut être un indicateur adéquat de la dose interne avec les réserves habituelles concernant le tabagisme.

### 2.2.4.3 Cadmiurie

En cas d'exposition modérée ou faible au cadmium, la cadmiurie est un bon indicateur de la charge corporelle. En cas de contamination massive, l'excrétion urinaire de cadmium est également influencée par l'exposition actuelle.

La mesure du cadmium urinaire est généralement utilisée comme premier indicateur biologique de l'exposition au cadmium. Lorsque la fonction rénale est normale, c'est un bon indicateur de l'exposition passée mais aussi récente. Chez les individus non exposés, l'excrétion urinaire est plus élevée chez les fumeurs mais elle est toujours inférieure à 2 µg/g de créatinine. En l'absence de données suffisantes relatives à la toxicocinétique chez l'enfant, on utilise les valeurs de référence retenues chez l'adulte, soit 2 µg/g de créatinine.

## 2.2.5 Les valeurs de référence

### 2.2.5.1 Les valeurs toxicologiques de référence

Différents organismes [17] (ATSDR, US-EPA) ont publié des valeurs toxicologiques de référence (tableau 2).

TABLEAU 2 VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE DU CADMIUM				
Source	Voie d'exposition	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année d'évaluation
US-EPA	orale	10	RfD = 1.10 <sup>-3</sup> mg/kg/j	1994
ATSDR	orale	10	MRL = 2.10 <sup>-4</sup> mg/kg/j	1999
US-EPA	inhalation		ERUi = 1,8.10 <sup>-3</sup> (µg/m <sup>3</sup> )-1	1987
Jecfa	orale		DHTP = 7 µg/kg	2003

L'OMS préconise une valeur, établie par le Jecfa, qui estime que l'apport total de cadmium ne devrait pas excéder 1 µg/kg de poids corporel/jour pour que la concentration de cadmium dans le cortex rénal ne dépasse pas 50 mg/kg. La Dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP), qui correspond à l'apport alimentaire à ne pas dépasser, est estimée à 7 µg/kg de poids corporel/semaine [12], ce qui correspond à une Dose journalière admissible (DJA) de 60 µg/jour pour un adulte de 60 kg et 25 µg/jour pour un enfant de 7 à 8 ans (25 kg). Cette valeur, proposée en 1988, a été confirmée en 2003. Elle est cohérente avec celle proposée par l'US-EPA et est retenue comme VTR dans la présente étude.

## 2.3 SYNTHÈSE

Les dangers que posent les éléments en traces pour la santé reposent sur le concept de bio-disponibilité déterminé par la forme chimique (spéciation) sous laquelle ils sont présents dans les milieux et sur les mécanismes chimiques, physico-chimiques et biologiques dans les milieux qui conditionnent leur mobilité (solubilisation, insolubilisation, concentration).

Certains métaux comme le zinc et le cuivre, qualifiés d'éléments essentiels, sont indispensables aux organismes vivants et ne s'accumulent normalement pas dans l'organisme grâce à un

mécanisme homéostatique qui en contrôle l'absorption et l'excrétion. Cependant, ces éléments essentiels, ou ayant des fonctions biologiques reconnues (oligo-éléments), peuvent aussi, pour des teneurs élevées et sous certaines formes chimiques influençant leur bio-disponibilité, devenir toxiques. Les seuils de toxicité pour ces deux éléments sont élevés, ce qui a déjà conduit à ne pas les retenir comme prioritaires lors d'évaluations des risques dans des situations similaires [5,6]. Ils ne seront donc pas repris pour la suite de l'étude. D'autres métaux comme le plomb et le cadmium n'ont pas de fonction biologique reconnue et sont considérés comme des poisons. Leur toxicité est liée à leur accumulation dans l'organisme.

La principale voie d'exposition des populations, à partir des contaminations des sols, est la voie alimentaire en raison des transferts initiaux par les plantes et les milieux aquatiques ; l'exposition dépend alors de la nature et de l'état des sources, des régimes alimentaires et des modes de vie.

Le risque lié au plomb, provient de l'accumulation passée de stocks importants dans la couche superficielle d'une zone polluée mais aussi de la présence de vieilles peintures dans les habitats anciens. Du fait de l'absence de bio accumulation du plomb, l'alimentation à partir de produits locaux ne devrait pas contribuer de façon notable à l'exposition des populations sauf si elle représente une part importante de l'alimentation totale et que les conditions locales favorisent la migration du plomb (pH faible) et/ou que les teneurs dans les sols cultivés sont très importantes et conduisent, même avec un faible facteur de transfert, à des contaminations importantes. En raison de leur comportement habituel main-bouche et parfois à un comportement de pica (conduisant à l'ingestion de particules non alimentaires : sol, peintures), les jeunes enfants (surtout 6 mois - 6 ans) constituent une population à risque particulière lorsqu'ils sont exposés à la présence de plomb dans l'environnement.

Le cadmium est plus mobile et a une utilisation plus dispersée que le plomb ; les quantités contaminantes sont beaucoup plus faibles, mais sa toxicité est, en proportion beaucoup plus forte. Le risque représenté par sa présence dans les sols appelle donc une vigilance particulière. Son absorption digestive (alimentaire), même si son taux est considéré comme faible (3 à 7 %), constitue la principale voie d'exposition de la population : végétaux et produits d'origine animale. Par ailleurs, l'absorption pulmonaire de 1 à 2 µg de cadmium par jour, liée à l'habitude tabagique, doit aussi être prise en compte dans son intensité et sa durée dans toute étude épidémiologique sur l'exposition au cadmium car elle est au moins 10 fois plus importante que l'absorption intestinale (> 50 % *versus* 5 %). Elle peut conduire à l'absorption d'une quantité de cadmium qui peut être équivalente voire supérieure à celle absorbée au long du tractus digestif. L'OMS préconise que l'apport total de cadmium ne devrait pas excéder 1 µg/kg de poids corporel/jour pour que sa concentration dans le cortex rénal ne dépasse pas 50 mg/kg.

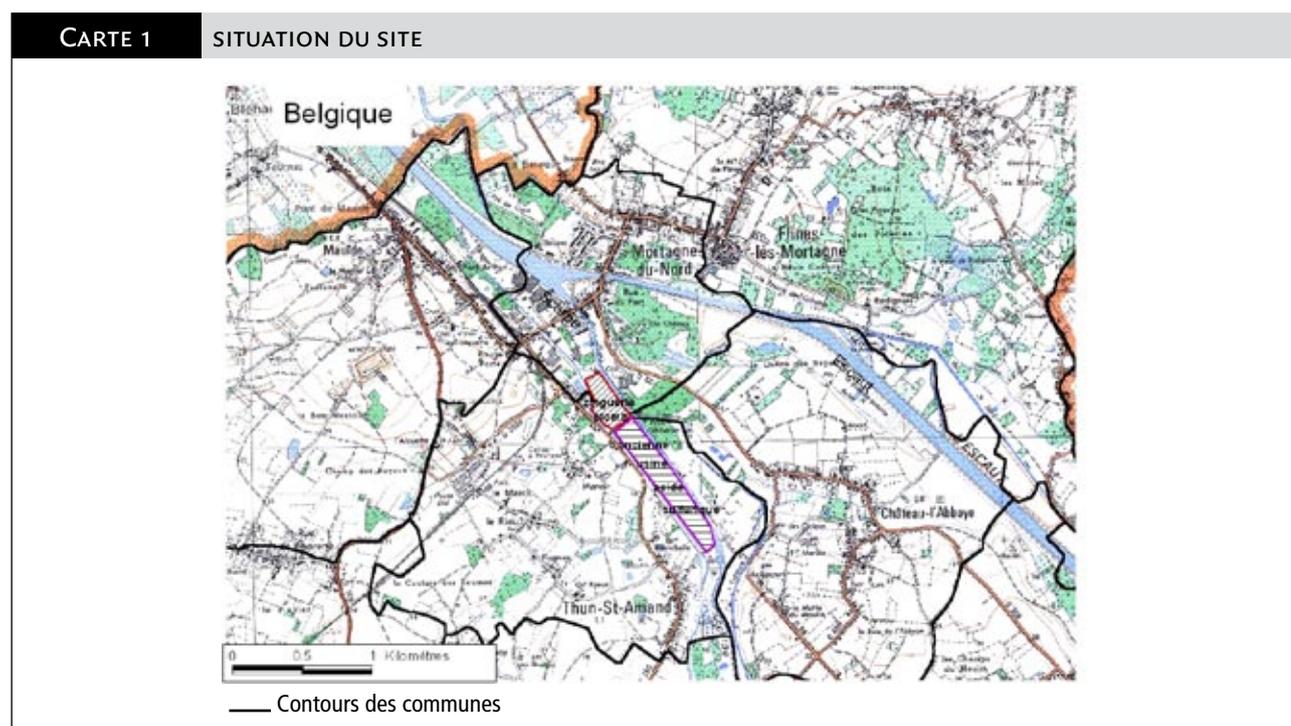
L'estimation des expositions humaines aux éléments en traces devra, par ailleurs, s'attacher à considérer autant que faire se peut, les mécanismes complexes d'interactions métalliques intervenant dans les voies métaboliques. Des interactions cadmium-zinc, zinc-cuivre peuvent notamment être à l'origine d'effets toxiques sur la santé liés à une carence de malabsorption du zinc (retard de croissance, diminution des fonctions immunitaires, diminution de la fertilité masculine, dermatites, diarrhée, dépression, perte de poids, irritabilité, apathie) ou du cuivre (anémie hypochrome) [18,19]. À l'inverse, une étude épidémiologique récemment publiée suggère une possible interaction zinc-plomb influençant la relation dose/réponse et pouvant résulter en une diminution de 20 à 46 % des plombémies prédites et mesurées [20].

## 3. Caractérisation du site industriel et de la zone d'étude

### 3.1 GÉOGRAPHIE DE LA ZONE ET LOCALISATION DU SITE

Le site autrefois industrialisé se situe principalement sur les communes de Mortagne-du-Nord et de Thun-Saint-Amand et, dans une moindre

mesure, sur la commune de Château-l'Abbaye (carte 1). Il s'étend sur 21 ha [21] et borde la rive gauche de la Scarpe, canalisée à cet endroit. La confluence avec l'Escaut se fait quelques centaines de mètres en aval. L'altitude du site est d'environ 15 m. La topographie sur le site est plate ; sur la zone d'étude, elle est douce, presque plane.



Fonds cartographiques : © IGN – BD CARTO © SCAN 1/25 000©.

### 3.2 GÉOLOGIE ET HYDROLOGIE

Sur le site même, une épaisseur variable de remblais, allant jusqu'à 3 m, est présente. Ce remblai est constitué de scories, de débris de creuset, de boues de curage et de limons à éléments calcaires [22]. En dessous du remblai et directement sous le sol en dehors du site, le sous-sol est composé [4,23] :

- d'alluvions fluviaux quaternaires, à dominante argileuse d'une épaisseur de 3 à 5 m ;
- de sables glauconieux (sables d'Ostricourt, Landénien, Eocène, Tertiaire), d'une épaisseur de 3 à 6 m ;
- de marnes blanches puis bleues (Turonien et Sénonien, Crétacé supérieur, Secondaire).

Au droit de l'ancien site industriel, 2 nappes ont été identifiées [23] :

- nappe libre des alluvions qui baigne également les remblais atteinte à une profondeur d'environ 2-3 m en période de hautes eaux et d'environ 6 m en période de basses eaux ;
- nappe semi-captive des sables d'Ostricourt atteinte à environ 10 m.

La nappe des remblais et celle des alluvions sont clairement polluées en métaux lourds. La pollution de la nappe des remblais varie fortement selon que l'on se trouve au niveau de l'ancienne zinguerie ou de l'usine

d'acide. Au niveau de cette dernière, des pH de 4 ont été relevés. Des "fuites" existent de la nappe des alluvions vers la nappe profonde des sables d'Ostricourt [23].

Sur le reste de la zone d'étude, on retrouve les mêmes couches, excepté les alluvions quaternaires localisées le long des cours d'eau et les remblais localisés sur l'ancien site.

### 3.3 MÉTÉOROLOGIE

D'après les données de la station Météo France la plus proche, située à Prouvy à côté de Valenciennes soit à environ 17 km du site, les vents dominants viennent majoritairement du sud, sud-ouest, (plus de 40 % des vents). Dans une moindre mesure, il existe une autre direction dominante : celle provenant du nord-ouest (12 % des vents). Les vents les plus forts, compris entre 5 et 8 m/s et supérieurs à 8 m/s viennent très majoritairement du quart sud-ouest (rose des vents en annexe 4).

### 3.4 DESCRIPTION DU SITE

Le site a été occupé par une usine à zinc sur les communes de Mortagne-du-Nord de Château-l'Abbaye, et par une usine de production d'acide

sulfurique sur la commune de Thun-Saint-Amand (carte 1). Sur la rive droite se trouvait un ancien crassier, à l'endroit actuel du collège.

Le site présentait [22] :

- des fours à réduction du zinc avec des batteries de creusets ;
- des fours pour la cuisson des creusets ;
- des gazogènes ;
- des installations de déchargement de charbon ;
- une laverie et ses batteries de cuves ;
- la halle des fours et la halle à minerais de l'usine d'acide.

### 3.4.1 Historique

La zinguerie de Mortagne-du-Nord naît en 1901 sous forme d'une petite entreprise qui est liquidée en 1903 [21]. De 1905 à 1919, c'est la Compagnie métallurgique franco-belge de Mortagne qui reprend l'usine, sous contrôle allemand, pour produire du zinc utilisé dans les balles en laiton. En 1918, l'usine est détruite. L'usine passe sous le contrôle de la Compagnie royale asturienne des mines (Cram, belge) en 1919. En 1920, la zinguerie est reconstruite et l'usine de désulfuration est construite à Thun. L'usine à plomb ne fut en activité que de 1924 à 1930. L'usine de zinc ferme en 1963 et l'usine chimique ferme en 1968.

Dès 1987, les bâtiments (sauf bureaux) ont été rasés ; les zones nues ont été recouvertes de terre saine, calcaire puis ont été engazonnées. Une population de bouleaux s'est ensuite installée spontanément.

De l'autre côté de la Scarpe, à côté de l'ancien crassier, se trouve aujourd'hui une pelouse métallicole essentiellement constituée de *Armeria Maritima halleri* (*armérie*) et *Arabidopsis* (*arabette*). Cette pelouse est classée pour son intérêt floristique en tant que ZNIEFF.

En 1989, le collège Fernig a été inauguré à l'emplacement de l'ancien crassier.

Toutes ces réhabilitations ont provoqué un effacement des traces de sources de pollution et une dispersion des poussières et scories.

Désormais, le site appartient en partie à la municipalité de Mortagne-du-Nord et aux Voies Navigables.

### 3.4.2 Procédés industriels

Trois activités principales ont eu cours : la fabrication d'acide sulfurique, la métallurgie du zinc, et la métallurgie du plomb [22].

#### ► Fabrication d'acide sulfurique

Les matières premières étaient les sulfures (pyrite-FeS<sub>2</sub> ou blende-ZnS) qui étaient oxydés dans le four de grillage. Les gaz sulfureux réagissent avec des solutions acides à haute température dans la tour de Glover (tapissée de plomb) qui dénitriifie et concentre l'acide sulfurique (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Les chambres de plomb et la tour de Gay-Lussac participent à la formation du sulfate de nitrosyle (SO<sub>4</sub>HNO) qui contribuera à former l'acide sulfurique.

#### ► Métallurgie du zinc :

La matière première est du sulfure (blende) ou des carbonates (smithsonite) qui au cours du grillage donneront des oxydes. Le mélange oxydes-charbon est chauffé et le zinc se dégage sous forme de vapeur et est recueilli pour être réduit et purifié. Il y a fréquemment une perte de 10 % de zinc sous forme de poussières et d'une production importante de scories très riches en zinc.

#### ► Métallurgie du plomb

La production de plomb en elle-même n'a eu lieu que de 1924 à 1930. Le procédé utilisé sur le site est mal connu.

## 3.5 SOURCES ET REJETS DES POLLUANTS

Il y a peu de renseignements précis sur les sources de pollution en raison de l'ancienneté du site et des nombreuses réhabilitations effectuées (disparition de document).

Les déchets incluant cendres, poussières, scories sont considérés comme la source première de pollution. Ils étaient déposés sur le crassier, ou utilisés comme remblais (d'une épaisseur de dm au m) sur toute la friche et en différents endroits plus ou moins éloignés.

En certains points comme ceux de déchargement ou de purification, du minerai a pu être répandu aux alentours de l'usine chimique. Les sols sont plus ou moins contaminés et peuvent être considérés comme une source secondaire de polluants vis-à-vis des eaux et des êtres vivants.

Les rejets aériens par le passé (poussières de déchets métallurgiques et charbon non brûlé) provenaient des 15 cheminées, dont la plus haute était celle de l'usine à plomb (pour les rejets canalisés), et du crassier d'environ 30 m de haut et 200 m de diamètre (pour les rejets diffus).

Les rejets liquides provenaient, par le passé, de la laverie pour les boues qui ont été utilisées comme remblais, et des eaux pluviales qui pour une grande partie s'infiltrèrent directement dans le sol. Le reste des eaux pluviales s'écoule aujourd'hui vers la Scarpe en hiver et au printemps.

Les déchets solides passés et actuels sont les scories dont la répartition est très hétérogène. Elles ont également été utilisées par les particuliers dans des chemins, bords de route, jardins...

En conclusion, l'analyse des rejets historiques laisse apparaître que les rejets atmosphériques (poussières déposées sur les sols dont le réenvel est possible), les rejets solides (scories) enfouis dans le sol, et les rejets liquides (provoquant la contamination des sédiments de la Scarpe) sont susceptibles de contribuer à l'exposition de la population par contact direct, ou par consommation de produits végétaux ou animaux qui ont déjà montré des signes de contamination : bovins empoisonnés et cas de saturnisme chez des canards [24].

### 3.6 DONNÉES EXISTANTES DE MESURES DE LA CONTAMINATION DE L'ENVIRONNEMENT HORS SITE

Comme indiqué précédemment, le site lui-même est recouvert inégalement de terre (une vingtaine de centimètres en moyenne) et aujourd'hui végétalisé. Bien que quelques points de contamination apparaissent encore en surface, il ne constitue plus une source potentielle d'exposition de la population que par le lessivage de la pollution vers la Scarpe et éventuellement la consommation de poissons pêchés. Pour la suite de l'étude, les données relatives à la pollution du site même n'ont pas été reprises.

#### 3.6.1 L'eau potable

Un seul captage est destiné à l'alimentation en eau potable sur la zone d'étude. Il est situé à Maulde. L'eau est pompée à 27,50 m de la surface dans la nappe des sables d'Ostricourt et de la craie. Il alimente l'ensemble des communes de la zone.

Les concentrations mesurées dans l'eau, pompée au niveau du forage alimentant les communes de la zone d'étude, sont inférieures au seuil de détection (C. Herman, Ddass, communication orale) à savoir : 10 µg/L pour le plomb et 1 µg/L pour le cadmium. Seules les canalisations

en plomb encore existantes sur la partie privée des branchements d'eau potable sont susceptibles de modifier la concentration en plomb. Toutefois, les 4 analyses, effectuées chez des particuliers en 2002 et 2003, ont révélé une concentration inférieure au seuil de détection de 10 µg/L.

#### 3.6.2 Sol

Les données existantes proviennent de campagnes de prélèvements de 4 périodes différentes :

- en 1982 et 1983 par le BRGM [25] ;
- entre 1995 et 1999 par l'Inra [26] ;
- en 2003 et 2004 par l'Isa ;
- en 2006 par l'Isa.

##### 3.6.2.1 Campagnes de prélèvements du BRGM

Les prélèvements ont été réalisés sur des cercles concentriques partant du centre de l'usine et dont les rayons augmentaient de 500 m pour atteindre la distance maximale de 3 500 m. 12 prélèvements ont été effectués par cercle (soit tous les 30°). 74 prélèvements ont permis de tracer les courbes d'iso concentrations des éléments suivants : plomb, zinc et cadmium. Les analyses ont été effectuées par l'École des Mines de Douai. Les 20 premiers centimètres de sol ont été prélevés.

**TABLEAU 3** CONCENTRATIONS EN ÉLÉMENTS TRACES DES SOLS DE LA CAMPAGNE BRGM (MG/KG)

	Plomb	Zinc	Cadmium
Moyenne géométrique	103	370	4
Minimum	14	60	1
Maximum	2 357	10 992	80
Médiane	76	286	3
90 <sup>e</sup> percentile	264	1 349	12
95 <sup>e</sup> percentile	761	3 576	36

##### 3.6.2.2 Campagne de prélèvements Inra

204 échantillons de sols agricoles (quelques-uns en forêt) ont été prélevés sur un secteur de 3 500 Ha selon une grille de base de 600 carrés de 5 Ha. Les prélèvements ont été effectués sur les

30 premiers centimètres du sol. Cinquante-sept prélèvements ont également été analysés sur la pelouse métallicole sur un carré de 100 m de côté et 3 prélèvements sont localisés sur l'ancien site. Les éléments analysés étaient : plomb, zinc, cadmium, cuivre.

**TABLEAU 4** STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES CONCENTRATIONS EN PLOMB, CADMIUM, CUIVRE ET ZINC DES MESURES RÉALISÉES PAR L'INRA (MG/KG)

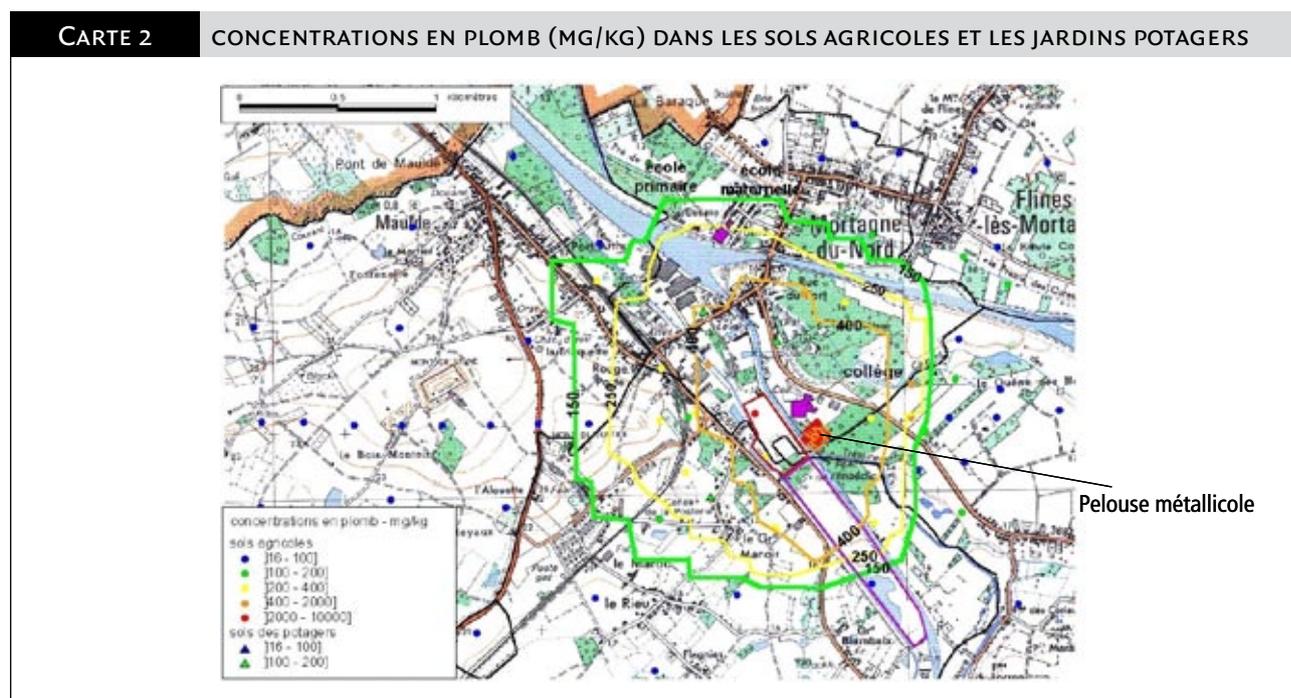
	Hors pelouse métallicole				Pelouse métallicole			
	Plomb	Cadmium	Zinc	Cuivre	Plomb	Cadmium	Zinc	Cuivre
Moyenne géométrique	69,6	1,8	195,6	16	1 808	42,8	6 532	160
Minimum	16	0,3	34	4	446	15,5	1 583	23
Maximum	8 240	361	53 650	1 280	8 136	104	21 385	752
Médiane	57	1,29	175	14	1 860	40	6 711	156
90 <sup>e</sup> percentile	191	8,5	1 658	34	4 178	74,8	13 997	393
95 <sup>e</sup> percentile	278	13,9	3 084	51	5 080	86,4	20 385	553

Hors pelouse métallicole, les concentrations les plus fortes (dont les maximales) sont observées ponctuellement sur l'ancien site : un seul prélèvement dépasse 2 000 mg/kg pour le plomb et 2 dépassent 60 mg/kg pour le cadmium (tous sur l'ancien site). Les valeurs minimales observées sont de l'ordre de grandeur du bruit de fond observé sur la région Nord Pas-de-calais.

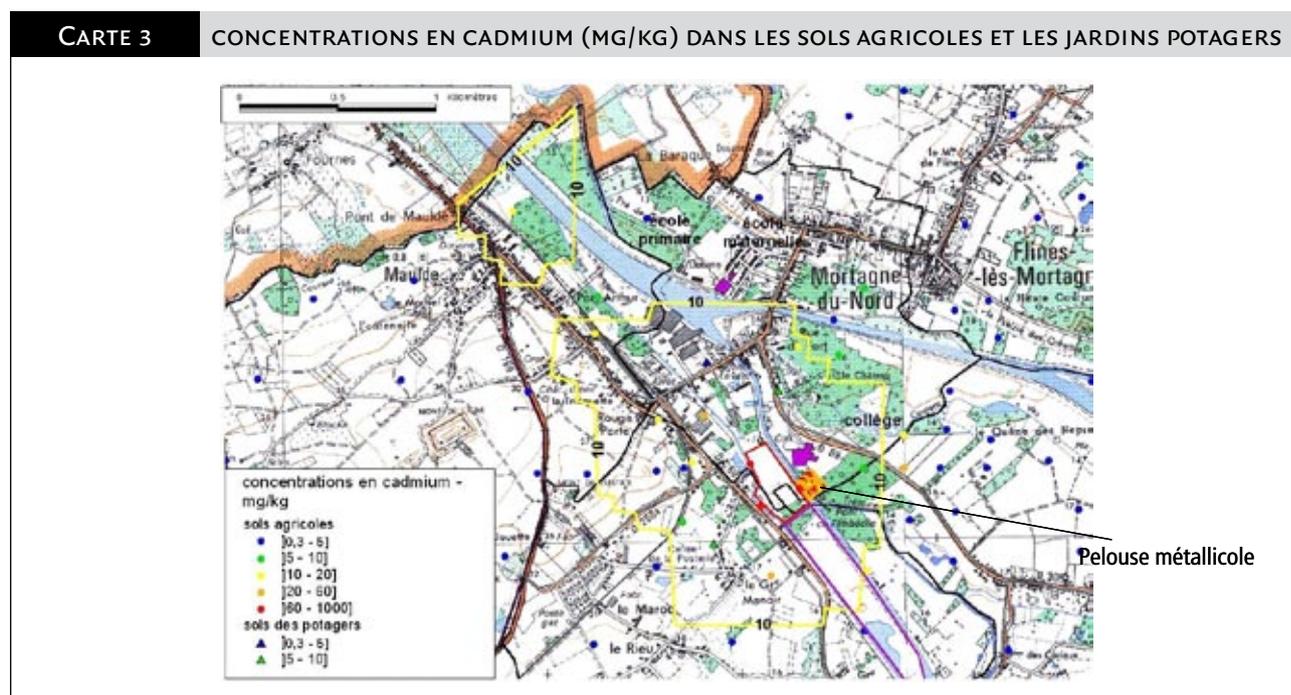
Les répartitions spatiales des concentrations sont présentées en annexe 5. Elles ont été établies par traitement géostatistique (krigeage normal avec filtrage) [26]. Le but était de donner une image de la distribution des métaux issus des retombées atmosphériques (les points de prélèvements correspondant à des pollutions ponctuelles ont été écartés). Les points de prélèvement et les concentrations, sur

la partie centrale de la zone étudiée, ont été géoréférencés (cartes 2 et 3). Les courbes d'isoconcentration à 150, 250 et 400 mg/kg pour le plomb et 10 mg/kg pour le cadmium, ont été redessinées d'après

les cartes originales et leurs codes couleurs utilisés pour la légende. Elles sont données à titre indicatif.



Sources : Inra et ISA. Fonds cartographiques : © IGN – SCAN 1/25 000° ©.



Sources : Inra et ISA. Fonds cartographiques : © IGN – SCAN 1/25 000° ©.

### 3.6.2.3 Campagne de l'ISA 2003-2004

Les prélèvements réalisés par l'ISA à Mortagne-du-Nord s'inscrivent dans un projet plus large portant sur plusieurs zones à travers la région Nord-Pas-de-Calais.

Trois jardins (cartes 2 et 3) situés à proximité du site ont fait l'objet d'un échantillonnage composite sur 2 tranches de profondeur (tableau 5). La campagne portait par ailleurs sur l'analyse des concentrations dans quelques légumes cultivés dans ces jardins (voir § alimentation). Les analyses ont été réalisées par l'Inra d'Arras. Il s'agit des teneurs totales en Pb, Cd et Zn.

TABLEAU 5

CONCENTRATIONS EN MÉTAUX LOURDS DES JARDINS (MG/KG MS)

Profondeur (cm)	Cadmium		Plomb		Zinc	
	0 - 25	30 - 50	0 - 25	30 - 50	0 - 25	30 - 50
Jardin 1	6,3	1,3	147,8	49,3	1 154,5	167,3
Jardin 2	8,0	0,5	143,4	21,9	1 491,3	79,3
Jardin 3	3,1	0,5	167,1	27,0	754,6	102,8

### 3.6.2.4 Campagne de l'ISA 2006 [27]

La première étude portant sur l'objet de ce rapport avait conclu, en 2005, à la nécessité d'obtenir des données supplémentaires, notamment concernant la teneur en plomb dans les sols et poussières des milieux fréquentés par les enfants et la teneur en cadmium des légumes cultivés sur place. L'Isa a donc mené en 2006 une deuxième campagne d'analyse. Les prélèvements ont été réalisés au niveau des sols et des poussières des milieux de vie fréquentés par les enfants (deux écoles maternelles, l'école primaire, le collège et 2 aires de jeux) et des sols de 7 jardins privés et de 7 jardins potagers (carte 4).

TABLEAU 6

STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES CONCENTRATIONS EN CADMIUM ET EN PLOMB DANS LES SOLS DES ÉCOLES, DU COLLÈGE ET DES AIRES DE JEU (MG/KG)

	Plomb	Cadmium
École prim. 1	103,4	0,73
École prim. 2	137,7	0,85
École prim 3	134,7	1,14
École mat. 1	89,3	0,52
École mat. 2	1 815,4	3,90
Collège 1	767,0	5,92
Collège 2	208,7	3,54
Aire 1	334,2	2,49
Aire 2	127,4	1,34
Moyenne géométrique	234	1,67
Minimum	89	0,52
Maximum	1 815	5,92
Médiane	138	1,35

TABLEAU 7

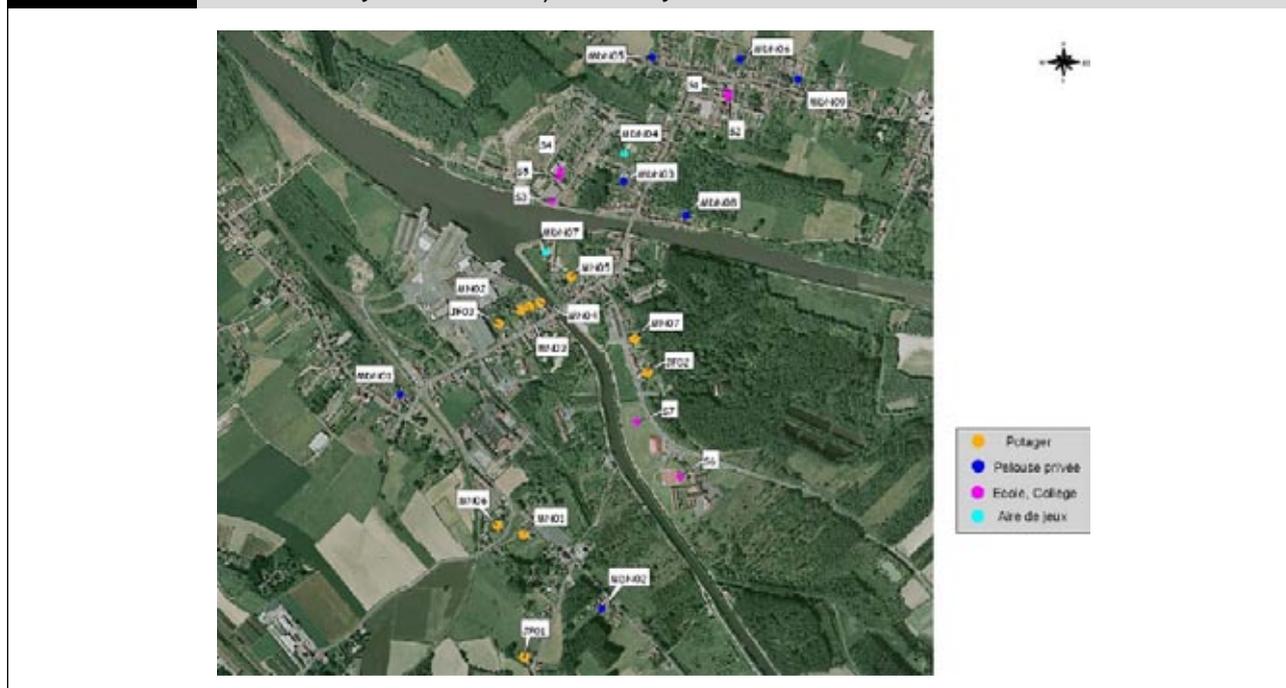
STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES CONCENTRATIONS EN CADMIUM ET EN PLOMB DANS LES SOLS DES JARDINS PRIVÉS SOUS PELOUSE (MG/KG) N=7

	Plomb	Cadmium
Moyenne géométrique	242	2,63
Minimum	121	1,12
Maximum	483	11,80
Médiane	261	1,85

TABLEAU 8

STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES CONCENTRATIONS EN CADMIUM ET EN PLOMB DANS LES SOLS DES JARDINS POTAGERS (MG/KG) N=7

	Plomb	Cadmium
Moyenne géométrique	278	5,87
Minimum	78	4,39
Maximum	1 027	7,98
Médiane	260	5,69
90 <sup>e</sup> percentile	890	7,69
95 <sup>e</sup> percentile	959	7,84



Investigations aux alentours de la friche industrielle de Mortagne-du-Nord, ISA, 2006 [27].

### 3.6.3 Air

Depuis l'arrêt des usines, il n'y a plus de rejet atmosphérique d'origine industrielle. On ne dispose pas aujourd'hui de mesures de la qualité de l'air sur le secteur.

Les seules données existantes sont celles de 4 jauges Owen installées par le BRGM [28] pendant 6 mois en 1983 aux emplacements décrits dans le tableau 9 :

TABLEAU 9 LOCALISATION DES JAUGES OWEN			
	Adresse	Commune	Distance du site (km) et orientation
Jauge n° 1	32 rue de Chorette	Maulde	2,3 km O-SO
Jauge n° 2	2 bis rue du Bois	Maulde	2,1 km NO
Jauge n° 3	Le vivier de Rodignies	Flines-lès-Mortagne	2,6 km NE
Jauge n° 4	13 rue Chaussette	Nivelles	2,4 km S

Les jauges Owen permettent d'apprécier les retombées de poussières suite à des réenvols. Elles étaient installées à même le sol. Seuls le plomb et le zinc ont été analysés. Les résultats étaient les suivants :

TABLEAU 10 QUANTITÉ DE POLLUANTS RECUEILLIS PAR MOIS DANS LES JAUGES EN MG/M <sup>2</sup> /J							
		Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
Jauge n° 1	Plomb	0,36	0,14	0,18	0,28	0,07	0,62
	Zinc	2,57	2,07	2,76	4,21	5,44	9,42
Jauge n° 2	Plomb	0,10	0,07	0,04	0,18	0,10	0,06
	Zinc	2,63	0,95	1,45	3,04	3,93	5,16
Jauge n° 3	Plomb	0,18	0,04	0,00	0,27	0,03	0,30
	Zinc	2,32	0,93	2,22	3,46	3,44	3,44
Jauge n° 4	Plomb	0,07	0,03	0,01	0,20	0,07	0,30
	Zinc	4,22	1,40	2,53	4,06	5,19	5,06

### 3.6.4 Alimentation [27]

Les données spécifiques à la zone d'étude sont les mesures réalisées par l'Isa d'une part en 2003-2004 sur quelques légumes cultivés dans 3 jardins (cartes 2 et 3) ; d'autre part, en 2006 dans 7 jardins

(carte 4). En 2006, seuls le Cadmium et le Plomb ont été mesurés. Pour certains légumes, les données ne sont disponibles que pour deux ou trois jardins. Seules les parties consommées ont été analysées. Les échantillons ont été lavés et épluchés.

TABLEAU 11 MOYENNES ARITHMÉTIQUES DES CONCENTRATIONS EN MÉTAUX LOURDS DES LÉGUMES (MG/KG MF)		
Légume	Métal	Moyenne arithmétique
Tubercule de radis (N=3)	Cadmium	0,058
	Plomb	0,058
	Zinc	6,37
Feuilles de radis (N=3)	Cadmium	0,279
	Plomb	0,22
	Zinc	15,8
Laitue (N=2)	Cadmium	0,196
	Plomb	0,095
	Zinc	4,77
Haricots verts (N=3)	Cadmium	0,007
	Plomb	0,023
	Zinc	6,36
Pomme de terre (N=8)	Cadmium	0,080
	Plomb	0,024
	Zinc	6,32
Carotte (N=7)	Cadmium	0,101
	Plomb	0,092
	Zinc	9,44
Tomate (N=2)	Cadmium	0,077
	Plomb	0,013
	Zinc	1,34
Poireau (N=10)	Cadmium	0,118
	Plomb	0,035
	Zinc	9,45

Quels que soient le légume et le métal, les concentrations mesurées sont cohérentes dans l'ordre de grandeur entre les 10 jardins.

### 3.6.5 Poussières

Les prélèvements ont été réalisés par la Ddass dans les écoles suite aux recommandations du premier rapport. Ils ont ensuite été analysés par l'Isa [27].

TABLEAU 12 CONCENTRATION EN PLOMB DES POUSSIÈRES INTÉRIEURES ET EXTÉRIEURES DES ÉCOLES ET COLLÈGE (µG/M <sup>3</sup> )				
Structure	Lieu	Poussières intérieures	Lieu	Poussières extérieures
École maternelle Gillet	Lino du dortoir	47	Macadam de la cour	201
	Lino du couloir	62	Macadam sous abris	3 321
École Beauchamp	Carrelage du couloir	16	Macadam de la cour	405
École primaire			Béton des abris	128
			Macadam de la cour	299
	Carrelage du couloir	23	Macadam de la cour	357
Collège	Carrelage du couloir	1	Macadam de la cour	176
	Carrelage de la cantine	17	Macadam de la cour	195
	Carrelage du hall	39	Macadam des abris	423
	Carrelage du couloir	101		

## 3.7 DÉMOGRAPHIE ET URBANISME

Les zones de contamination supérieures à 250 mg/kg de plomb et 10 mg/kg de cadmium retenues par la suite pour l'estimation des expositions recoupent les zones urbanisées des communes de Mortagne-du-Nord, Maulde et Thun-saint-Amand. Ce sont ces communes qui sont retenues pour la description des éléments qui suivent.

### 3.7.1 Démographie

D'après les données du recensement de 1999 publiées par l'Insee, la zone d'étude est relativement peu peuplée avec 3 493 habitants pour les 3 communes. Nous ne sommes pas en milieu urbain. Mortagne-du-Nord, avec 1 580 habitants, est la commune la plus importante et constitue un centre d'activité pour les communes environnantes. La structure de la population des 3 communes est la suivante :

Communes	Population totale	<20 ans	20-39 ans	40-59 ans	60-74 ans	≥75 ans
Mortagne-du-Nord	1 580	486	429	352	196	109
Thun-saint-Amand	1 033	280	311	262	115	63
Maulde	880	202	255	248	109	66
<b>Total</b>	<b>3 493</b>	<b>968</b>	<b>995</b>	<b>862</b>	<b>420</b>	<b>238</b>

Source : Insee, recensement général de la population, 1999.

### 3.7.2 Habitat ancien et population à risque

La présence de logements antérieurs à 1949 laisse penser que des peintures au plomb ont pu être utilisées. S'écaillant avec le temps, elles

contribuent éventuellement à l'exposition des 299 enfants de moins de 6 ans vivant dans ces habitations, qui peuvent les ingérer ou ingérer des poussières intérieures enrichies en plomb par la désagrégation des peintures.

Communes	Nombre d'enfants <6 ans	Résidences <49 avec des enfants <6 ans	Enfants <6 ans vivant dans habitations <49
Mortagne-du-Nord	122	53	73
Maulde	64	35	49
Thun-Saint-Amand	81	50	67

Source : données FILOCOM 1999, CETE Nord/Picardie.

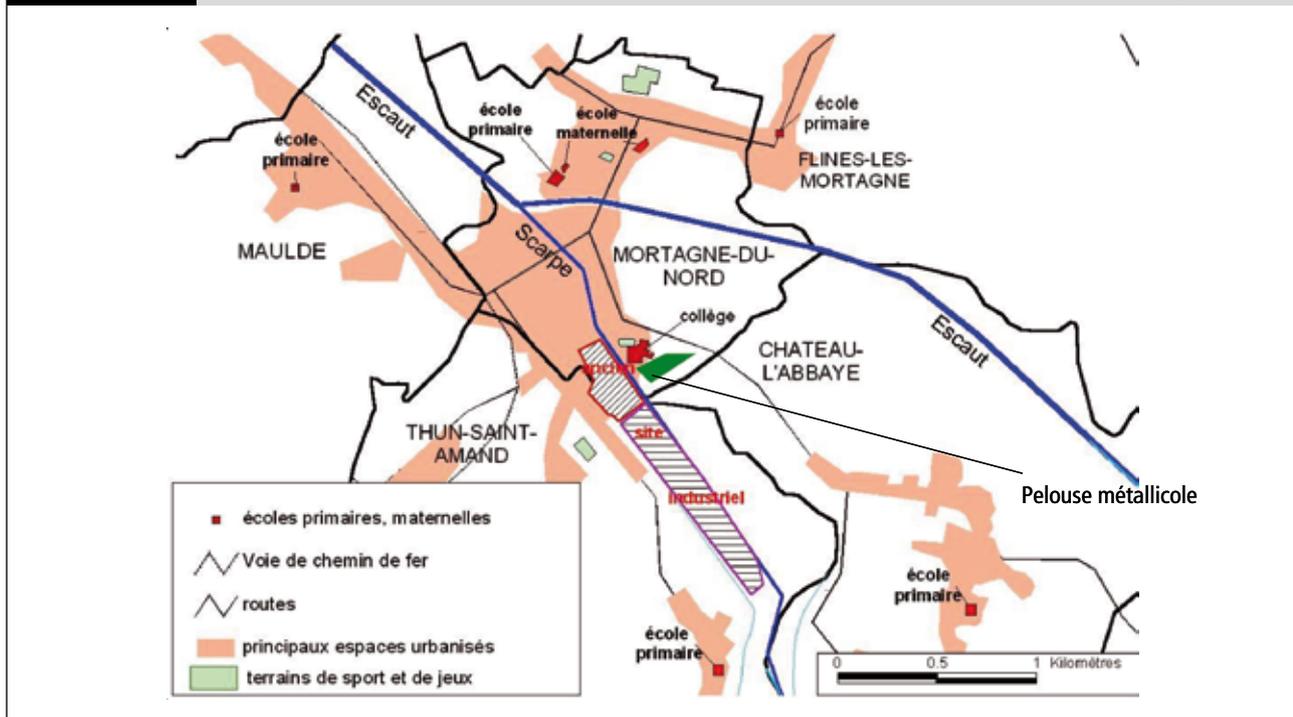
Sur les 3 communes, 70 % des enfants de moins de 6 ans résident dans une habitation construite avant 1949.

### 3.7.3 Établissements scolaires

Les établissements scolaires (source : Académie de Lille, <http://netia59.ac-lille.fr/>) se répartissent sur la zone d'étude comme suit :

- À Mortagne-du-Nord (source : Mairie de Mortagne-du-Nord) :
  - 2 écoles maternelles (63 enfants en 2003/2004) et une école primaire (84 élèves en 2003/2004) située à environ 850 m du site (carte 4) ;

- un collège (320 élèves en 2003/2004) construit sur l'ancien crassier à moins de 100 m du site inauguré en 1989. Il jouxte une pelouse classée en zone naturelle d'intérêt écologique, floristique et faunistique (ZNIEFF) pour la présence de plantes métallocoles.



Fonds cartographiques : © IGN – BD CARTO © ROUTE 500 ©.

- À Maulde :
  - une école primaire.
- Thun-Saint-Amand :
  - une école primaire.

### 3.7.4 Aires de jeux pour enfants

Une aire de jeu et 2 terrains de football sont également présents à moins d'un kilomètre du site (carte 4).

### 3.7.5 Occupation de l'espace

Le site même des anciennes usines est entièrement recouvert de remblais de nature et d'épaisseur variables. Il est aujourd'hui presque entièrement colonisé par la végétation (nombreux bouleaux, herbe...).

L'occupation du territoire des communes se répartit entre zones urbanisées, boisées et agricoles. L'espace agricole s'articule essentiellement autour de prairies permanentes et de champs de maïs (culture principale).

## 3.8 DONNÉES SANITAIRES

Deux cas de saturnisme infantile sur la commune de Mortagne-du-Nord ont été signalés oralement par la PMI à la Ddass. Il s'agit de 2 cas identifiés il y a quelques années. Leurs caractéristiques (lieu, âge, adresse) ne sont plus disponibles. Les enfants concernés ont déménagé depuis (communication orale Dr Lefort, Ddass).

Aucun autre cas de saturnisme n'a été déclaré depuis. On ne dispose pas de données d'activité de dépistage.

Il n'existe pas de système de surveillance des effets sur la santé liés aux autres polluants que le plomb. Il n'y a pas eu d'action de recherche spécifique de cas d'intoxication pour ces autres polluants.

## 4. Estimation des expositions et des plombémies attendues

Étant donné les concentrations des sols en zinc (moy géom = 196 mg/kg MS) et en cuivre (moy géom = 16 mg/kg MS), ces 2 éléments ne sont plus repris pour la suite de l'étude. En effet, d'autres évaluations des risques ont montré qu'il n'était pas utile de les retenir à ces niveaux de concentrations [5 ;6]. Leur seuil de toxicité est élevé (voir première partie) proportionnellement aux concentrations dans les sols, en comparaison du plomb et du cadmium.

Il a été jugé impossible d'estimer l'exposition au plomb des enfants du collège. Les très fortes concentrations mesurées aux abords immédiats du collège le sont dans la pelouse métallicole et ne proviennent pas de retombées de poussières de rejet. Le sol y est sablo-limoneux et constitué en partie de scories dont le relargage en plomb ou en cadmium sous forme de poussières fines transportables jusque dans le collège est probablement différent d'un sol plus "classique" et n'est pas connu. Par ailleurs, la tranche d'âge des enfants du collège ne correspond à celle la plus à risque (jeunes enfants).

Pour le cadmium, l'effet critique retenu pour l'établissement de la VTR est lié à une accumulation du cadmium au niveau du cortex au cours de la vie. L'estimation de l'exposition des enfants au cadmium n'a pas été réalisée pour cette raison.

Au final, ont été réalisées, selon les méthodes et les raisons décrites ci-dessous :

- l'estimation de l'exposition des adultes au cadmium ;
- l'estimation des plombémies des enfants de moins de 7 ans.

### 4.1 MÉTHODE

#### 4.1.1 Délimitation des zones d'estimation des expositions

Les données ont été jugées suffisantes pour :

- une estimation des plombémies attendues pour les enfants situés dans les zones de concentrations supérieures à 250 mg/kg d'après la carte de l'Inra obtenue par traitement géostatistique ;
- estimer l'exposition au cadmium dans la zone de concentration supérieure à 10 mg/kg d'après la carte obtenue par traitement géostatistique de l'Inra pour le cadmium.

L'estimation des expositions n'a donc pas été réalisée sur l'ensemble de l'extension des communes de la zone d'étude mais sur une délimitation plus restreinte. Cette restriction repose sur l'analyse des campagnes de mesures dans le sol. Les campagnes de mesures du BRGM et de l'Inra ont porté sur des extensions géographiques plus larges que celles de concentrations susceptibles de porter atteinte à la santé. Les mesures éloignées du site montrent des concentrations proches du bruit de fond, en tout état de cause largement inférieures aux valeurs de constat d'impact (VCI usage sensible = 400 mg/kg). Les données Inra et BRGM étant peu cohérentes entre elles (courbes d'isoconcentrations très différentes – voir annexes 5 et 6), celles de l'Inra ont été préférées car elles sont les plus récentes et les plus homogènes quant au type de sol prélevé (uniquement agricole).

#### 4.1.2 Voies d'exposition

Pour étudier l'exposition de la population au plomb, les voies d'exposition par ingestion et inhalation ont été retenues. Plus précisément, il s'agit de l'inhalation de l'air ambiant et de l'ingestion de sol, de poussières, d'eau et d'aliments.

Pour le cadmium, seule la voie d'ingestion a été étudiée car :

- l'inhalation ne contribue que très peu à la dose interne : de 0,5 à 1,6 % dans l'étude sur le secteur de Noyelles-Godault/Auby [29] ;
- elle permet de comparer l'exposition à la dose journalière admissible du Jecfa qui n'est valable que pour l'ingestion.

#### 4.1.3 Estimation des doses externes

La quantification des apports en plomb et en cadmium par les différentes voies d'exposition repose sur plusieurs paramètres : taux d'administration de chaque voie, les temps d'expositions aux milieux (budget espace-temps) et les teneurs dans ces milieux.

La dose externe journalière  $E_{ij}$  ( $\mu\text{g}/\text{j}$ ), pour le milieu  $i$  et la voie  $j$ , s'exprime ainsi :

$$E_{ij} = C_i * Q_{ij} * T_i / T_\Sigma$$

avec

$C_i$  : concentration du milieu  $i$ , en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ou  $\mu\text{g}/\text{g}$

$Q_{ij}$  : quantité de milieu  $i$  ingérée ou inhalée par la voie  $j$ , en  $\text{m}^3/\text{j}$  ou  $\text{mg}/\text{j}$

$T_i$  : nombre d'heures passées dans le milieu  $i$

$T_\Sigma$  : nombre total d'heures d'exposition, en h/j (24h/j pour l'air et 24-x heures de sommeil pour le sol et les poussières)

L'estimation de la dose externe a été réalisée pour les adultes pour le cadmium et pour les enfants pour le plomb. Seuls les résultats pour le cadmium sont présentés. En effet, les résultats pour les enfants pour le plomb ne correspondent qu'à un calcul intermédiaire permettant d'estimer les plombémies *via* IEUBK (voir § suivant).

#### 4.1.4 Estimation des plombémies attendues

Pour les enfants de moins de 7 ans, le modèle IEUBK (*Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children*) a été développé par l'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA) pour estimer la distribution des plombémies attendues [30] et le calcul de la probabilité de dépasser 100  $\mu\text{g}/\text{L}$ . Le modèle est basé sur une série d'équations qui permettent de prédire les plombémies (en  $\mu\text{g}/\text{L}$  de sang) en fonction de l'exposition au plomb (en  $\mu\text{g}/\text{j}$ ) en simulant les processus physiologiques qui déterminent la concentration en plomb du sang, notamment en tenant compte des mécanismes d'absorption du plomb dans le sang et de leur caractère saturable.

Les 4 étapes du modèle sont :

- l'estimation des doses (externes) d'exposition ;
- l'estimation de la fraction absorbée ;
- la simulation des processus physiologiques ;
- l'estimation de la distribution de la plombémie attendue.

La première étape est équivalente à l'estimation de la dose externe décrite ci-dessus.

La deuxième étape, l'estimation de la fraction absorbée, repose sur la prise en compte des paramètres de biodisponibilité du plomb c'est-à-dire la part susceptible de passer dans le sang.

La dose journalière absorbée  $I_{ij}$  ( $\mu\text{g}/\text{j}$ ) peut être exprimée de la sorte :

$$I_{ij} = E_{ij} * B_i * F_j$$

avec

$B_i$  : biodisponibilité relative du polluant pour le milieu  $i$

$F_j$  : biodisponibilité absolue du polluant pour la voie  $j$

$E_{ij}$  : dose externe pour le milieu  $i$  et la voie  $j$ , en  $\mu\text{g}/\text{j}$

La simulation des processus physiologiques permet de prendre en compte les phénomènes d'excrétion et de saturation de l'absorption. La quantité de plomb absorbée est convertie en une distribution des plombémies attendues. La valeur du seuil de  $100 \mu\text{g}/\text{L}$ , utilisé pour la déclaration obligatoire des cas de saturnisme, a été retenue pour présenter les résultats. La valeur par défaut de caractérisation de la

variabilité des plombémies de 1,6 (déviations standard géométrique) a été gardée.

## 4.1.5 Scénarios d'exposition

### 4.1.5.1 Prise en compte du budget espace-temps

Le budget espace-temps représente le temps passé dans chacun des endroits (milieux) différents au cours d'une journée. Pour le calcul de l'exposition des adultes au cadmium, le budget espace-temps n'a pas été pris en compte. En effet, d'après la littérature, l'exposition au cadmium est plus liée à l'alimentation qu'à la fréquentation des lieux de vie contaminés. Par exemple, sur le secteur Noyelles-Godault/Auby [29], la contribution des sols et poussières ne dépasserait pas quelques pour cent (environ 5 %) de la dose externe totale.

En revanche, la prise en compte du budget espace-temps est importante dans l'estimation des expositions au plomb des enfants de moins de 7 ans en raison du temps passé à l'école et des concentrations en plomb (sols, poussières - intérieur et extérieur) qui y sont présentes, souvent différentes de celle du lieu d'habitation.

Les lieux de vie retenus sont l'école et le domicile, avec la distinction pour chacun du temps passé à l'extérieur et à l'intérieur. Les temps de vie retenus sont présentés dans le tableau 15.

TABLEAU 15	BUDGET ESPACE-TEMPS DES ENFANTS DE MOINS DE 7 ANS – NOMBRE D'HEURES EN MOYENNE SUR UNE SEMAINE [31]				
	Extérieur		Intérieur		Total semaine
	École	Domicile	École	Domicile	
0-1 an	0	7	0	161	168
1-2 ans	0	14	0	154	168
2-3 ans	8	13	24	123	168
3-4 ans	8	20	24	116	168
4-5 ans	8	20	24	116	168
5-6 ans	8	20	24	116	168
6-7 ans	8	20	24	116	168

### 4.1.5.2 Paramètres des expositions

#### › Air

Les concentrations dans l'air des différents polluants sont estimées correspondre à la pollution de fond en milieu rural soit moins de  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le plomb qui est la valeur retenue quoique probablement majorante.

Les concentrations de plomb dans l'air intérieur ont été fixées à 30 % des concentrations dans l'air extérieur (proposé par défaut par IEUBK).

L'exposition par inhalation de cadmium n'a pas été prise en compte dans l'étude pour les raisons présentées précédemment et qui sont rappelées ci-dessous :

- il n'existe plus de source particulière connue de rejet de cadmium dans l'atmosphère sur le secteur de l'étude ;
- la contribution de l'inhalation à la dose interne est très faible : de 0,5 à 1,6 % dans l'étude sur le secteur de Noyelles-Godault/Auby ;
- la valeur toxicologique existante DJA n'est valable que pour les doses externes par la voie d'ingestion.

### ➤ Sols et poussières

En l'absence de données pondérales sur les poussières des différents lieux de vie, l'hypothèse proposée par l'EPA a été retenue à savoir : la concentration en plomb ou en cadmium dans les poussières intérieures est égale à 70 % de la concentration des sols extérieurs. Les données de concentrations des poussières sont surfaciques (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et non pondérales ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  MS) et ne peuvent être converties de l'un à l'autre.

Plusieurs situations de concentrations dans les sols ont été intégrées dans le calcul d'exposition au cadmium pour les adultes et d'estimation des plombémies attendues chez les enfants de moins de 7 ans.

Pour le cadmium, l'exposition au sol a été évaluée pour les personnes habitant à l'intérieur de la zone d'isoconcentration de 10 mg/kg donnée par l'Inra. Sur cette zone, la moyenne géométrique et le percentile 90 (voir tableau 16) ont été considérés dans les scénarios d'exposition. Ils ont été calculés sur la base des mesures réalisées dans la zone d'isoconcentration (sauf sur le site lui-même et les jardins) soit 13 valeurs.

TABLEAU 16		STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES CONCENTRATIONS DE CADMIUM DANS LES SOLS
		Valeur de cadmium en mg/kg
Minimum		4,6
Maximum		121,9
Moyenne géométrique		<b>13,8</b>
Percentile 90		<b>27,3</b>
Moyenne géométrique des jardins (n=3)		5,4

Pour le plomb, la moyenne géométrique et le percentile 90 dans la courbe d'isoconcentration de 250 mg/kg, (tableau 17) ont été considérés dans les scénarios d'exposition.

TABLEAU 17		STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES CONCENTRATIONS DE PLOMB DANS LES SOLS
		Valeurs de plomb en mg/kg
Nombre de mesures		27
Minimum		78
Maximum		1 027
Moyenne géométrique		<b>281</b>
Percentile 90		<b>507</b>

*Valeurs utilisées hors site, jardins compris.*

La prise en compte du budget espace-temps des enfants amène à estimer une concentration moyenne journalière fonction de l'âge des enfants, de leur zone de résidence et de la concentration en plomb du lieu de scolarisation : 250 mg/kg (la courbe d'isoconcentration de 250 mg/kg passe pratiquement sur les écoles primaire et maternelle de Mortagne-du-Nord).

Par exemple, un enfant de 2-3 ans, habitant dans la zone des 400 ppm est exposé pendant 32 heures (dont 8 en extérieur et 24 en intérieur) par semaine au plomb du site l'école (201 mg/kg de plomb dans le sol) et 136 heures (dont 20 en extérieur et 116 en intérieur) par semaine au plomb du sol environnant son habitation. Son exposition moyenne est la pondération de ces différentes expositions, qui est alors de 272 mg/kg en extérieur et 207 mg/kg en intérieur.

TABLEAU 18	CONCENTRATIONS MOYENNES DE SOL EN PLOMB AUXQUELLES SONT EXPOSÉS LES ENFANTS COMPTE TENU DE LEUR BUDGET-ESPACE TEMPS (MG/KG)	
	Moyenne géométrique	
	Extérieur	Intérieur
0-1 an	281	196
1-2 ans	281	196
2-3 ans	250	187
3-4 ans	258	187
4-5 ans	258	187
5-6 ans	258	187
6-7 ans	258	187

C'est la concentration moyenne extérieure (dans les sols) qui est nécessaire comme donnée d'entrée pour la modélisation des plombémies par le logiciel IEUBK. Pour rappel, la concentration intérieure est fixée à 70 % de la concentration extérieure.

### ➤ Alimentation

#### Pour les adultes, exposition au cadmium

Une part importante des apports en plomb et en cadmium provient de l'alimentation. Pour les adultes, on distingue 3 scénarios qui incorporent ou pas, une part de consommation de produits du jardin :

- une alimentation uniquement basée sur des produits achetés, considérée comme étant celle de l'alimentation moyenne des français : régime alimentaire moyen ;
- une alimentation basée à la fois sur des produits achetés et sur la consommation de produits des jardins d'après la répartition moyenne régionale Nord-Pas-de-Calais des données de consommation Insee et Secodip [32] ;
- une alimentation basée sur la consommation provenant exclusivement des produits locaux pour les 6 légumes analysés localement et identique au régime alimentaire moyen pour les autres aliments.

Malgré la représentativité discutable, en raison de leur faible nombre (6 légumes dans 10 jardins), les données locales ont été préférées à des données provenant d'autres sites pour apprécier l'influence de la consommation de produits locaux dans l'apport alimentaire.

Pour les légumes sans données locales, les données nationales ont été conservées. Les données de concentration dans les produits alimentaires qui ont été retenues, sont celles de l'étude Inra [33].

TABLEAU 19		APPORTS ALIMENTAIRES EN CADMIUM SELON 3 SCÉNARIOS D'ALIMENTATION EN µG/J
	Apports en cadmium	
Alimentation moyenne française	5,8	
Consommation de produits locaux * identique à la moyenne régionale	8,5	
Consommation de légumes locaux * exclusivement	33	

\* 6 légumes analysés uniquement, valeurs nationales pour les autres.

L'apport en cadmium est sensible à la consommation de produits locaux. L'influence de la consommation de produits du jardin apparaît moins forte que sur le secteur de Noyelles-Godault/Auby : + 2,7 µg/j contre + 8 µg/j et + 27 µg/j contre + 36 µg/j. Comme pour la comparaison des données de concentrations dans les légumes, rappelons que nous ne disposons que de peu d'échantillons sur Mortagne-du-Nord.

#### Pour les enfants, exposition au plomb

Pour les enfants, l'exposition journalière alimentaire de 12,8 µg de plomb/j pour les enfants de 3 à 14 ans de l'étude Inra [33] a été retenue pour toutes les tranches d'âge de 0 à 7 ans.

En l'absence de données précises de quantité consommée par aliment pour la tranche d'âge 0-7 ans, l'influence de la consommation de produits des jardins a été extrapolée à partir de celle observée pour les adultes.

TABLEAU 20			APPORTS ALIMENTAIRES EN PLOMB SELON 3 SCÉNARIOS D'ALIMENTATION EN µG/J
	Chez les adultes	Chez les enfants (0-7 ans)	
Alimentation moyenne française	20,8	12,8	
Consommation de produits locaux * identique à la moyenne régionale	22,1	13,6	
Consommation de légumes, locaux * exclusivement	26,4	16,2	

\* 6 légumes analysés uniquement, valeurs nationales pour les autres.

Pour les adultes, la consommation de légumes du jardin en proportion identique à la moyenne régionale augmente les apports alimentaires de 1,3 µg/j (6,2 %). Elle augmente de 5,6 µg/j (27 %) en cas de consommation exclusive de ces légumes en provenance des jardins. L'application de ces pourcentages à l'apport alimentaire de 12,8 µg/j, proposé par l'Inra pour les enfants, donne des apports alimentaires de 13,6 µg/j et 16,2 µg/j selon les scénarios (tableau 23)

#### ➤ Eau potable

Les résultats du contrôle sanitaire sur le forage, effectué par la Ddass, sont inférieurs au seuil de détection pour chacun des métaux (voir § données disponibles). Il est donc considéré que l'exposition *via* l'eau peut être estimée par celle moyenne observée sur l'étude Inra. Dans cette dernière, l'exposition par l'eau est intégrée dans l'alimentation. Il en est fait de même ici.

#### 4.1.5.3 Autres paramètres des modèles

L'ensemble des paramètres du modèle IEUBK est présenté dans le tableau 24. Pour prendre en compte l'ancienneté de la pollution et donc la moindre biodisponibilité du plomb (passage du tractus digestif au sang), la biodisponibilité du plomb dans les sols et les poussières a été baissée de 30 %, valeur par défaut, à 20 %. Hormis ces paramètres et ceux liés aux scénarios, présentés dans les paragraphes précédant, les valeurs des autres paramètres du modèle sont ceux proposés par défaut.

TABLEAU 21

## VALEURS RETENUES POUR LES PARAMÈTRES DE LA MODÉLISATION IEUBK DES PLOMBÉMIES ATTENDUES

Paramètre	Valeur	Unité
<b>Air</b>		
Concentration dans l'air	0,1	µg/m <sup>3</sup>
Concentration dans l'air intérieur (% air intérieur)	30	%
<b>Volume inhalé</b>		
Âge=0-1 an	2	m <sup>3</sup> /jour
1-2 ans	3	m <sup>3</sup> /jour
2-3 ans	5	m <sup>3</sup> /jour
3-4 ans	5	m <sup>3</sup> /jour
4-5 ans	5	m <sup>3</sup> /jour
5-6 ans	7	m <sup>3</sup> /jour
6-7 ans	7	m <sup>3</sup> /jour
<b>Sol et poussières</b>		
Concentration dans le sol	Voir § paramètres des expositions	µg/g
Concentration dans les poussières intérieures (% sol extérieur)	70	%
<b>Quantité ingérée</b>		
Âge=0-1 an	0,085	g/j
1-2 ans	0,135	g/j
2-3 ans	0,135	g/j
3-4 ans	0,135	g/j
4-5 ans	0,100	g/j
5-6 ans	0,085	g/j
6-7 ans	0,085	g/j
<b>Alimentation (y compris eau potable)</b>		
Apports alimentaires		
Âge=0-1 an	12,8	µg/j
1-2 ans	12,8	µg/j
2-3 ans	12,8	µg/j
3-4 ans	12,8	µg/j
4-5 ans	12,8	µg/j
5-6 ans	12,8	µg/j
6-7 ans	12,8	µg/j
<b>Biodisponibilité absolue du plomb</b>		
Absorption pulmonaire	32	%
Absorption digestive		
Alimentation	50	%
Sol	20	%
Poussières	20	%

Au final, l'estimation des plombémies est réalisée pour les enfants de moins de 7 ans résidant dans le périmètre de la courbe d'iso-concentration dans les sols de 250 mg/kg selon 3 scénarios alimentaires : alimentation "origine nationale", alimentation avec une autoconsommation moyenne, alimentation avec autoconsommation de tous les fruits et légumes.

Pour le cadmium (adultes), hormis les paramètres liés aux scénarios, les valeurs des autres paramètres du modèle sont ceux proposés par l'US-EPA dans l'Exposure Factor Handbook [31] :

TABLEAU 22

VALEURS RETENUES POUR LES PARAMÈTRES DE L'ESTIMATION DE L'EXPOSITION AU CADMIUM

Paramètre	Valeur	Unité
<b>Sols et poussières</b>		
Concentration dans le sol		
moyenne géométrique, zone >10 mg/kg	13,8	µg/g
Concentrations dans les poussières (% sol)	70	%
<b>Durée journalière d'exposition</b>		
Aux poussières intérieures	1,5	h/j
Au sol et aux poussières extérieures	15,5	h/j
Quantité de sol et poussières ingérées	0,05	g/j
<b>Alimentation (y compris l'eau)</b>		
Apports alimentaires	5,8	µg/j
<b>Apports locaux</b>		
Partiels (6 légumes disponibles – voir § scénarios)	+2,7	µg/j
Total (6 légumes disponibles - voir § scénarios)	+27,2	µg/j

Au final, l'exposition au cadmium n'est évaluée que pour les adultes résidant dans la zone délimitée par la courbe d'isoconcentration de 10 mg/kg MS selon 3 scénarios alimentaires : alimentation "origine nationale", alimentation avec une autoconsommation moyenne, alimentation avec autoconsommation de tous les fruits et légumes.

## 4.2 RÉSULTATS

Les résultats sont ceux correspondants aux situations d'exposition retenues ; en l'occurrence, ils ne prennent pas en compte la pollution

provenant de la pelouse métallicole et ne traitent pas de l'exposition des enfants du collège la jouxtant (voir chapitre précédent).

### 4.2.1 Exposition au cadmium chez les adultes

La dose journalière par ingestion dépend essentiellement de l'apport par l'alimentation. Elle représente plus de 90 % des apports. Une situation d'autoconsommation des fruits et légumes provenant exclusivement des jardins peut amener à multiplier l'exposition par 5 de 5,8 µg/j à 33,4 µg/j, des apports alimentaires en cadmium (tableau 23).

TABLEAU 23

DOSE EXTERNE INGÉRÉE SELON DIFFÉRENTS SCÉNARIOS ALIMENTAIRES ET D'EXPOSITION AU SOL (ET POUSSIÈRES) (µg/j)

Sol	Scénarios		
	Moyenne géométrique Alimentation origine nationale	Moyenne géométrique Avec autoconsommation moyenne	Moyenne géométrique Tous fruits et légumes autoconsommés
Alimentation + eau	5,8	8,5	33
Ingestion de sol et poussières	0,36	0,36	0,36
Exposition totale : dose externe par ingestion	6,4	8,9	33,4

Selon les situations d'exposition envisagées, la dose de cadmium ingéré varie de 6,4 µg/j à 33,4 µg/j pour un adulte. Même en situation probablement majorante d'exposition, à savoir en situation d'autoconsommation des fruits et légumes provenant exclusivement des jardins, la dose journalière d'exposition de 33,4 µg/j reste éloignée de la dose journalière admissible qui est 60 µg/j.

### 4.2.2 Plombémies attendues chez les enfants de moins de 7 ans

La plombémie moyenne attendue ne dépasse pas 100 µg/L même en situation d'exposition forte. La distribution des plombémies attendues indique toutefois que la probabilité de dépasser la valeur du seuil d'intervention individuel de 100 µg/l, est de 2,7 % en situation d'alimentation normale et 5,8 % en situation d'autoconsommation forte (tableau 24 et figure 1).

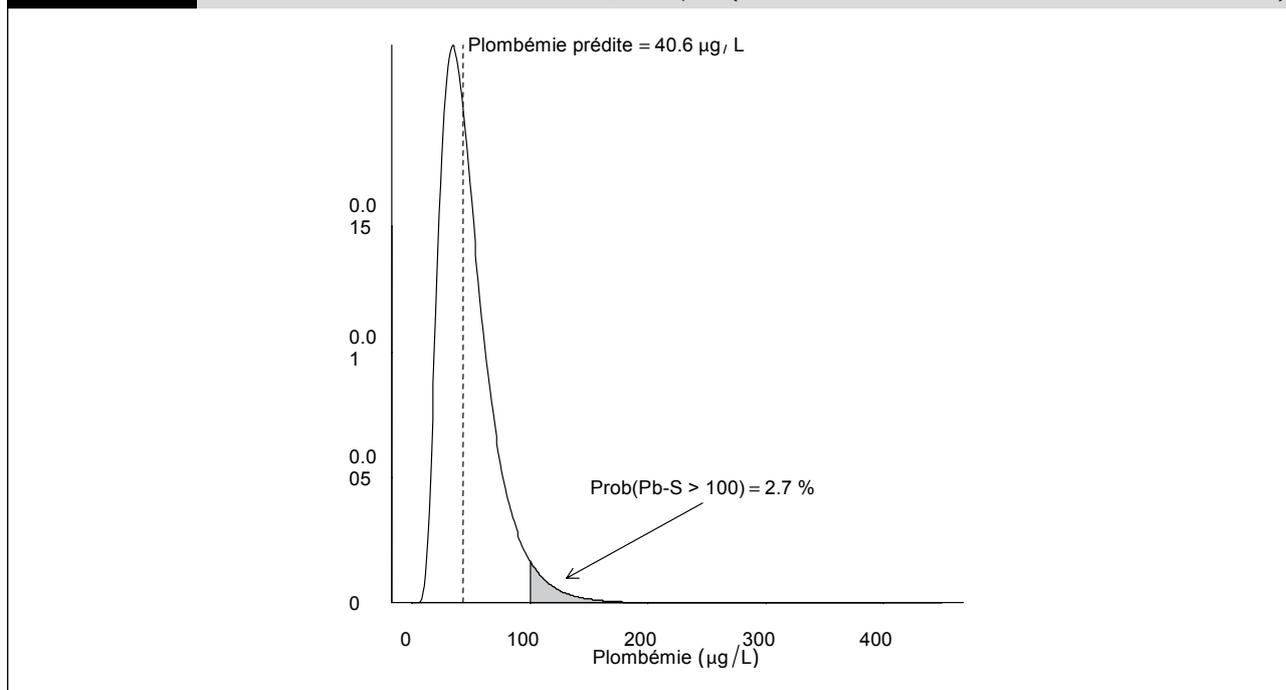
TABLEAU 24

MOYENNE GÉOMÉTRIQUE DES PLOMBÉMIES ATTENDUES ET PROBABILITÉ DE DÉPASSEMENT DES 100 µg/L SELON DIFFÉRENTS SCÉNARIOS D'EXPOSITION D'ALIMENTATION

	Alimentation origine nationale	Avec autoconsommation moyenne	Tous fruits et légumes autoconsommés
Concentration du sol (mg/kg)	281	281	281
Moyenne géométrique (µg/L)	40,6	41,8	45,7
Probabilité de dépassement de 100 µg/L (%)	2,7	3,2	4,8

FIGURE 1

DENSITÉ DE PROBABILITÉ DE LA PLOMBÉMIE PRÉDITE POUR UN ENFANT DE MOINS DE 7 ANS HABITANT LA ZONE SUPÉRIEURE À 250 MG/KG (ALIMENTATION DU TYPE "MOYENNE NATIONALE")



## 4.3 DISCUSSION

### 4.3.1 Concentrations dans l'air

La concentration en plomb retenue n'est pas basée sur des mesures locales mais sur des niveaux observés en milieu urbain. Elle est de 0,1 µg/m<sup>3</sup> et considérée comme homogène sur la zone. Ces majoration et approximation n'ont toutefois qu'une influence très limitée sur l'exposition globale au plomb et en conséquence sur la modélisation des plombémies attendues. Avec ces mêmes hypothèses, l'étude menée sur le secteur de Noyelles-Godault/Auby a estimé que l'air représentait, au maximum, 1,3 % de la dose interne pour les enfants.

### 4.3.2 Concentrations dans les sols et les poussières

Deux campagnes de mesures étaient disponibles. Les résultats de ces campagnes diffèrent substantiellement ; les concentrations mesurées par le BRGM étant supérieures à celles Inra. L'épaisseur de prélèvement (BRGM : 20 cm, Inra : 25 cm) ne peut expliquer une telle différence. En l'absence de certains détails sur les lieux précis de prélèvement et sur les méthodes d'analyse, il semble délicat de pouvoir interpréter cette différence.

L'étude a donc utilisé les résultats de la campagne de l'Inra plus récente et homogène sur les milieux prélevés ; les prélèvements ont été effectués dans des sols agricoles (sur une épaisseur de 25 cm), contrairement à celle du BRGM, et sur la pelouse métallicole. Les sols agricoles, de par le labour et les autres pratiques culturales, présentent une concentration homogénéisée, diluée par rapport aux sols non agricoles. Ces derniers sont souvent plus concentrés en plomb sur les premiers centimètres proches de la surface susceptibles d'être à l'origine de la poussière ingérée plus tard par les enfants.

Les sols de la pelouse métallicole sont d'une nature particulière n'étant pas constitués de terre mais principalement d'un mélange de scories et éléments apparentés. Il a été considéré que le plomb de ces sols, stocké dans des éléments grossiers, est sous une forme très différente de celle habituellement rencontrée dans les sols et peu à même d'être mobilisée sous forme de poussières ingérables ou inhalables. Nous avons donc jugé qu'il était impossible en l'état d'utiliser ces données dans l'approche menée. Les concentrations en plomb des poussières dans le collège sont peu élevées : concentration moyenne intérieure de 39 µg/m<sup>3</sup>, concentration moyenne extérieure de 265 µg/m<sup>3</sup>. Elles sont inférieures à la valeur de 300 µg/m<sup>3</sup> seuil, proposé par le comité technique "Plomb" en France, en dessous duquel les concentrations sont considérées comme faibles. Elles sont encore plus éloignées du seuil utilisé pour le contrôle des locaux après réalisation de travaux d'urgence qui est de 100 µg/m<sup>3</sup>. Elles semblent donc confirmer que malgré les concentrations très fortes, le plomb du sol de la pelouse

ne se retrouve pas sous forme de poussière dans la cour du collège en raison de sa nature (scories, éléments grossiers).

Les sols des pelouses et des potagers sont contaminés en moyenne de la même façon que les autres alentours. Ils présentent une hétérogénéité assez importante. Cela a souvent été observé sur d'autres sites investigués et est lié à l'histoire et aux pratiques de ces jardins. Certains jardins potagers et pelouses présentent une concentration en plomb et en cadmium importante dépassant 400 mg Pb/kg MS et dépassant même 1 000 mg Pb/kg MS pour un jardin potager.

Les sols des écoles, du collège et des aires de jeux sont globalement moins contaminés mais certains points le sont fortement.

Au total, 17 échantillons de poussières ont été prélevés en intérieur ou extérieur des écoles et du collège. Seule une valeur dépasse 1 000 µg de plomb/m<sup>3</sup> et peut donc être considérée comme élevée. Les autres valeurs sont en accord avec le niveau moyen modéré de contamination des sols en plomb.

### 4.3.3 Apports alimentaires

Les apports alimentaires représentent la source majeure d'exposition tant en plomb qu'en cadmium en l'absence d'autres sources particulières [34].

Les apports alimentaires ont été estimés à partir des données de quantités consommées d'aliments et de concentrations en plomb et en cadmium dans ces aliments. L'hétérogénéité des modes d'alimentation de la population a été approchée par la constitution de 3 scénarios : 1/ une alimentation exclusivement avec les produits issus du marché national, 2/ une alimentation composée de produits issus du marché national et de fruits et légumes produits dans les potagers en respectant les ratios moyens d'autoconsommation observés en région Nord/Pas-de-Calais et 3/ une alimentation en fruits et légumes exclusivement issus des potagers et du marché national pour le reste. Les apports alimentaires ont été reconstitués à partir de données de consommation régionales comme pour le secteur Noyelles/

Godault [29] et de données de concentration dans les aliments de l'étude Inra [39]. L'évaluation des quantités consommées est basée sur une enquête INSEE qui a le mérite d'approcher les particularités régionales par rapport à la moyenne française. De par la méthode utilisée (dépenses globales et non quantités consommées pour les repas pris hors domicile), la consommation totale est sans doute légèrement sous estimée. L'enquête permet également d'intégrer la part liée à l'autoconsommation (produits issus d'un jardin ou d'un élevage familial).

L'exposition pour le scénario d'alimentation exclusivement à partir de produits du marché national est de 5,8 µg de cadmium/j/pers. Elle diffère de l'exposition moyenne française de 2,7 µg de cadmium/pers/j dans l'étude Inra [33], en raison des habitudes alimentaires spécifiques de la région et de l'utilisation de quantités consommées légèrement différentes. Comme mentionnée par les auteurs de l'étude Inra, cette estimation est comparable à celle d'une autre étude française et plus faible d'un facteur de 4 à 10 à celles de 4 autres études. L'estimation des apports *via* la consommation de produits du jardin montre qu'ils peuvent être importants, doublement des apports (x 2.7) en autoconsommation moyenne, multipliée par 6, en cas d'autoconsommation des légumes exclusivement du jardin. L'influence importante de l'autoconsommation sur les apports en cadmium est en accord avec la littérature [9].

Pour le plomb, les apports alimentaires estimés sont légèrement supérieurs en région Nord-Pas-de-Calais, 20,8 µg/j qu'en moyenne nationale, 18,4 µg/j ; cela s'explique par les mêmes raisons que celles évoquées pour le cadmium. La contamination des légumes en plomb semble éloignée de celle observée sur le secteur Noyelles-Godault/Auby. Les légumes ne sont pas plus contaminés que ceux de l'étude nationale DGS mais le sont plus, en moyenne, que ceux de l'enquête Inra. Cette dernière étude est probablement une meilleure référence en raison de la méthode utilisée et des seuils de détection bas. Elle montre que la contamination estimée est plus faible d'un facteur 3 en moyenne que celles de 3 autres études antérieures. Une consommation moyenne de produits du jardin augmente l'apport en plomb de 1,3 µg/j soit une augmentation de 6,2 %.

**TABEAU 25** COMPARAISON DES CONCENTRATIONS DANS LES LÉGUMES

	Cadmium µg/kg MF				Plomb µg/kg MF			
	Données Mortagne- du-Nord (n)	Données Noyelles- Godault/ Auby (n)	Données Inra (n)	Données DGS (n) [35]	Données Mortagne- du-Nord (n)	Données Noyelles- Godault/ Auby (n)	Données Inra (n)	Données DGS (n)
Légumes hors pomme de terre			12 (198)				10,8 (196)	
Tubercule de radis	58 (3)	126 (11)			58 (3)	332 (15)		
Laitue	196 (2)	498 (15)			95 (2)	481 (15)		
Haricot vert	7 (3)				23 (3)			
Pomme de terre	80 (8)	119 (15)	17 (26)	23 (16)	24 (8)	55 (6)	10,9 (26)	46,7 (16)
Carotte	101 (7)	198 (15)			9 (7)	225 (15)		
Tomate	77 (2)	76 (12)			13 (2)	96 (12)		
Poireau	118 (10)	255 (13)			35 (10)	451 (13)		

L'étude ne s'est pas attachée à prendre en compte l'exposition par ingestion d'écailles et de poussières de peintures anciennes contenant

du plomb car cela ne fait pas partie de ses objectifs. Il convient de garder à l'esprit que cette source peut augmenter fortement l'exposition.

#### 4.3.4 Estimation de l'exposition au cadmium des adultes

La part de l'alimentation dans la dose externe est prépondérante puisqu'elle représente, quelle que soit la situation, plus de 90 % des apports. L'exposition au cadmium est de ce fait sensible à la consommation de fruits et légumes autoproduits contaminés. Même en situation de consommation de fruits et légumes exclusivement autoproduits, situation la plus exposante, l'exposition ne dépasse pas la dose journalière admissible. Elle est de 33 µg/j contre 60 µg/j pour la DJA. Elle se base sur 35 prélèvements au total de légumes des jardins potagers.

La consommation de poissons pêchés "localement" n'augmenterait la dose d'exposition que de 0,2 µg/j. La contamination moyenne des poissons consommés en France est estimée à 26,5 µg/kg de poids frais [35]. La contamination maximale chez l'anguille, le gardon et la perche du bassin Artois-Picardie est au maximum de 40 µg/kg de poids frais, observé chez l'anguille [36]. Sur la base de la consommation moyenne de poisson de la région Nord/Pas-de-Calais de 38 g/j/pers., une consommation d'anguille contaminée à hauteur de 40 µg/kg poids frais serait une situation hypothétique majorante. Elle n'augmenterait cependant la dose d'exposition que de façon marginale.

Rappelons que les habitudes tabagiques peuvent apporter de 1 à 3 µg/j de cadmium.

#### 4.3.5 Estimation des plombémies attendues des enfants de moins de 7 ans

Le modèle IEUBK requiert un certain nombre de paramètres pour lesquels il n'existe pas ou peu de valeurs françaises. Si tant est qu'il existe une spécificité française sur ces paramètres, elle n'a pas pu être prise en compte, ce sont les valeurs américaines par défaut qui ont été gardées sauf pour la biodisponibilité du plomb.

Par ailleurs, l'exposition des enfants est sensible à l'ingestion de poussières, or cette dernière est très variable selon le comportement des enfants. Cette variabilité n'est pas prise en compte dans le modèle. La valeur par défaut de 100 mg/j proposée par l'EPA a été conservée. Ce paramètre joue un rôle prépondérant dans l'exposition des plus exposés.

Les résultats présentés ont été obtenus avec une valeur de coefficient d'absorption gastro-intestinal du plomb de 20 %. En faisant varier le coefficient d'absorption gastro-intestinal de 10 % à 30 % (valeur par défaut du logiciel IEUBK), la moyenne géométrique des plombémies varie de 32,2 µg/L à 48,6 µg/L. Le pourcentage de dépassement d'une plombémie de 100 µg/L varie de 0,8 % à 6,3 %.

L'interprétation de ces valeurs doit prendre en compte les éléments suivants relatifs à la validation et l'utilisation du modèle :

- des cas d'utilisation du modèle ont déjà montré une surestimation des plombémies prédites par IEUBK par rapport à celles observées [37,38], notamment pour les plombémies les plus faibles de ces situations, à savoir pour des plombémies inférieures à 200 µg/L (surestimation de l'ordre de 20 µg/L rapportée dans un cas) [37] ;
- le modèle IEUBK tend également à surestimer les plombémies dans des situations de réduction des rejets car il accorde, relativement, une importance sans doute trop grande aux concentrations dans le sol par rapport aux autres sources actives de plomb mobile et biodisponible [39].

Pour le site de Métaleurop à Noyelles-Godault, la probabilité estimée de dépasser les 100 µg/L avec le même modèle était de 19 % [36] alors que les 100 µg/L ont été dépassés en réalité pour 11 % des enfants dépistés. L'utilisation du modèle IEUBK, sur des sites à l'arrêt depuis des années, est connue pour surestimer les plombémies [47].

Dans le cas du site de Mortagne, l'arrêt des rejets de plomb depuis 70 ans et les niveaux modérés de contamination des sols par rapport à ceux décrits dans la littérature mentionnée ci-dessus, font suspecter une surestimation des plombémies et des pourcentages de dépassements de 100 µg/L, malgré la prise en compte d'une biodisponibilité moindre.

L'existence d'une pollution au zinc renforce l'idée d'une surestimation des plombémies prédites. Comme mentionné auparavant, une étude suggère que l'interaction zinc-plomb résulte en une diminution des plombémies de 20 % à 46 %.

L'influence des facteurs de surestimation probable mentionnés est difficilement quantifiable.

## 5. Pertinence d'études d'imprégnation et de dépistage

Les données environnementales et sanitaires existantes en lien avec les éléments traces plomb et cadmium, sur la zone environnante de l'ancienne friche de la CRAM, ont été collectées. Les données sanitaires directement liées au plomb et au cadmium sont quasiment inexistantes. Les données environnementales sont relativement nombreuses et ont été complétées suite à une première étude pour répondre aux besoins du calcul d'exposition.

D'après les données environnementales, deux zones de contamination au plomb et au cadmium sont nettement différentes : la pelouse métallicole et le reste de la zone d'étude. La pelouse métallicole est très limitée en surface, végétalisée et constituée en partie d'éléments grossiers particulièrement contaminés en plomb et en cadmium. Cette contamination n'affecte cependant pas les poussières analysées au sein du collège.

L'estimation de l'exposition des adultes au cadmium par ingestion et l'estimation des plombémies attendues pour les enfants ont été menées sur les zones centrales de contamination des sols (de plus de 250 mg/kg pour le plomb et plus de 10 mg/kg pour le cadmium).

L'exposition au cadmium est acceptable. Elle est estimée au maximum de 33,4 µg/j pour une personne alors que la recommandation sanitaire est de ne pas dépasser 60 µg/j. Il n'apparaît donc pas pertinent d'envisager une mesure de l'imprégnation des populations en cadmium.

Les plombémies moyennes attendues ne dépassent pas 100 µg/L. La distribution des plombémies montre que le dépassement des 100 µg/L serait possible. La probabilité de dépasser 100 µg/L est de 2,7 % en situation moyenne et varie de 0,8 % à 6,3 % selon la biodisponibilité présumée du plomb dans le sol. Elle est probablement encore surestimée en raison du modèle lui-même (calibré sur des sites en fonctionnement), et de l'interaction avec le zinc (diminuant la plombémie).

L'organisation d'un dépistage systématique ne permettrait probablement de dépister qu'un nombre réduit d'enfants. Il serait d'un rapport coût/efficacité limité notamment par rapport à certains dépistages justifiés déjà pratiqués autour d'autres sites industriels ou dans des zones d'habitat à risque (pourcentage d'enfants dépistés avec une plombémie supérieure à 100 µg/L autour de 10 %).

Au final, il n'apparaît pas pertinent d'organiser un dépistage systématique.

La présence d'un habitat ancien et d'une exposition postindustrielle justifie d'informer et de sensibiliser les médecins généralistes et les pédiatres du secteur sur ces facteurs spécifiques du risque saturnin, afin qu'ils évaluent pour chaque enfant de 0 à 6 ans et les femmes enceintes de leur patientèle la pertinence de prescrire un dépistage individuel. Cette recommandation rejoint le Guide pratique de l'intoxication au plomb chez l'enfant et la femme enceinte qui conseille de rechercher les facteurs de risque à l'occasion des visites médicales [1]. Elle a d'ores et déjà été menée par la Ddass.

Même s'il n'est pas recommandé ici d'organiser un dépistage systématique, cela ne doit pas être interprété comme l'absence de risque, notamment pour des enfants ayant tendance à porter fréquemment les mains à la bouche et les femmes enceintes. Aussi, une action d'éducation à la santé visant les familles avec des jeunes enfants de la zone d'étude (périmètre de contamination supérieur à 250 mg/kg) devrait être organisée en associant la Protection maternelle infantile et la Mairie. En particulier, les familles devraient être sensibilisées au risque présenté par la contamination importante des jardins comme cela a pu être mis en évidence pour certains jardins.

# Références bibliographiques

- [1] Direction générale de la santé. L'intoxication au plomb de l'enfant et de la femme enceinte : guide pratique. 2006.
- [2] InVS. Dépistage du saturnisme autour des sources industrielles de plomb. Organisation des programmes de dépistage et évaluation de l'efficacité des mesures de réduction de l'exposition. Institut de veille sanitaire, 2004.
- [3] InVS. Dépistage du saturnisme autour des sources industrielles de plomb. Analyse de la pertinence de la mise en œuvre d'un dépistage : du diagnostic environnemental à l'estimation des expositions. 2004.
- [4] Cambier P. Synthèse de travaux portant sur la pollution environnementale autour de la friche industrielle de Mortagne-du-Nord. INRA ; 2001.
- [5] Yu-Ching Cui, Yong-Guang Zhu, Ri-Hong Zhai, Deng-Yun Chen, Yi-Zhong Huang, Yi Qiu, *et al.* Transfer of metals from soils to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environment International* 2004;(30):785-91.
- [6] Académie des sciences. Rapport n° 42 : contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion. Technique et documentation ed. Paris : 1998.
- [7] Ineris. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Plomb et ses dérivés. 2000 Dec.
- [8] CSHPF. Plomb, cadmium et mercure dans l'alimentation : évaluation et gestion du risque. Technique et Documentation ; 1996.
- [9] Inserm. Plomb dans l'environnement; quels risques pour la santé? expertise collective. Les éditions Inserm, éd. 1999.
- [10] Ineris. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Cadmium et ses dérivés. 2000 Dec.
- [11] Hutton M. Evaluation of the relationship between cadmium exposure and indicators of kidney fonction. Monitoring and assessment. Research Center, London: Chelsea College, University of London ; 1983. p.46.
- [12] WHO. Cadmium Environmental Health Criteria 134. 1992.
- [13] OMS. Directive de la qualité de l'eau de boisson, vol. 1, recommandations, seconde édition. 1994.
- [14] Burtin M. Approche méthodologique de la connaissance et de l'analyse des risques néphrologiques représentés par le cadmium pour la population en France. Paris : DESS de Santé Publique : Université Paris V ; 1994.
- [15] Staessen JA, Lauwerys RR, Ide G, Roels HA, Vyncke G, Amery A. Renal function and historical environmental cadmium pollution from zinc smelters. *Lancet* 1994;(343):1523-7.
- [16] ORS PACA. Évaluation des conséquences sanitaires et environnementales de la pollution d'origine industrielle au cadmium autour du site TLM dans le 15<sup>e</sup> arrondissement de Marseille. 2001 Nov.
- [17] Alonso E, Cambra K, Martinez T. Lead and cadmium exposure from contaminated soil among residents of a farm area near an industrial site. *Arch Environ Health* 2001 May;56(3):278-82.
- [18] Petering HG. Some observations on the interaction of zinc, copper, and iron metabolism in lead and cadmium toxicity. *Environ Health Perspect* 1978;(25):141-5.
- [19] Hein MS. Copper deficiency anemia and nephrosis in zinc-toxicity: a case report. *S D J Med* 2003;56(4):143-7.
- [20] Noonan CW, Kathman SJ, Saruasa SM, White MC. Influence of environmental zinc on the association between environmental and biological measures of lead in children. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 2003;(13):318-23.
- [21] Mereau M. Traitement de la friche industrielle de la Compagnie Royale Asturienne des Mines, Étude exploratoire. CETE ; 1987 Dec.
- [22] Thiry M, Huet-Taillandier S, Maturel B, Raulo A, Forette N, Van Oort F. Diagnostic de la pollution de la friche industrielle de Mortagne-du-Nord; I. Travaux de reconnaissance et résultats préliminaires. 1997 Jul.

- [23] Thiry M, Huet-Taillandier S., Schmitt JM. La friche industrielle de Mortagne-du-nord (59) - I -prospection du site, composition des scories, hydrochimie, hydrologie et estimation des flux. Bull Soc géol France 2002;(4):369-81.
- [24] Cambier P. Mise au point de méthodes d'évaluation des risques liés à la contamination de terrains par des éléments toxiques. Inra ; 1998.
- [25] BRGM. Étude du site de l'ancienne usine de la CRAM à Mortagne-du-Nord. 1984.
- [26] Van Oort F, Gaultier JP, Hardy R, Bourennane H. Distributions spatiales et stratégies d'échantillonnage. In: Inra, editor. Les éléments traces métalliques dans les sols; approches fonctionnelles et spatiales. Inra ed. 2002. p.283-98.
- [27] Douay F, Roussel H, Fourrier H. Investigation aux alentours de la friche industrielle de Mortagne-du-Nord. 2006.
- [28] Caulier P, Guilbault L. Friches et terrains environnants l'ancienne usine de la Compagnie Royale Asturienne des Mines à Mortagne-du-Nord, Flines-les-Mortagne, Château-l'Abbaye, Thun-Saint-Amand, Maulde; Recherche des éléments plomb, zinc, cadmium dans le sol. BRGM ; 1982 Dec.
- [29] 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 Auby. ORS Nord/Pas-de-Calais, Cire Nord/Picardie ; 2004 Jun.
- [30] US-EPA. User's guide for the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children (IEUBK). 2002 May.
- [31] US-EPA. Exposure factor handbook. 1997.
- [32] Bertrand M. Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1991. INSEE ; 1993.
- [33] Leblanc JC, Guérin T, Verger P, Volatier JL. Étude de l'alimentation totale française. Mycotoxines, minéraux et éléments traces. INRA ; 2004 May.
- [34] Leroyer A, Hemon D, Auque G, Mazzuca M, Haguenoer JM. Determinants of Cadmium Burden Levels in a Population of Children Living in the Vicinity of Nonferrous Smelters. Environmental Research Section A 2004;(87):147-59.
- [35] Direction générale de la santé. La diagonale des métaux : étude sur les teneurs en métaux dans l'alimentation. 1995.
- [36] Noppe K, Prygiel J. Contamination métallique des poissons du bassin Artois-Picardie. Aide à l'interprétation des résultats à l'usage du questionnaire. Bull Soc zool Fr 1999;4(124):397-409.
- [37] Tristan E, Demetriades A, Ramsey MH, Rosenbaum MS, Stavrakis P, Thornton I, *et al.* Spatially resolved hazard and exposure assessments : an example of lead in soil at Lavrion, Greece. Environmental Research Section A 2000;(82):33-45.
- [38] Biesiada M, Hubicky L. Blood lead levels in children : epidemiology vs simulations. Eur J Epidemiol 1999 May;5(15):485-91.
- [39] Hilts SR. Effect of smelter emission reductions on children's blood lead levels. Sci Total Environ 2003 Feb 15;1-2(303):51-8.
- [40] Ineris. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Zinc et ses dérivés. 2000 Dec.
- [41] ATSDR. Toxicological profile for zinc. Draft for public comment. 1994.
- [42] Commission des Communautés européennes. Report of the Scientific Committee for Food. Zinc. Nutrient and energy intakes for the European Community, thirty-third series opinion expressed on 11-12-1992, Directorate-General Industry. Chap 26. 1993.
- [43] US - National Academy of Science/National Research Council. Recommended dietary allowances. 1989.
- [44] JECFA. Technical Report Series 683. 1982.
- [45] WHO. Guidelines for drinking-water quality, 2nd edition, volume 1: recommendations. 1993.
- [46] WHO. Trace elements in human nutrition and health. 1996.
- [47] RIVM. Re-evaluation of human toxicological maximum permissible risk levels: copper. 2001.
- [48] WHO. Copper: essentiality and toxicity. WHO, editor. [10], 4-5. 1996. IPCS Environmental Health Criteria.
- [49] WHO. Trace elements: Essentiality and toxicity. Environmental Health Criteria, editor. [13], 2-3. 2002. Geneva. IPCS Environmental Health Criteria.

## ANNEXE 1. COURRIER DU MINISTÈRE DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT

République Française

  
**MINISTÈRE DE  
L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE  
ET DE L'ENVIRONNEMENT**

DIRECTION DE LA PREVENTION  
DES POLLUTIONS ET DES RISQUES

Service de l'environnement industriel  
Bureau de la pollution des sols et de l'énergie

**INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE**  
21 DEC 1999  
**ARRIVÉE**

Paris, le **16** DÉC 1999

Affaire suivie par : Christian BEAU  
Ligne directe : 01 42 19 14 30  
N. Ref : DPPR/SEI/BPSE/CHB/CD  
(CHB34)

**99 - 764**

**OBJET** Site de la Compagnie Royale Asturienne des Mines à MORTAGNE du Nord (59).  
Réalisation d'études d'imprégnation et épidémiologiques au voisinage de ce site.

Monsieur le Directeur,

Sur le site cité en objet, qui occupe une superficie d'environ 25 ha, a été exploitée, de 1901 à 1968, une usine de première fusion de zinc et de fabrication d'acide sulfurique.

Des études ont déjà été menées pour caractériser la contamination. Elle s'avère significative, avec des teneurs élevées en plomb (de 50 à 2300 ppm), en zinc (de 60 à 10800 ppm) et en cadmium (de 8 à 80 ppm) sur ce site et ses environs.

En outre, à proximité de ce site, a été implanté un collège à l'emplacement de l'ancien crassier de l'usine.

En conséquence, j'estime nécessaire que des études soient effectuées afin d'évaluer l'exposition de la population, en particulier celle fréquentant le collège voisin, et ses éventuelles conséquences.

**Institut de Veille Sanitaire**  
14, rue Val d'Osne  
**94410 Saint Maurice**

20, Avenue de Ségur 75302 Paris 07 SP  
Tél. 01 42 19 20 21 - Télécopieur 01 42 19 14 67

Aussi, j'ai l'honneur de solliciter votre avis sur l'opportunité de réaliser des études d'imprégnation et épidémiologique au voisinage de ce site et, dans l'affirmative, sur les modalités de leur réalisation.

Mes services se tiennent à votre disposition pour tout renseignement complémentaire

Je vous prie de croire, Monsieur le Directeur, à l'assurance de ma considération distinguée

Le Directeur de la Prévention  
des Pollutions et des Risques,  
Délégué aux Risques Majeurs



**Philippe VESSERON**

## ANNEXE 2. COURRIER DE SAISINE DE LA DDASS DU NORD

 <p>Liberté - Égalité - Fraternité RÉPUBLIQUE FRANÇAISE MINISTÈRE DES AFFAIRES SOCIALES, DU TRAVAIL ET DE LA SOLIDARITÉ MINISTÈRE DE LA SANTÉ, DE LA FAMILLE ET DES PERSONNES HANDICAPÉES</p>	<p>PREFECTURE DU NORD</p> <p>DIRECTION REGIONALE des AFFAIRES SANITAIRES et SOCIALES 25. FEV. 2003 LILLE</p>	<p>Lille, 19 FEV. 2003</p> <p>La Directrice Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales</p>
<p>DIRECTION DEPARTEMENTALE DES AFFAIRES SANITAIRES ET SOCIALES DU NORD</p>		<p>A</p> <p>Monsieur le Ministre de la Santé, de la Famille et des Personnes Handicapées Direction Générale de la Santé Sous-direction de la gestion des risques des milieux (SD7) Bureau air, sol, déchets (SD7 B) 8, avenue de Ségur 75350 PARIS 07 SP</p>
<p>SERVICE SANTE ENVIRONNEMENT</p> <p>Affaire suivie par : Pascal JEHANNIN Ligne Directe : 03 20 18 34 27 Télécopie : 03 20 18 33 50</p> <p>O:\VEILLE-Esaturanisme\SITES ET SOLS POLLUES\Mortagne du Nord\courrier DGS.doc</p>		<p>A l'attention de Monsieur ROUGE</p> <p>S/C de Monsieur le Préfet de la Région Nord/Pas de Calais, Préfet du Nord</p>
		<p><u>Objet</u> : Site de la Compagnie Royale Asturienne des Mines (CRAM) à Mortagne du Nord (59).</p> <p><u>Référence</u> : votre messagerie électronique en date du 27 janvier 2003 concernant</p> <p>En janvier 2003, suite à une sollicitation de la Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques (DPPR) du Ministère en charge de l'Environnement, vous nous interrogiez (DDASS59, DRASS59, CIRE), par messagerie électronique, sur les actions menées pour déterminer l'opportunité de réaliser des mesures d'imprégnation, notamment auprès des adultes et des enfants fréquentant un collège construit à proximité du site mentionné en objet.</p> <p><b>Concernant les mesures d'imprégnation</b> Conformément à la circulaire du 10 décembre 1999 du Ministère en charge de l'environnement, relative aux principes de fixation des objectifs de réhabilitation des sites et des sols pollués, il appartient aux DRIRE, dans le cas d'un sol pollué par des activités industrielles classées dans le cadre de la loi du 19 juillet 1976 de solliciter l'avis de la DDASS sur l'opportunité de réaliser des analyses médicales chez les personnes exposées. Depuis décembre 1999, la DDASS n'a jamais été alertée par la DRIRE Nord-Pas-de-Calais ni destinataire d'aucune Evaluation Détaillée des Risques (EDR) permettant d'apprécier un risque pour la santé publique justifiant des mesures d'imprégnation.</p> <p><b>Concernant l'information du public et des collectivités</b> Depuis 1983, une note d'information de la DDASS sur les risques sanitaires liés à l'exposition à une pollution par les métaux lourds contenus dans les sols est remise par la DDE à chaque demande de permis de construire sur les communes situées aux alentours du site.</p> <p>.../...</p>

.../...

### **Concernant l'état actuel du site**

Suite à une conversation téléphonique avec la DRIRE en date du 12 février 2003, une réunion a été programmée avec cette dernière et la CIRE pour faire le point sur le statut actuel du site et l'historique de son suivi administratif.

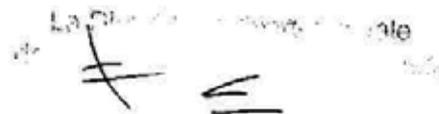
Il apparaît déjà que l'ancien exploitant du site, résidant en Belgique, conteste la pollution qu'aurait pu engendrer la CRAM. Une étude juridique serait en cours auprès du Ministère en charge de l'Environnement afin d'apporter une réponse à l'argumentaire de l'ancien exploitant. Des conclusions de cette étude découleront la possibilité ou non pour la DRIRE d'imposer à ce dernier une EDR (aucune EDR n'a été réalisée à ce jour sur le site).

### **Concernant les suites à donner aujourd'hui**

Conformément à la circulaire du 10 décembre 1999, la DRIRE prévoit d'insérer des restrictions sur l'usage des sols contaminés dans les Plans Locaux d'urbanisme (PLU) des communes touchées. La DDASS participe actuellement à la réactualisation du PLU de la commune de Mortagne-du-Nord.

Suite à la prochaine entrevue avec la DRIRE (prévue début mars), je solliciterai l'appui scientifique de la CIRE :

- soit dans le cadre de la circulaire du 17 janvier 2003 dans le cas de la réalisation d'une EDR,
- soit pour réunir et synthétiser les données environnementales (études agronomiques, géologiques...) afin ne plus retarder la réalisation d'un diagnostic environnemental permettant de conclure à la pertinence d'un dépistage.



**Evelyne SYLVAIN**

## ANNEXE 3. LES POLLUANTS : ZINC ET CUIVRE

### Le Zinc et ses composés [40-42]

#### Généralités

Le zinc est un élément essentiel, c'est-à-dire nécessaire en quantité généralement faible, à la vie d'un grand nombre d'organismes. Il est présent dans l'écorce terrestre principalement sous forme de sulfure, accessoirement sous formes d'oxydes. Les apports anthropiques de zinc dans l'environnement résultent de trois groupes d'activités : les sources minières et industrielles, les épandages agricoles et d'autres activités telles que le trafic routier, la corrosion des toitures et gouttières, l'usure des pneumatiques, les poussières d'incinération des ordures... Pour l'Homme, les apports en zinc sont principalement fournis par l'eau et les aliments, mais aussi par l'inhalation de poussières présentes dans l'air autour des sites industriels.

#### Effets sanitaires

##### ► Modalités d'exposition de la population

Les voies d'absorption du zinc sont principalement digestive (alimentaire, eau de boisson) et respiratoire par inhalation de poussières fines émises dans l'atmosphère en zone industrielle.

Chez l'Homme, l'absorption intestinale varie de 10 à 90 %. Elle est influencée par :

- les caractéristiques chimiques du composé ; tous les sels de zinc n'ont pas la même solubilité en présence des sucs gastriques ;
- le taux de zinc corporel : chez l'homme, à taux normal, l'absorption gastro-intestinale est de 20-30 % de la dose ;
- la nourriture : de grandes quantités de calcium ou de phosphore ingérées diminuent l'absorption du zinc, les protéines animales l'augmentent alors que les protéines végétales la diminuent ;
- le poids corporel : les organismes jeunes absorbent mieux le zinc que les organismes matures ;
- l'interaction cadmium-zinc peut conduire à une diminution de l'absorption du zinc.

Chez l'Homme, l'absorption pulmonaire n'a pas été quantifiée. Les études chez l'animal montrent qu'après exposition nasale à un aérosol d'oxyde de zinc, la rétention pulmonaire variait de 19,8 % chez le cobaye à 4,7 % chez le lapin.

Le zinc diffuse lentement à travers le placenta : seulement 3 % du zinc maternel atteint le compartiment fœtal en 2 heures. Une exposition des nourrissons est également possible *via* le lait maternel.

##### ► Toxicocinétique

Le zinc est un nutriment essentiel pour l'homme ; il est l'un des oligo-éléments les plus abondants chez l'homme. Il intervient au niveau de la croissance, du développement osseux et cérébral, de la reproduction, du développement fœtal, du goût et de l'odorat, des fonctions immunitaires et de la cicatrisation. Il joue aussi un rôle dans le maintien de la structure des gènes. De ce fait, les effets toxiques sont liés plus à une déficience en zinc qu'à une surcharge. Dans ces conditions, de fortes doses sont nécessaires pour induire une toxicité.

Chez l'Homme, la majorité du zinc absorbé est répartie dans les muscles squelettiques (environ 60 %) et dans les os (30 %).

Le zinc ne s'accumule pas dans l'organisme. La voie principale d'excrétion est l'intestin (75 à 80 %) devant l'urine (10 à 20 %). La charge corporelle diminue avec une demi-vie de 100 à 500 jours.

##### ► Effets toxiques

La pénétration du zinc dans l'organisme se fait principalement par voie orale (*via* la nourriture). En milieu professionnel, l'exposition par inhalation peut être également importante.

Le zinc sous sa forme métallique présente une faible toxicité par voie orale et par inhalation. Par contre, certains composés du zinc (chlorure de zinc, oxyde de zinc, stéarate de zinc, sulfate de zinc) sont responsables d'effets délétères le plus souvent aigus chez l'Homme et l'animal.

#### Effets sur le système digestif

Par voie orale, des crampes d'estomac, des nausées et des vomissements ont été observés chez des volontaires ayant ingéré du sulfate de zinc en tablette (2 mg/kg/j) durant 6 semaines.

#### Effets sur le système respiratoire

Ils sont aigus et résultent le plus souvent d'une exposition professionnelle massive. Certaines opérations très spécifiques se déroulant à hautes températures, comme le découpage ou la soudure d'acier galvanisé, peuvent conduire à la formation de fumées contenant des particules ultra fines d'oxyde de zinc (<1 µm de diamètre). L'exposition à ces fumées peut causer, 4 à 8 heures après l'exposition, "la fièvre des fondeurs", caractérisée par les symptômes suivants : gorge sèche et douloureuse, toux, dyspnée, fièvre, douleurs musculaires, céphalées et goût métallique dans la bouche.

#### Effets hématologiques et systémiques

Des doses trop élevées en zinc altèrent les réponses immunes et inflammatoires. De nombreux cas d'anémies ont été décrits chez des personnes supplémentées en zinc sur de longues périodes (1 à 8 ans).

#### Effets sur la reproduction

Aucune donnée n'est disponible concernant la toxicité du zinc inhalé sur la reproduction et le développement humain.

#### Effets cancérigènes

Deux études réalisées en milieu professionnel et correspondant à des expositions par inhalation, n'ont pas montré d'augmentation significative de l'incidence des cancers en relation avec l'exposition au zinc.

Une étude en population générale portant sur l'analyse d'une surmortalité par cancer pulmonaire dans une zone d'exploitation minière de fer et de zinc n'a établi aucune association avec l'exposition à des concentrations environnementales en fer ou zinc.

#### Les populations à risque

L'examen du risque pour la santé de la contamination des sols par le zinc n'est pas apparu à ce jour comme une priorité. La gestion des contaminations passées ou potentielles est pour l'instant fondée sur la considération des impacts écotoxicologiques, notamment vis-à-vis des agrosystèmes et des milieux aquatiques [6].

Cependant, en raison des risques éventuels de toxicité du zinc, directs ou indirects par interaction avec d'autres éléments (notamment le cuivre dont il réduit la bio disponibilité), les groupes de population qui devraient faire l'objet d'une surveillance particulière quant à leur statut nutritionnel en zinc sont les personnes âgées, les femmes enceintes et en cours de lactation et les jeunes enfants et adolescents.

### Les valeurs de référence

Les apports nutritionnels recommandés sont de 15 mg/jour pour les hommes, 12 mg/jour pour les femmes et 10 mg/jour chez les enfants âgés de moins de 10 ans [43]. La commission des Communautés

Européennes recommande toutefois des niveaux journaliers plus faibles : 9-10 mg/j et 7-9 mg/j pour respectivement les hommes et les femmes [42]. En raison des risques éventuels de toxicité, une limite de sécurité a été fixée à 10 à 15 fois la dose journalière recommandée (100 à 250 mg/jour pour les adultes) [41].

Différents organismes (ATSDR, US EPA) ont publié des valeurs toxicologiques de référence, correspondant à la relation qui existe entre la dose (concentration) d'exposition et l'apparition probable d'effets hématologiques (diminution des érythrocytes) (tableau 26).

TABLEAU 26 VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE POUR LE ZINC ET SES COMPOSÉS					
Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année d'évaluation
Zinc et composés	ATSDR	orale	3	MRL= 3 mg zinc/kg/j (subchronique et chronique)	1994
Zinc et composés	US EPA	orale	3	RfD = 3 mg zinc/kg/j	1992

## Le Cuivre et ses composés [6,41,44-49]

### Généralités

Le cuivre est un métal rougeâtre présent naturellement sous sa forme métallique ou de sels de cuivre (sulfate...) dans l'écorce terrestre (sols, eau, sédiments) à une concentration moyenne de l'ordre de 50 à 60 ppm et à plus faible concentration dans l'air. Le cuivre est un élément essentiel et peu toxique, nécessaire en quantité généralement faible, à la vie d'un grand nombre d'organismes. À ce titre, il est présent naturellement en quantité faible dans les végétaux et chez les animaux. Les sources anthropiques de cuivre dans l'environnement résultent d'activités minières et industrielles (fonderies), du traitement des ordures ménagères et du fait de ses propriétés (résistance et ductilité), le cuivre est aussi largement utilisé comme matériau en construction (plomberie, toiture, installations électriques). Les composés de cuivre sont largement utilisés en épandage dans l'agriculture comme fongicide, algicide et nutriment.

Pour l'Homme, les apports en cuivre sont essentiellement fournis par l'alimentation.

### Effets sanitaires

#### › Modalités d'exposition de la population

La voie principale d'exposition est l'ingestion. En sus des apports alimentaires normaux, d'autres voies d'exposition sont possibles. Les eaux d'alimentation séjournant dans des canalisations en cuivre surtout si ces eaux sont de type agressif, l'inhalation de poussières contenant du cuivre directement émises par une source industrielle ou à partir de sols contaminés, le contact cutané sont les principales sources de surexposition au cuivre.

Comme le zinc, le cuivre ne s'accumule normalement pas dans l'organisme.

L'absorption intestinale variant de 24 à 60 % selon les études.

L'absorption pulmonaire n'est pas quantifiée.

#### › Toxicocinétique

Chez tous les mammifères, le cuivre est un oligo-élément essentiel. Après ingestion, le cuivre est transporté au niveau du foie qui est le principal organe de stockage.

Le cuivre est principalement éliminé par la bile dans les fèces (75 à 80 %). Une faible partie est éliminée dans l'urine (10 à 20 %) et le reste dans la sueur, le sperme, les cheveux, la salive et le lait. La charge corporelle diminue avec une demi-vie de 100 à 500 jours.

#### › Effets toxiques

Les effets toxiques du cuivre sur la santé peuvent être liés à une déficience résultant d'une insuffisance des apports alimentaires ou d'un trouble de l'absorption (Maladie de Menkès) ou à une surexposition.

Chez l'Homme, les effets toxiques aigus liés à une surexposition sont mieux connus que les effets toxiques subchroniques ou chroniques. Ceci est dû au manque d'études spécifiques ayant abouti à ce jour.

Chez le rat, des modifications dégénératives du foie et des reins ont été décrites chez les animaux recevant, d'une façon chronique une supplémentation alimentaire en sels de cuivre de plus de 4 000 ppm). Chez l'homme, des modifications identiques, éventuellement accompagnées d'encéphalopathie, ont été retrouvées chez les patients atteints de la maladie de Wilson, l'ICT (Idiopathic Copper Toxicosis) ou l'ICC (Indian Childhood Cirrhosis), maladies génétiques à transmission autosomique récessive, responsables d'anomalie du métabolisme du cuivre et entraînant son stockage excessif dans la plupart des organes.

Des apports élevés en cuivre dans l'eau potable et la nourriture peuvent contribuer au développement de lésions hépatiques graves (cirrhose) chez les enfants en bas âge.

#### Toxicité respiratoire

L'inhalation professionnelle chronique de cuivre (fumées, poussières) peut être à l'origine d'irritations des voies respiratoires caractérisées

par toux, éternuements, douleurs thoraciques et congestion nasale et même de fibrose pulmonaire.

### Toxicité cutanée

Le cuivre entraîne une coloration verdâtre de la peau, des ongles, des cheveux et des dents. La dermatite de contact (gale de cuivre) est rare et son existence peut être affirmée par des tests cutanés.

### Cancérogénèse

À l'exception de cas d'adénocarcinomes pulmonaires et d'angiosarcomes du foie décrits chez des patients atteints de la maladie du poumon des vigneron, il n'y a aucune évidence de cancérogénèse secondaire à l'exposition au cuivre.

### Les populations à risque

L'examen du risque pour la santé de la contamination des sols par le cuivre n'est pas apparu à ce jour comme une priorité. La gestion des contaminations passées ou potentielles est pour l'instant fondée sur la considération des impacts écotoxicologiques, notamment vis-à-vis des agrosystèmes et des milieux aquatiques [6].

Cependant, en raison des risques éventuels de toxicité du cuivre, directs ou indirects par interaction avec d'autres éléments (notamment le zinc qui en réduit l'absorption), les groupes de population qui devraient faire l'objet d'une surveillance particulière quant à leur statut nutritionnel en zinc sont les jeunes enfants du fait de leurs comportements pouvant conduire à une surexposition au cuivre et aux autres polluants présents dans l'environnement. En effet, rapporté au poids corporel, les besoins et apports alimentaires, liquidiens (eau

de boisson) et le volume respiratoire du jeune enfant sont supérieurs à ceux d'un adulte. Par ailleurs, l'ingestion par l'enfant de sol et de poussières constitue un apport supplémentaire non négligeable notamment lorsqu'il vit dans un environnement pollué.

L'autre catégorie de population est constituée par les personnes présentant des troubles du métabolisme du cuivre (*cf. supra* : maladie de Wilson, ICC, ICT).

### Indicateurs biologiques d'exposition

Il n'existe pas de bio marqueur spécifique permettant de quantifier de l'exposition au cuivre.

La concentration normale en cuivre plasmatique est de 1 mg/litre et 95 % du cuivre plasmatique se retrouve sous forme liée à la céruléoplasmine.

Des concentrations sériques en cuivre plus élevées peuvent être retrouvées chez les individus ayant des affections hépatiques telles que la cirrhose primaire et d'autres maladies cholestatiques. Aux concentrations dans l'air près des limites d'exposition permises, la surveillance biologique n'est pas justifiée. Des valeurs limites biologiques ne peuvent pas être établies, dû au manque de dose fiable d'exposition et de relation d'effet.

### Les valeurs de référence

Les besoins quotidiens en cuivre sont estimés à 30 µg/kg/jour de poids corporel chez l'adulte. Les apports recommandés par l'OMS varient en fonction de l'âge (tableau 27).

Apport	Population	Apports recommandés (mg/j)	Valeurs maximales (mg/j)
Total	Nourrisson (10 kg)	0,60	1,5
	Enfant (6-10 ans)	0,75	3,0
Alimentation <sup>1</sup>	Homme adulte	1,35	12,0
	Femme adulte	1,15	10,0
Dose totale <sup>2</sup>			30,0
Eau de boisson <sup>3</sup>			2 mg/l

<sup>1</sup> Trace elements in human nutrition and health. WHO, Geneva pps 123-124 (1996).

<sup>2</sup> Jecfa Report Who Technical Report Series 683, pp31-32 (1982).

<sup>3</sup> WHO Guidelines for drinking-water quality, 2nd edition, volume 1 : Recommendations (1993).

Deux organismes (ATSDR, RIVM) proposent des valeurs toxicologiques de référence, correspondant à la relation qui existe entre la dose (concentration) d'exposition et l'apparition probable d'un effet sanitaire aigu ou subchronique (tableau 28).

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année d'évaluation
Cuivre et composés	ATSDR	orale		MRL= 0,02 mg cuivre/kg/j (subchronique)	2002
Cuivre et composés	RIVM	orale		TDI (DJT)=0,14 mg cuivre/kg/j	2000
Cuivre et composés	RIVM	inhalation	100	TCA (CT)=0,001 mg cuivre/m <sup>3</sup>	1984

# ANNEXE 4. ROSE DES VENTS



## ROSE DES VENTS

Station automatique VALENCIENNES

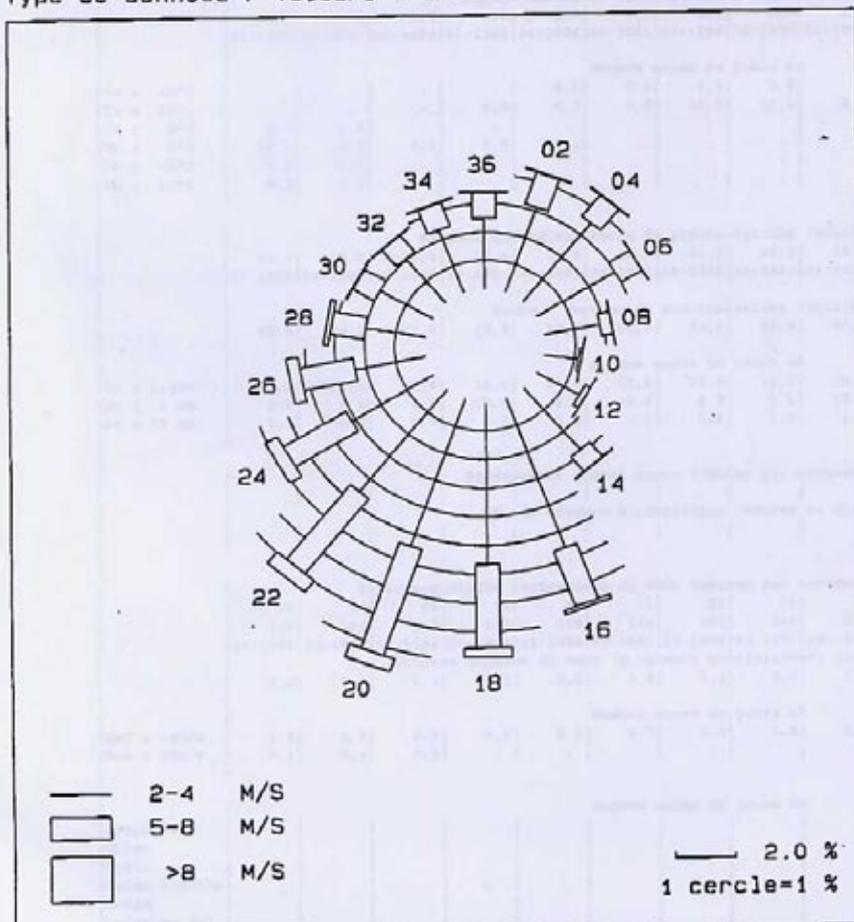
Commune VALENCIENNES  
Lieu-dit PROUVY  
Département NORD

Altitude 50,0 m  
Latitude 50.19'5 N  
Longitude 03.27'3  
Hauteur anémo. 10.0 m

Période : JANVIER 1989 à DECEMBRE 1998

Fréquences moyennes des directions du vent en %  
Par groupes de vitesses : 2-4 M/S, 5-8 M/S, sup. à 8 M/S

Type de données : Valeurs trihoraires de 00 à 21 heures UTC



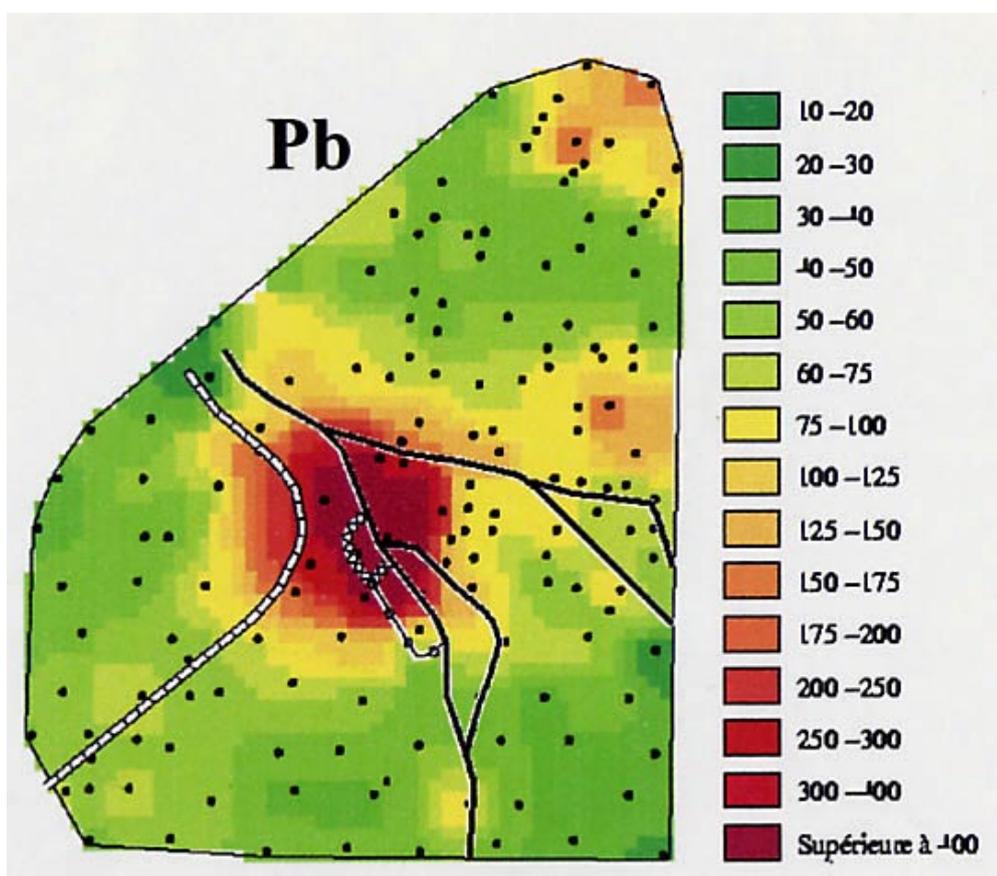
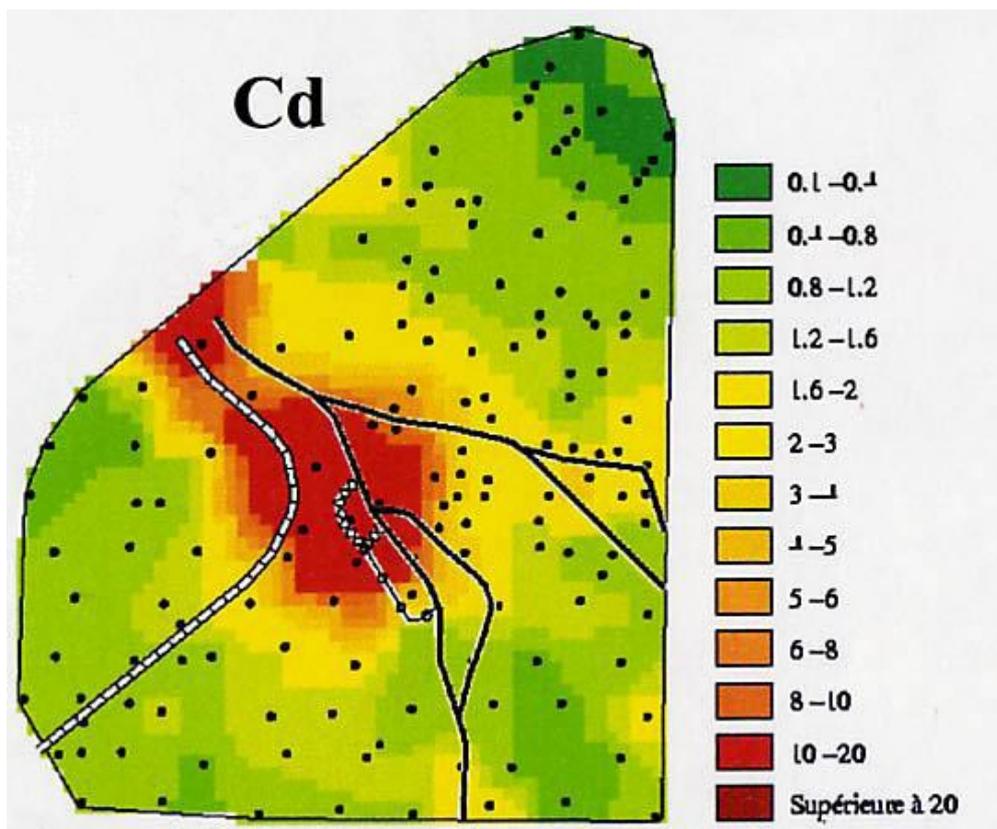
Dir	2 à 4 M/S	5 à 8 M/S	>8 M/S	Total
02	3.1	1.1	+	4.3
04	3.5	0.9	+	4.5
06	3.0	0.8	+	3.8
08	1.9	0.4	+	2.3
10	1.1	0.1	+	1.2
12	1.6	0.2	+	1.8
14	2.8	0.7	+	3.5
16	5.6	2.0	0.1	7.8
18	5.7	2.8	0.3	8.9
20	6.4	3.9	0.5	9.7
22	4.6	3.4	0.5	8.4
24	3.1	2.4	0.5	6.0
26	2.4	1.8	0.4	4.6
28	2.0	1.1	0.2	3.2
30	2.0	0.8	+	2.9
32	2.0	0.8	+	2.6
34	2.4	0.9	+	3.3
36	2.5	0.9	+	3.4
∑	54.7	26.1	2.8	82.6

Le signe + indique une fréquence non nulle mais inférieure à 0.05 %

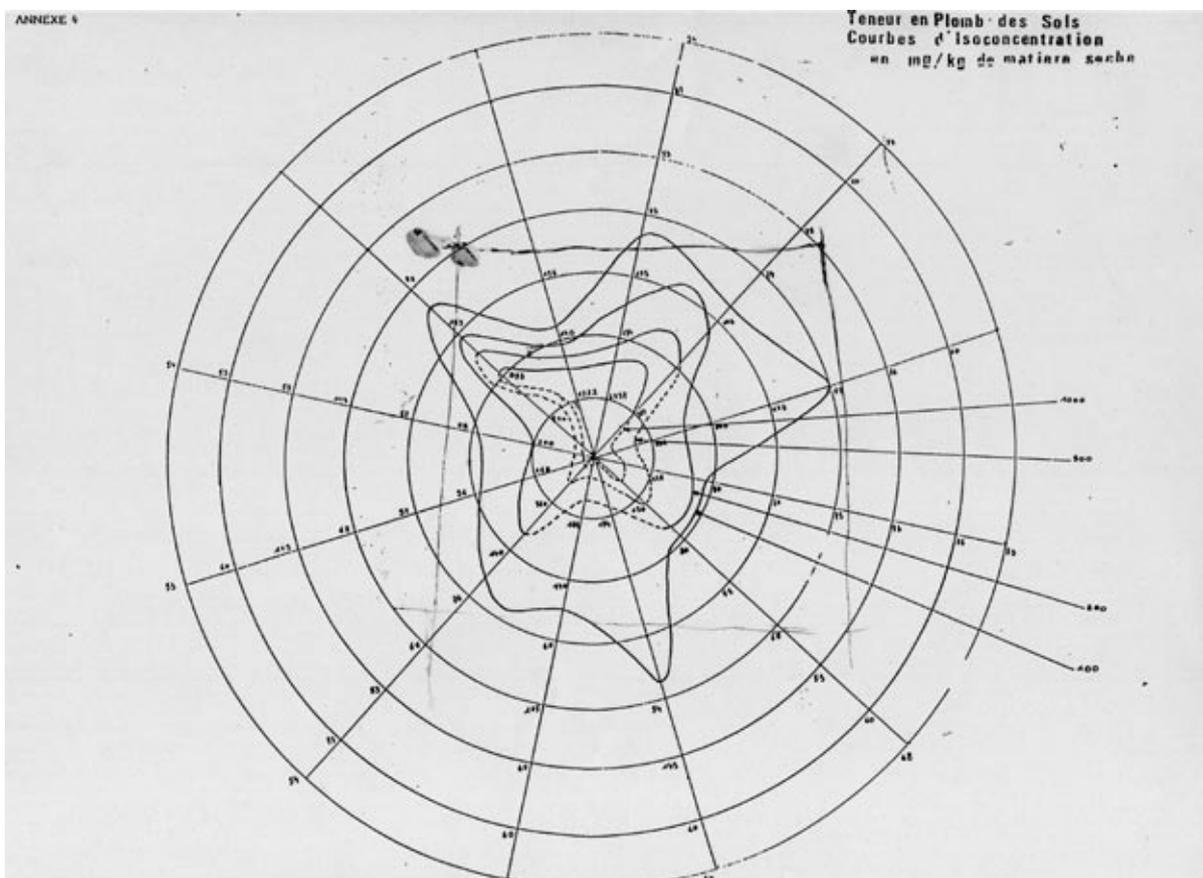
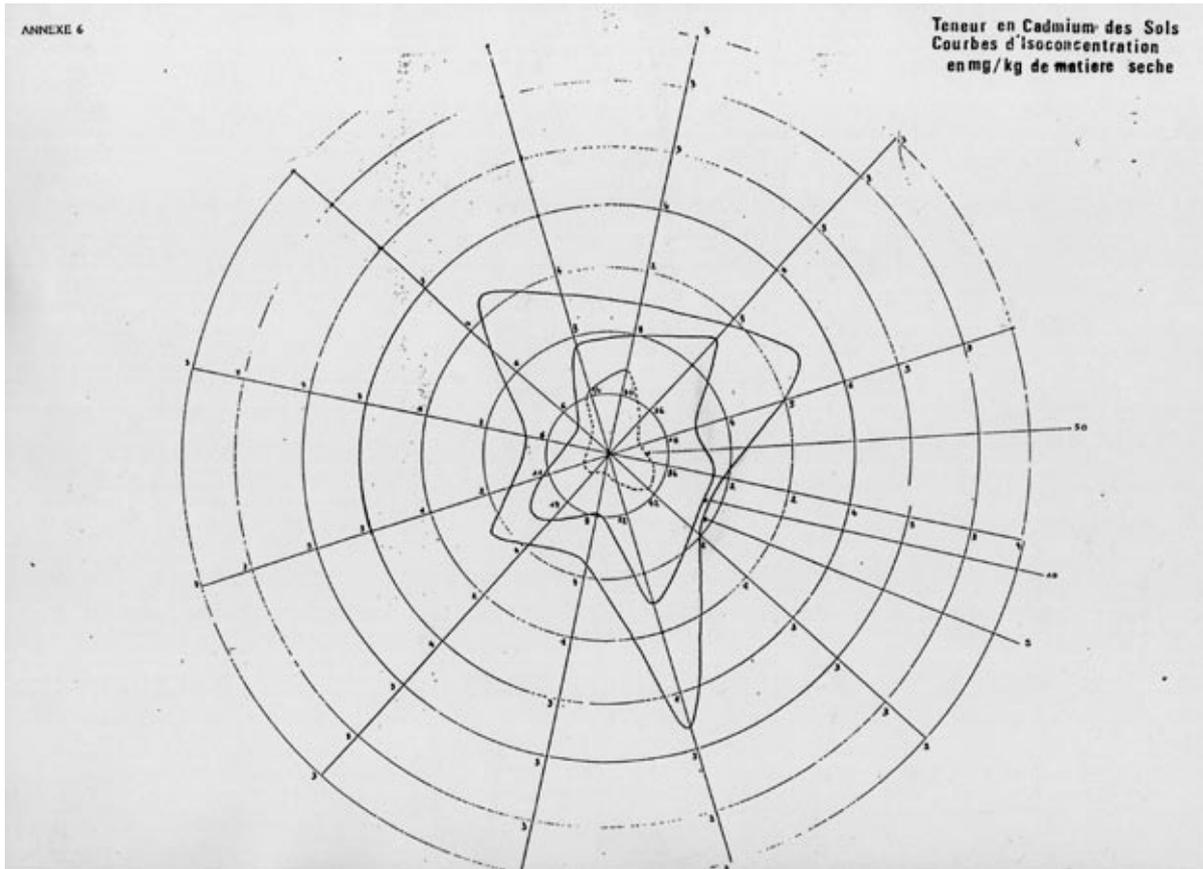
Fréquence des vents inférieurs à 2 M/S : 17.4 %

Nombre de cas observés : 27227  
Nombre de cas manquants: 1973

ANNEXE 5. COPIES DES CARTES INRA CADMIUM ET PLOMB OBTENUES PAR KRIGEAGE NORMAL AVEC FILTRAGE



## ANNEXE 6. COURBE D'ISOCONCENTRATIONS EN CADMIUM ET EN PLOMB, CERCLES ESPACÉS DE 500 M



Source : BRGM

## Pertinence d'un dépistage du saturnisme et de mesures de l'imprégnation de la population en cadmium sur le secteur de Mortagne-du-Nord

### Rapport final

À Mortagne-du-Nord, dans le département du nord, ont fonctionné une fonderie de zinc et une usine d'acide sulfurique ainsi qu'une fonderie de plomb. Bien que la dernière de ces usines soit fermée depuis 1968, une pollution en métaux lourds des sols et des sédiments est encore présente sur et autour du site.

Les concentrations élevées du site en plomb, en zinc et en cadmium ont conduit à poser la question de la nécessité de réaliser des études d'imprégnation de la population à ces différents éléments.

L'objectif est d'émettre un avis sur la pertinence d'un dépistage du saturnisme et de mesures de l'imprégnation de la population en cadmium.

Pour le cadmium, l'exposition estimée d'une personne atteint au maximum 33,4 µg/j. Elle reste éloignée de la valeur toxicologique de référence qui est de 60 µg/j. L'exposition est donc acceptable. La mesure de l'imprégnation de la population en cadmium n'est pas pertinente.

Pour les enfants habitant la zone centrale de contamination, la distribution des plombémies montre que le dépassement de 100 µg/L serait possible. La probabilité de dépasser 100 µg/L varie entre 0,8% et 6,3% selon la biodisponibilité présumée du plomb. Elle est probablement encore surestimée.

Au total, il n'apparaît pas pertinent d'organiser un dépistage systématique de la plombémie dont l'efficacité serait très limitée. La présence d'un habitat ancien et d'une exposition postindustrielle justifie d'informer et de sensibiliser les médecins généralistes et les pédiatres du secteur sur ces facteurs spécifiques du risque saturnin, afin qu'ils évaluent pour chaque enfant de 0 à 6 ans et les femmes enceintes de leur clientèle la pertinence de prescrire un dépistage individuel. Cette recommandation rejoint le "Guide pratique de l'intoxication au plomb chez l'enfant et la femme enceinte" qui conseille de rechercher les facteurs de risque à l'occasion des visites médicales.

La population doit également être informée du risque potentiel d'intoxication au plomb des enfants et des femmes enceintes. En particulier, elle devrait être informée du risque de contamination importante des jardins comme cela a pu être mis en évidence pour certains jardins.

## Relevance of screening of lead poisoning and of measuring cadmium impregnation in the surroundings of Mortagne-du-Nord

### Final report

*A zinc foundry, a sulfuric acid plant and a lead foundry were operating in Mortagne-du-Nord, northern France. Although the last of these plants closed in 1968, the soil and the sediments are still contaminated by heavy metals on the plant's site and in the surrounding areas.*

*The high concentrations of lead, zinc, and cadmium on site raised the question of the relevance of carrying out studies on heavy metals impregnation in the population.*

*The scope of this document is to provide guidance on the relevance of screening for lead poisoning, and of measuring cadmium impregnation in the population.*

*For cadmium, the maximum estimated exposure reaches 33,4 µg/d/person. This is far from the reference toxicological value of 60 µg/d/person. The exposure level being acceptable, no impregnation study is needed.*

*For children living in the central area of contamination, the distribution of blood lead levels shows that the toxicological value could exceed 100 µg/L. The probability of exceeding 100 µg/L varies from 0.8% to 6.3%, based on the presumed bioavailability of lead. It probably still is overestimated.*

*Finally, it appears that implementing massive screening of lead poisoning is not appropriate, knowing that its efficiency would probably be low.*

*The presence of old constructions and post-industrial exposure are good reasons for informing and raising awareness of local general practitioners and paediatricians on specific risk factors of lead poisoning, so that they can assess, for each consulting child under 6 years of age and pregnant woman, the relevance to prescribe individual screening. This recommendation is in line with the Guidelines on lead poisoning in children and pregnant women (Guide pratique de l'intoxication au plomb chez l'enfant et la femme enceinte), which advises to search for risk factors when patients seek medical care (1).*

*The population has to be informed about the potential risk of lead poisoning in young children and pregnant women. Especially, the population has to be informed that gardens can be contaminated as it has been documented.*

INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE

12 rue du Val d'Osne

94 415 Saint-Maurice Cedex France

Tél. : 33 (0)1 41 79 67 00

Fax : 33 (0)1 41 79 67 67

<http://www.invs.sante.fr>