

Santé environnement

Estimation des plombémies infantiles de la population riveraine d'une ancienne mine

Pont-Péan et Bruz (Ille-et-Vilaine)

Sommaire

Liste des abréviations	2
1. Préambule	3
2. Contexte	5
2.1 Signal environnemental	5
2.2 Caractérisation du site minier	6
2.3 Problématique sanitaire	8
3. Méthode	10
3.1 Zones d'exposition	10
3.2 Modèle IEUBK	12
3.3 Données environnementales et variables humaines d'exposition	12
3.4 Sélection des scénarios d'exposition	17
4. Résultats	19
5. Discussion	20
5.1 Concentration dans l'air	20
5.2 Concentrations dans les sols et les poussières	20
5.3 Apports alimentaires	21
5.4 Estimation des plombémies attendues des enfants de moins de 6 ans	22
6. Conclusion	23
Références bibliographiques	24
Annexes	28

Estimation des plombémies infantiles de la population riveraine d'une ancienne mine

Pont-Péan et Bruz (Ille-et-Vilaine)

Rédaction

Maxime Esvan^{1,2}, Hélène Tillaut¹, Rémi Demillac¹

¹ Institut de veille sanitaire (InVS), Cellule de l'InVS en région Bretagne (Cire Ouest)

² Programme de formation à l'épidémiologie de terrain (Profet), InVS, Saint-Maurice

Relecteurs

Nicolas Sauthier, Cire Midi-Pyrénées

Dr Alain Baert, Centre antipoison et de toxicovigilance (CAPTV) de Rennes

Comité de pilotage de l'étude

Jean-Luc Gaudin, maire de Pont-Péan

Gérard Prigent, Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement (Drire) de Bretagne

Frédéric Rivoalan, Drire de Bretagne

Jérôme Rochelle, ARS Bretagne, Direction territoriale d'Ille-et-Vilaine

Ayant contribué à la réalisation de l'étude

Pascaline Loury, Profet, Cire Ouest

Yvonnick Guillois-Bécel, Cire Ouest

Remerciements

Côme Daniau, et Cécile Kairo, Département santé environnement, InVS, pour leurs conseils avisés

Tous les habitants de Pont-Péan et Bruz qui ont accepté de répondre au questionnaire

Liste des abréviations

ARS	Agence régionale de santé
BARGE	Bioaccessibility Research Group in Europe
CAPTIV	Centre antipoison et de toxicovigilance
Cire	Cellule de l'Institut de veille sanitaire en région
Cnil	Commission nationale de l'informatique et des libertés
Ddass	Direction départementale des affaires sanitaires et sociales
Drire	Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement
DT 35	Direction territoriale d'Ille-et-Vilaine de l'ARS Bretagne
Efsa	Autorité européenne de sécurité des aliments
GIP	Groupement d'intérêt public
ICP/AES	Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry
ICP/MS	Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry
IEUBK	Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for lead in children
Ineris	Institut national de l'environnement industriel et des risques
InVS	Institut de veille sanitaire
JECFA	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives
MS	Matière sèche
PLU	Plan local d'urbanisme
UBM	Unified Barge Method
US-EPA	United States-Environmental Protection Agency

1 Préambule

Le 9 décembre 2008, le directeur départemental des affaires sanitaires et sociales d'Ille-et-Vilaine sollicitait l'appui technique et méthodologique de la cellule de l'Institut de veille sanitaire en région Bretagne (Cire Ouest) sur le dossier de l'ancienne concession des mines de Pont-Péan et de Bruz. L'objectif était de conduire une analyse de la situation existante concernant l'exposition des populations aux métaux présents dans les sols et d'évaluer la pertinence d'investigations complémentaires.

Après prise de contact avec les différents acteurs concernés et présentation du dossier en comité de pilotage de la Cire Ouest le 26 février 2009, la Cire remettait, le 3 avril 2009, un premier rapport au directeur des affaires sanitaires et sociales d'Ille-et-Vilaine concluant à l'impossibilité de réaliser une estimation de l'exposition des populations à la pollution générée par l'activité minière à partir des données actuelles disponibles et recommandait de collecter de plus amples informations, pour estimer les doses externes¹ de métaux auxquelles sont exposées les populations et pour estimer les plombémies² attendues chez les enfants de moins de six ans,

La méthode proposée passait par :

- la délimitation géographique des zones d'estimation des expositions à partir de données environnementales ;
- la définition des voies d'exposition pertinentes ;
- l'estimation des doses externes.

A l'intérieur des zones définies, la quantification des apports en métaux par les différentes voies d'exposition reposait sur plusieurs paramètres : le taux d'administration de chaque voie, les temps d'exposition aux différents milieux (budget espace-temps), les concentrations dans les différents milieux.

La comparaison des doses externes calculées et l'estimation des plombémies attendues devaient permettre de caractériser l'exposition des populations du site. La mise en œuvre de cette démarche nécessitait :

- la mise en place d'une campagne de mesures complémentaires à celles effectuées dans le cadre de l'étude pour la réalisation des phases informative et d'évaluation des aléas et des risques sur les enjeux existants (mouvements de terrain et environnement) effectuée par le GIP Géodéris dans le cadre de la définition d'un plan de prévention des risques miniers pour la concession de Pont-Péan, commanditée par la direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement (Drire Bretagne) en 2006 ;

¹ Quantité de substance qui entre en contact avec l'homme par diverses voies d'exposition (inhalation, ingestion, contact cutané)

² Concentration de plomb dans le sang exprimée en µg/L

- la réalisation d'une enquête en population pour connaître les usages du milieu et, notamment, la part de l'alimentation à partir d'aliments autoproduits sur le site ;
- l'interrogation éventuelle des médecins généralistes du secteur et de la Protection maternelle et infantile (PMI) sur leur connaissance de cas d'intoxications liées au plomb.

D'avril à octobre 2009, sous l'égide d'un comité de pilotage spécifique, constitué des municipalités de Pont-Péan et Bruz, de la Drire Bretagne, et de la Ddass d'Ille-et-Vilaine, la Cire a apporté son expertise :

- lors de la définition d'un cahier des charges pour la réalisation d'un diagnostic environnemental, notamment sur les paramètres à rechercher et le plan d'échantillonnage ;
- lors de l'analyse des offres reçues par la mairie de Pont-Péan ;
- lors de la proposition du cabinet d'études retenu ;
- lors de la réception des résultats du diagnostic, par analyse du dossier produit.

Le 12 novembre 2009, la Cire Ouest envoyait un deuxième rapport à la Ddass d'Ille-et-Vilaine prenant en compte les résultats du diagnostic environnemental et proposant une démarche permettant :

- d'estimer l'exposition des populations aux métaux sur certaines zones des communes de Pont-Péan et Bruz ;
- la mise en place éventuelle d'une surveillance des plombémies ;
- la limitation des expositions par des mesures d'hygiène simples et des recommandations sur l'accès à certaines zones.

L'année 2010 a été consacrée à la collecte des informations permettant la mise en œuvre de l'estimation des expositions aux polluants métalliques et des plombémies infantiles de la population riveraine de l'ancienne concession minière.

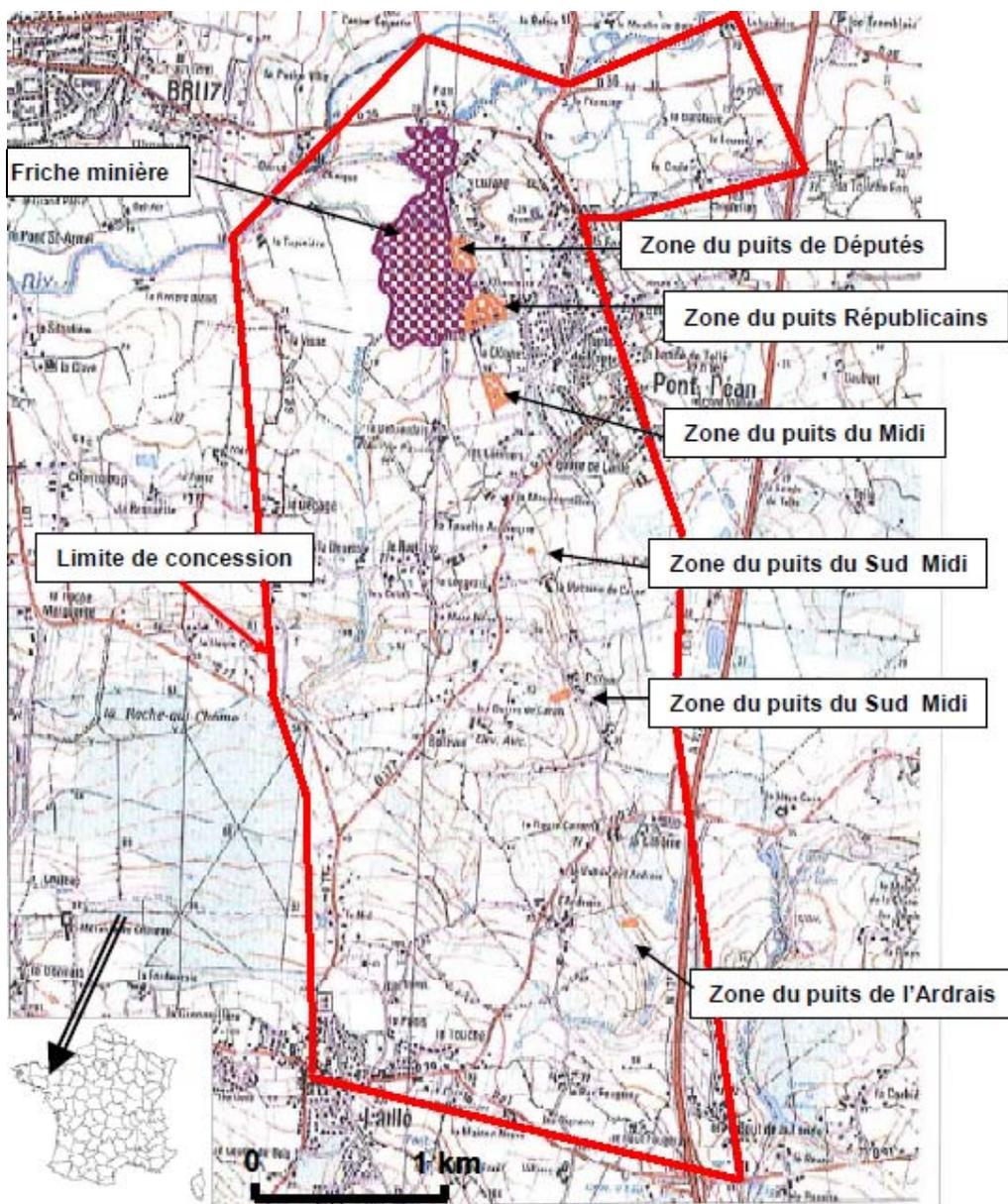
Le présent rapport reprend l'analyse de toutes les données collectées pendant les années 2009 et 2010. Il doit permettre de répondre à la question initiale de la pertinence ou non d'une mise en place d'un dépistage du saturnisme infantile dans les populations de Pont-Péan et de Bruz.

2 Contexte

2.1 Signal environnemental

Les communes de Pont-Péan, Bruz et Laillé en Ile-et-Vilaine abritent un ancien site minier sur leur territoire (figure 1). Le gisement de plomb (Pb), zinc (Zn) et argent (Ag) est le plus important du massif armoricain. Les résidus issus de l'extraction ont été stockés et retraités sur une friche industrielle qui s'étend sur 20 hectares environ jusqu'aux années 1990.

I Figure 1 : Limites de la concession de Pont-Péan I



Source : BRGM/INERIS

Estimation des plombémies infantiles de la population riveraine d'une ancienne mine, Pont-Péan et Bruz (Ile-et-Vilaine) 5

Afin de limiter la pollution générée par l'ancien site minier, des travaux de traitement de cette pollution ont été entrepris entre 1993 et 1999. Dans le cadre d'une meilleure appréciation des aléas miniers (phase après mine), la Drire de Bretagne a missionné le Groupement d'intérêt public Géodéris pour la réalisation des phases informative et d'évaluation des aléas compte tenu des enjeux existants : mouvements de terrain et environnement. Ces travaux ont été menés entre 2006 et 2008. Les résultats des campagnes de mesures ont mis en évidence une contamination résiduelle en éléments traces métalliques des sols de la friche minière au niveau des anciens ouvrages de la mine et au droit de la zone non confinée de la friche [1].

La question d'un éventuel impact sur la santé des populations riveraines a alors été soulevée par la Ddass d'Ille-et-Vilaine (actuelle direction territoriale 35 de l'Agence régionale de santé de Bretagne). La commune de Pont-Péan, sur laquelle l'emprise de la friche minière est la plus importante, a fait réaliser, en septembre 2009, un diagnostic environnemental sur les terrains limitrophes de la friche dans le cadre de la réalisation de son plan local d'urbanisme (PLU). En mai 2010, la commune de Bruz a diligenté également un diagnostic environnemental sur les terrains de son territoire proches de la friche minière.

2.2 Caractérisation du site minier

La caractérisation du site minier a fait l'objet de rapports antérieurs [1-5].

2.2.1 Contexte géologique et minier

Le site minier est constitué par un filon orienté 20° nord. Le filon est constitué d'amas, de veines et de veinules métallifères [blende (PbS) et galène (ZnS) argentifères et pyrite FeCuS₂]. Ces minerais sont distribués de façon très hétérogène dans la masse rocheuse du filon constituée de quartz et d'argiles. Les activités minières peuvent être à l'origine de rejets de substances indésirables dans l'environnement [6] :

- du fait de l'extraction du minerai de par l'élément lui-même mais également de par la présence d'éléments indésirables associés dans le minerai ;
- du fait de l'utilisation de substances chimiques (principalement organiques) pour l'extraction et le traitement du minerai ou le fonctionnement des autres activités ou installations sur le site de la mine.

2.2.2 Histoire

La 1^{ère} mise en exploitation de la mine date du 18^e siècle. La mine à ciel ouvert, située près du lieu-dit « le Luzard », a rapidement été remblayée et exploitée en souterrain, 27 puits donnant accès au réseau des galeries souterraines. L'extraction s'est arrêtée en 1904, à la suite de l'ennoyage de la mine [1]. Le minerai était traité puis expédié par bateau *via* la Seiche puis la Vilaine. Une faible partie du minerai a été exploitée dans une petite fonderie installée au lieu-dit « Carcé » en limite de la concession minière. De 1904 à 1957,

l'exploitation a consisté au retraitement des haldes (déblais issus de l'extraction) stockées depuis le début des travaux miniers.

2.2.3 Sources et rejets de l'activité minière

Au niveau national, l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris) décrit les types d'éléments rencontrés en fonction du type de minerai extrait [6]. Pour les extractions de plomb et de zinc, les polluants majeurs rencontrés sont l'arsenic, le cuivre, le plomb, le zinc ; les polluants accessoires sont le mercure, l'antimoine et l'étain et sont classés comme polluants occasionnels, le bismuth, l'argent, le cadmium et le sélénium.

Sur le site de Pont-Péan, les résidus de traitement et déblais miniers sont la principale source de pollution ; ils étaient stockés sur la friche. Une partie de ces résidus a été enlevée et a servi de matériau de remblai ou de sous-couche routière.

Les rejets aériens provenaient, avant la réhabilitation du site, de l'envol de poussières des terrils : un grand terril au sud de la friche plutôt constitué de sables, l'épandage de schlamms (résidus fins) au niveau de l'ancien lit de la Seiche entre « Lizard » et « Pan » et à l'ouest du filon entre « Lizard » et le puits de la République et deux autres terrils plus petits à proximité du puits des Républicains (figure 1). La mine ne fait plus l'objet d'aucune exploitation et la majeure partie de la friche a été confinée par apport de matériau. Bien que les mesures réalisées en 2007 indiquaient vraisemblablement la présence de résidus de traitement et de déblais miniers non traités sur la zone, il ne semble pas pertinent de considérer qu'ils puissent constituer une source de contamination de l'air par leur possible réenvol [4].

Les rejets liquides provenaient des eaux pluviales qui s'infiltraient vers la nappe et qui ruisselaient vers la Douettée, vers le canal de déchargement et l'effluent de l'ancienne station d'épuration au niveau des zones non confinées.

Les déchets solides provenaient des résidus et déblais miniers stockés en terrils avant la réhabilitation. Hormis leur usage pour le remblaiement, notamment du lit de la rivière la Seiche lors de son détournement et comme matériau de sous-couche routière dans la région rennaise, ces déchets ont pu être utilisés, à certaines périodes, par des particuliers dans les jardins, les bords de chemin...

2.2.4 Réhabilitation du site

Le site minier a fait l'objet d'une réhabilitation entre 1993 et 1999 par enlèvement d'une partie des haldes pour les utiliser en remblais et sous-couche routière dans la région de Rennes. La partie restante a été confinée par arasement et par apport de matériaux argileux en provenance de chantiers de la région de Rennes [1,2].

L'efficacité de la réhabilitation a été évaluée par des essais de perméabilité et par le suivi de la qualité des eaux de surface de 1990 à 2002 pour trois points de prélèvement : la Douettée en amont du site, la Douettée au droit du site dans le secteur où convergent les écoulements souterrains ayant traversé le site (avant la confluence avec les rejets de la station d'épuration des eaux usées) et la Seiche en aval du site [2]. Ce suivi met en évidence une décroissance de la pollution après la réhabilitation [2].

Les documents compilés ne permettent pas d'identifier précisément les zones ayant été recouvertes. Le rapport Géodéris indique que les remblais déposés sur le site lors de la

réhabilitation ne couvrent pas de façon homogène l'aire de la friche, certaines zones n'ont pas été recouvertes laissant apparaître des résidus à la surface, notamment au nord de la friche [1].

2.3 Problématique sanitaire

Le site lui-même est recouvert inégalement de terre (1 m de remblai en moyenne) et est aujourd'hui végétalisé. Bien que quelques points de contamination apparaissent encore en surface, notamment au niveau des anciens ouvrages de la mine et de la zone la plus au nord qui n'a pas été confinée, il ne constitue plus une source potentielle d'exposition de la population que par le lessivage du sol contaminé vers les rivières la Douettée et la Seiche.

Les différents éléments métalliques cités dans le rapport de l'Ineris [6] ont été recherchés sur le site de l'ancienne mine.

Les concentrations rencontrées dans les sols à proximité de la friche minière en chrome et nickel se situent dans la gamme du bruit de fond géochimique local (annexes 1 et 2). Ces éléments ne seront pas repris dans la suite de l'étude.

Les concentrations en zinc et cuivre sont supérieures à celles du bruit de fond géochimique local. Cependant étant donné les niveaux rencontrés, ces éléments ne seront pas repris dans la suite du rapport ; en effet, leur seuil de toxicité est élevé et d'autres études réalisées dans des contextes similaires ont conduit à ne pas les retenir (annexe 2).

Les concentrations en cadmium, mercure et arsenic sont légèrement supérieures à celles du bruit de fond géochimique local, le seuil de toxicité de ces éléments est plus élevé (annexes 1 et 2), cependant des études ont montré qu'à ces niveaux de concentrations, la voie d'exposition par ingestion de sol n'était pas préoccupante (annexe 2). Ces éléments ne seront pas repris dans la suite du rapport.

Les données environnementales disponibles mettent en évidence une contamination des terrains limitrophes de la friche minière supérieure au bruit de fond géochimique local pour le plomb (95 mg/kg de Matière Sèche (MS)). Les terrains les plus contaminés sont les terrains les plus proches de la friche minière situés sous les vents dominants qui ont pu être impactés par les envols de poussières depuis les terrils avant leur réutilisation comme remblai ou leur confinement. Dans cette zone, les jardins particuliers investigués présentent des concentrations plus élevées quel que soit l'élément trace métallique recherché ; les concentrations dans les sols des jardins peuvent atteindre 3 800 mg/kg de MS de Pb [7,8]. Ainsi, le seul élément préoccupant pour la suite de l'étude est le plomb. Les enfants en bas âge sont une cible particulière de l'intoxication par le plomb parce qu'ils ingèrent plus souvent du plomb du fait de leur comportement main-bouche, que leur coefficient d'absorption digestive est élevé pour cet élément et que leur système nerveux est en développement [9,10].

2.3.1 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 la

moelle osseuse [11,12]. A de faibles niveaux d'intoxication, l'effet le plus préoccupant du plomb est la diminution des performances cognitives et sensorimotrices. Des études récentes suggèrent l'absence d'effet seuil [13] et ont montré l'existence d'effets néfastes sur l'association entre des plombémies inférieures à 100 µg/L dans la petite enfance et les performances à l'âge scolaire ; cela entraînerait une perte de 1 à 5 points de quotient intellectuel [14,15]. Pendant la grossesse, le plomb est foetotoxique, il peut engendrer des retards de croissance intra utérin, des accouchements prématurés, des avortements et des retards cognitifs dès la petite enfance [16].

Les seuils réglementaires d'intervention des plombémies dans la population française générale ont été fixées à 100 µg/L pour l'enfant et la femme enceinte [17] et à respectivement 300 et 400 µg/L chez les femmes et les hommes exposés professionnellement au plomb ou à ses composés [18].

L'autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) et le Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) ont fixé une dose hebdomadaire tolérable (DHT) de 25 µg/kg de poids corporel pour l'ingestion de plomb inorganique ; ils ont récemment remis en cause cette DHT sans pour autant fixer une nouvelle dose de référence [19,20].

2.3.2 Questions sanitaires

La mesure de l'imprégnation de la population à un polluant donné nécessite la réalisation d'un prélèvement biologique qui consiste, pour le plomb, au moins en un prélèvement sanguin. Cet acte invasif doit être envisagé, notamment chez les enfants en bas âge, en cas de surexposition au toxique dangereux. Parmi différents critères d'aide à la décision, cet acte peut être envisagé si sa mise en œuvre apporte un bénéfice en termes de prise en charge des individus qui auront été prélevés en cas de résultat préoccupant. 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 [21,22]. Par ailleurs, une campagne de dépistage du saturnisme infantile ne permet pas d'évaluer les risques encourus par les enfants qui viendraient à l'avenir s'installer dans la zone impactée en l'absence de toute mesure de réduction de la contamination. Compte tenu de la toxicité du plomb, de la présence actuelle de populations sensibles sur certains territoires des communes de Pont-Péan et Bruz, des concentrations en plomb mesurées sur certains secteurs, il a été décidé, d'une part d'évaluer la pertinence d'un dépistage du saturnisme infantile pour les enfants fréquentant actuellement les zones impactées, d'autre part, d'estimer l'imprégnation par le plomb des enfants qui viendraient à l'avenir résider ou fréquenter ces mêmes zones.

3 Méthode

La méthodologie retenue est issue du guide « Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb – Tome 1 : analyse de la pertinence de la mise en œuvre d'un dépistage, du diagnostic environnemental à l'estimation des expositions » publié par l'Institut de veille sanitaire (InVS) en 2002 [21]. Ce guide a été amendé d'un *erratum* et d'une mise à jour [23,24]. Une synthèse présente ci-dessous la méthodologie proposée.

L'organisation d'un programme de dépistage sur des enfants doit être considérée comme l'aboutissement d'une réflexion qui part du diagnostic environnemental du site et se poursuit par une démarche d'évaluation des expositions. Ce sont les résultats de cette dernière qui permettent de manière objective de juger de la réalité d'un risque « plomb » et par là même de justifier un programme de dépistage.

Une évaluation des expositions au plomb nécessite de recourir à une méthode rigoureuse, capable de fournir des données de qualité dont dépendent les décisions de santé publique. A ce titre, les données sur la contamination de l'environnement doivent être collectées de façon à être représentatives de l'exposition réelle des enfants. L'estimation des expositions a pour objectif d'estimer les doses externes de plomb auxquelles est exposée la population. La plombémie estimée au sein de la population en sera déduite. En fonction du niveau de cette plombémie calculée, des seuils de décision sont proposés pour la mise en œuvre ou non d'un dépistage.

La dose d'exposition d'une personne à un polluant résulte de la combinaison de paramètres : voies d'exposition, fréquence des contacts avec le polluant, durée de ces contacts et concentration du polluant dans les milieux qui seront en contact avec les personnes. La connaissance de la population concernée et de ses activités permet de construire des scénarios d'exposition prenant en compte la fréquence et la durée des contacts avec les milieux d'exposition.

Enfin, le guide précise que la réflexion d'un dépistage s'inscrit dans le cadre global de gestion du risque et qu'une surexposition de la population, même si un dépistage n'est pas pertinent, doit conduire à une réduction des expositions.

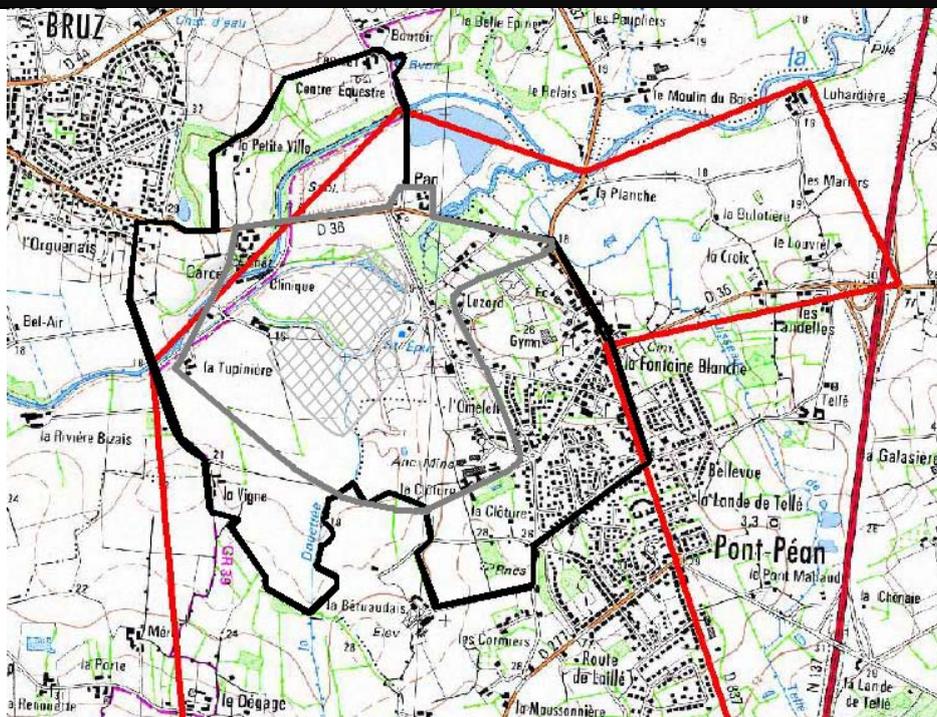
3.1 Zones d'exposition

Pour la suite de l'étude, seules les zones habitées ou susceptibles d'être habitées ont été retenues. La zone d'exposition correspond au périmètre d'étude défini pour la réalisation des diagnostics environnementaux réalisés par les communes de Pont-Péan et Bruz [7,8]. Ces diagnostics ont permis de délimiter deux zones (figure 2).

La zone A correspond à la zone la plus impactée par la pollution et dont les concentrations dans les sols sont supérieures à 200 mg/kg de MS de Pb, située à proximité immédiate de la friche, le long du filon de minéralisation de la mine.

La zone B est moins contaminée et comprend une partie du bourg de Pont-Péan, les parcelles situées au sud et à l'ouest de la friche minière ; la contamination y est inférieure à 200 mg/kg de MS de Pb.

I Figure 2 : Zones d'exposition au plomb, Pont-Péan et Bruz, 2009-2010 I



Limites de la concession



Zone non habitable, exclue de l'étude



Zone A ; concentrations supérieures à 200 mg/kg de plomb



Zone B ; concentrations inférieures à 200 mg/kg de plomb

3.2 Modèle IEUBK

Les plombémies ont été estimées à partir du modèle IEUBK (Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for lead in children, version 1.1 pour windows) développé par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA) [25,26]. Ce modèle permet de fournir une distribution plausible des plombémies chez les enfants en fonction des expositions tout média en plomb.

Le modèle est basé sur des équations qui convertissent l'exposition au plomb en plombémie en simulant les processus physiologiques qui déterminent la concentration sanguine en plomb. Les expositions par l'air, la nourriture, l'eau, le sol et la poussière sont modélisées indépendamment pour plusieurs voies de contact. Les quantités de plomb absorbé sont combinées en une entrée unique dans le réservoir de plasma sanguin du corps. Le plomb est ensuite attribué aux différents tissus selon des paramètres biocinétiques dépendant de l'âge. Le calcul fournit une estimation de la plombémie pour cet âge.

La plombémie est traitée comme une moyenne géométrique de valeurs possibles pour un enfant, ou la moyenne géométrique des valeurs attendues pour une population d'enfants exposée aux mêmes concentrations. La distribution autour de cette moyenne géométrique est estimée en considérant une déviation standard de 1,6 issue d'études de plombémies.

3.3 Données environnementales et variables humaines d'exposition

Pour renseigner de façon optimale le modèle IEUBK, différents paramètres étaient nécessaires. Certains d'entre eux sont issus de la littérature ; les autres sont issues d'études locales, notamment la bioaccessibilité et la part de consommation de végétaux ou autres aliments produits sur place.

Une enquête *ad hoc* en population a été réalisée chez les résidents de la zone la plus impactée en termes de contamination des sols et des végétaux (zone A, voir figure 2). Les objectifs étaient de décrire la population résident sur cette zone, notamment d'estimer le nombre d'enfants entre 0 et 6 ans, et d'évaluer la part de la consommation de végétaux cultivés localement dans la zone contaminée dans l'alimentation totale.

L'enquête a été réalisée au moyen d'un questionnaire postal comprenant une partie sur le foyer et la production de légumes et fruits du jardin et une partie individuelle à compléter pour chaque membre du foyer concernant les caractéristiques sociodémographiques et les consommations alimentaires de fruits et légumes produits localement.

Pour cette étude, le traitement des données à caractère personnel a fait l'objet d'un accord de la Commission nationale de l'informatique et des libertés (Cnil) (déclaration n°1422339 v 0).

3.3.1 Sols et poussières

3.3.1.1 Concentration de plomb dans les sols et poussières

Les analyses de plomb dans les sols ont été réalisées en septembre 2009 à Pont-Péan et en mai 2010 sur la commune de Bruz [7,8]. Seuls les prélèvements réalisés au niveau des zones habitées ou potentiellement habitées ont été conservés dans l'analyse (figure 3).

Sur la zone fortement impactée (A), la concentration en Pb atteignait 3 800 mg/kg de MS pour une médiane de 530 mg/kg de MS. Pour la zone moyennement impactée (B), la concentration médiane en Pb était de 99 mg/kg de MS pour une concentration maximale de 350 mg/kg de MS (tableau 1).

En l'absence de mesures réalisées à l'intérieur des habitations, l'hypothèse de l'US-EPA préconisée dans le guide InVS a été retenue [21]. Dans ce cadre, la concentration en plomb dans les poussières intérieures correspondait à 70 % de la concentration des sols extérieurs.

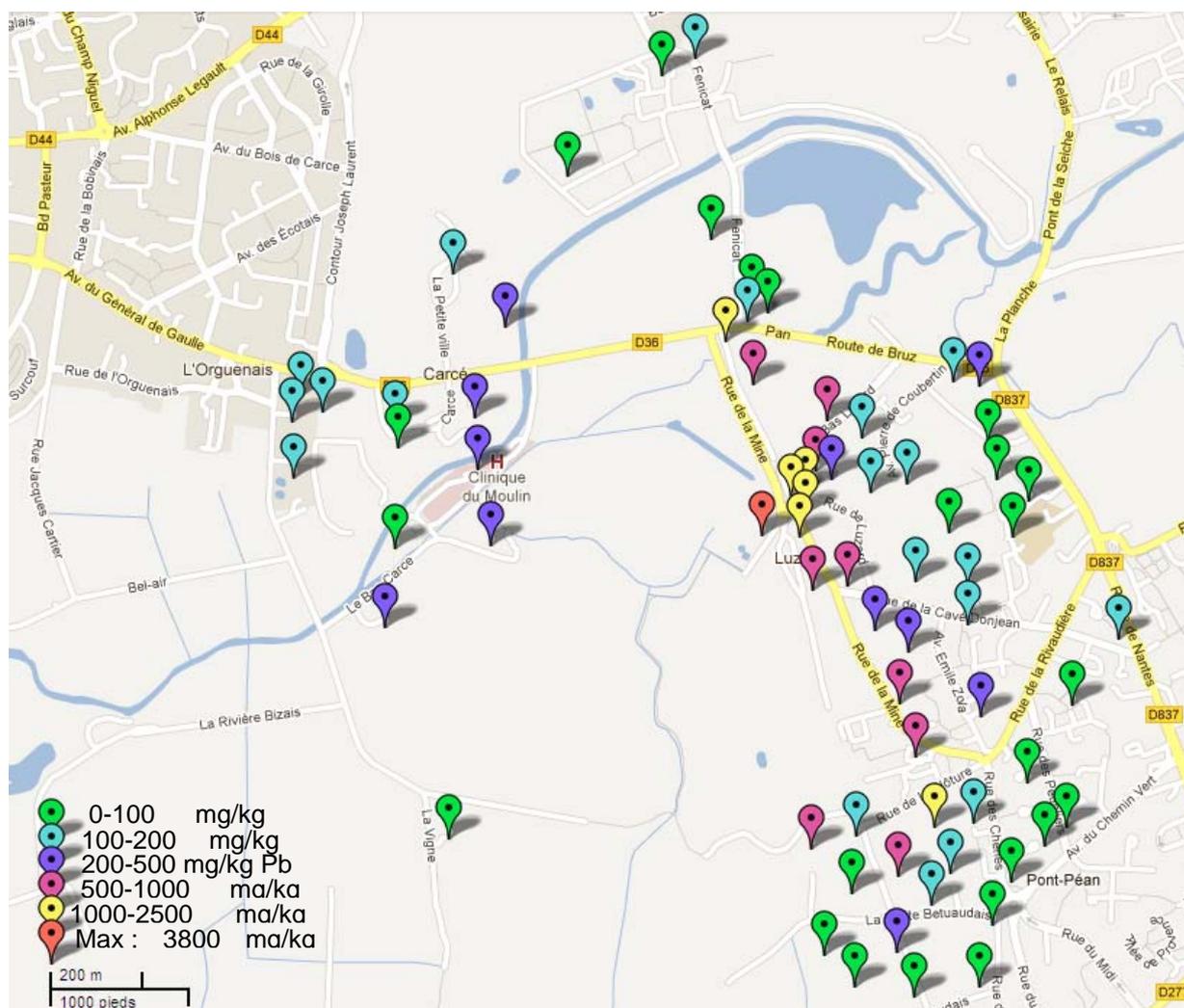
I Tableau 1 : Concentration en plomb (mg/kg de matière sèche) dans les sols extérieurs et dans les poussières intérieures selon la zone d'exposition, Pont-Péan et Bruz, 2009-2010 I

Zone d'exposition	min	P50	P95	max	Moyenne arithmétique	Moyenne géométrique	n
Sols extérieurs							
Zone A	12	530	2040	3800	740	424	33
Zone B	18	99	227	350	105	87	42
Poussières intérieures							
Zone A	8	371	1428	2660	518	297	33
Zone B	13	69	159	245	73	61	42

Source HPC Envirotec

Zone A : zone la plus impactée par la pollution ; les concentrations dans les sols sont supérieures à 200 mg/kg de MS de Pb.
Zone B : zone la moins impactée par la pollution ; les concentrations dans les sols sont inférieures à 200 mg/kg de MS de Pb.

Figure 3 : Représentation géographique et concentration des prélèvements en plomb dans les sols, Pont-Péan et Bruz, 2009-2010



Source : HPC-Envirotec
Fond de carte : google maps ©

3.3.1.2 Bioaccessibilité

Les connaissances acquises lors d'études réalisées autour de sites et sols pollués (estimations de l'exposition des populations, mise en œuvre de campagne de dépistage) indiquent que la biodisponibilité est un facteur important et doit être prise en compte dans les estimations des expositions [27,28].

La biodisponibilité pour la voie orale correspond à la fraction de composés ingérée qui est absorbée et atteint la circulation systémique. La bioaccessibilité pour la voie orale correspond à la fraction de polluant qui est extraite (mise en solution) par les fluides digestifs au niveau du système salivaire et du tractus gastro-intestinal. Le lien entre la biodisponibilité et la bioaccessibilité dépend du taux d'absorption par le système digestif de la fraction bioaccessible et du taux de transmission à la circulation systémique de la fraction absorbée.

Dans le cas des métaux, il est souvent considéré que ces taux sont égaux à 1 ; la biodisponibilité est estimée à partir de la valeur de la bioaccessibilité.

La mesure de la bioaccessibilité se fait par l'utilisation de tests in vitro. Au sein de l'Europe, le groupe de recherche BARGE (Bioaccessibility Research Group in Europe), qui fédère plusieurs laboratoires et instituts de recherche, a développé un test de mesure de la bioaccessibilité, fondé sur la physiologie digestive humaine [29]. Ce test UBM (Unified Barge Method, protocole unifié du groupe BARGE) consiste en une extraction séquentielle à deux phases (phase gastrique et phase gastro-intestinale). Pour chacune des phases, la composition de la solution extractante s'approche de celles des fluides digestifs. A l'issue du test, deux valeurs de bioaccessibilité sont obtenues : gastrique et gastro-intestinale.

Afin d'apprécier la variabilité des concentrations dans les sols et des expositions, 10 prélèvements ont été répartis sur la zone d'étude lors d'une campagne de prélèvements de sols complémentaires aux diagnostics effectuée en mai 2010. Les analyses de bioaccessibilité absolue gastrique et gastro-intestinale ont été réalisées par l'Ineris en utilisant le test UBM pour dix échantillons provenant des campagnes de mesures réalisées par HPC Envirotec sur les communes de Pont-Péan et Bruz. Les concentrations totales en plomb ont été caractérisées par ICP/MS ou ICP/AES après minéralisation des échantillons.

La bioaccessibilité gastrique en plomb variait de 24 à 80 % [30]. Neuf résultats de bioaccessibilité gastro-intestinale ont pu être déterminés ; la bioaccessibilité minimale était de 12 % et la maximale de 30 %.

3.3.1.3 Ingestion de sol et poussières

Les valeurs retenues pour l'ingestion de sol dans le guide publié en 2002 ont été jugées conservatrices par des publications ultérieures. Certains auteurs recommandent une approche par étape, en utilisant ces valeurs dans un premier temps puis, en fonction des résultats obtenus par les premiers calculs, d'utiliser des valeurs d'ingestion de sol moins conservatrices et plus proches de la réalité, notamment lors d'expositions chroniques [31].

L'InVS et l'Ineris préconisent l'utilisation de la distribution de valeurs pour l'ingestion de sol établie par Stanek qui semble la plus pertinente du fait de la meilleure qualité des données d'entrée [32,33]. Ainsi, la quantité de sol ingérée retenue était de 24 mg par jour en cas de consommation médiane et de 91 mg/j en cas de consommation importante.

3.3.2 Air

La concentration du plomb dans l'air est estimée correspondre à la pollution de fond en milieu rural soit moins de 0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [21]. Les concentrations de plomb dans l'air intérieur ont été fixées à 30 % des concentrations dans l'air extérieur, comme préconisé par IEUBK.

3.3.3 Eaux d'alimentation et apports alimentaires

3.3.3.1 Eaux d'alimentation

L'enquête en population a montré l'absence d'utilisation des eaux de puits pour la consommation.

Par ailleurs, les données de contrôles sanitaires réalisés par la Ddass d'Ille-et-Vilaine indiquent que l'eau distribuée à Pont-Péan et à Bruz par le réseau d'adduction d'eau potable ne présente pas de contamination en plomb (données internes ARS de Bretagne). La teneur en plomb retenue est maximisée à 1 µg/L ; elle correspond au dernier contrôle en date du 30 septembre 2008.

3.3.3.2 Apports alimentaires

Les apports alimentaires journaliers en plomb ont été estimés à partir de données locales et de données issues de la population française [34]. Pour cette partie, l'autoconsommation a été ici définie comme la consommation de végétaux provenant de la zone la plus proche de l'ancienne friche.

3.3.3.2.1 Non prise en compte de l'autoconsommation

En France, l'apport moyen en plomb *via* l'alimentation est estimé à 12,8 µg/j pour les enfants de 3 à 14 ans, et à 18 µg/j pour les adultes de 15 ans et plus [34]. La valeur de 12,8 µg/j a été retenue pour les scénarios ne prenant pas en compte l'ingestion d'aliments provenant du site.

3.3.3.2.2 Prise en compte de l'autoconsommation

Les pommes de terre et les légumes sont considérés comme les plus susceptibles d'intégrer le plomb. L'autoconsommation a pris en compte ces groupes d'aliments comme végétaux contaminés et cultivés à proximité du site.

L'autoconsommation a été considérée comme partielle ou totale pour les végétaux considérés. Le tableau 2 recense l'ensemble des paramètres qui ont servi à évaluer ces autoconsommations.

I Tableau 2 : Autoconsommation déclarée et fréquence d'autoconsommation selon le groupe d'aliments, Pont-Péan et Bruz, 2010 I

Groupe d'aliments	Légumes (hors pommes de terre)	Pommes de terre et apparentées
Autoconsommation déclarée sur l'année (%)	10,5	16
Nombre de mois d'autoconsommation	5	7
Concentration moyenne locale (mg/kg)	0,56	0,1
Concentration moyenne nationale (mg/kg)	0,015	0,005

Source : enquête populationnelle, données internes non publiées

Pour la période d'autoconsommation, la concentration locale moyenne retrouvée dans les végétaux a été pondérée par l'autoconsommation déclarée localement ; la concentration moyenne nationale a été appliquée au reste de l'année.

L'apport journalier en plomb était de 14,6 µg/j dans le cas d'une autoconsommation partielle et de 28,1 µg/j pour une autoconsommation en légumes et pommes de terre totale.

3.3.4 Autres sources de plomb

Les données concernant l'exposition professionnelle susceptible d'exposer les membres de la famille et le fait de résider dans un habitat ancien avec présence de peinture et canalisation au plomb n'ont pas été recueillies. Aucune autre source alternative de plomb n'a été prise en compte dans le modèle IEUBK.

3.3.5 Prise en compte du budget espace-temps

Le budget espace-temps représente le budget passé dans chacun des lieux différents au cours d'une journée. La prise en compte de ce budget est importante dans l'estimation des expositions au plomb des enfants de moins de 6 ans en raison du temps passé à l'extérieur du domicile et des concentrations en plomb qui y sont présentes, souvent différentes de celles du lieu d'habitation.

Les durées passées aux différents lieux de vie selon les milieux sont indiquées dans le tableau 3 en fonction de l'âge [35].

I Tableau 3 : Budget espace-temps selon l'âge (nombre d'heures moyenne par jour) [35] I

	Intérieur		Extérieur		Total jour
	Domicile	Autre	Domicile	Autre	
0-1 an	19	4	1	0	24
1-2 ans	15	4	4	1	24
2-3 ans	14	4	4	1	24
3-4 ans	14	4	4	1	24
4-5 ans	14	4	4	1	24
5-6 ans	14	4	4	1	24

Source : USEPA. *Child-specific exposure factors handbook*. 2008. Report N°: EPA/600/R-06/096F.

3.4 Sélection des scénarios d'exposition

Les plombémies ont été estimées chez les enfants de moins de 6 ans résidant au voisinage de la friche minière, qu'ils soient gardés ou non sur la zone d'étude pour les plus jeunes et allant à l'école dans l'une des deux communes concernées. Trois scénarios ont été envisagés pour chacune des deux zones d'exposition A et B :

1. scénario environnement et comportement moyens (S1A et S1B) : enfants vivant sur une zone moyennement contaminée (médiane des concentrations) ;

2. scénario environnement défavorable (S2A et S2B) : enfants vivant sur une zone fortement contaminée (95^e percentile des concentrations) ;

3. scénario comportement défavorable (S3A et S3B) : enfants vivant dans une zone moyennement contaminée et ingérant beaucoup de poussières et de particules du sol.

Il est important de noter la distinction entre les zones impactées (fortement, zone A ou moyennement zone B) et les niveaux de contamination (modérée, scénarios S1, et importante, scénarios S2).

Pour les personnes domiciliées sur la zone A, chez qui une consommation de produits locaux a été mise en évidence lors de l'enquête en population (données non publiées), deux scénarios supplémentaires ont été considérés en précisant l'autoconsommation :

- scénario alimentation basée sur des produits achetés et sur la consommation de produits des jardins (S4A partielle) ;
- scénario alimentation basée sur la consommation exclusive de produits des jardins (S4A totale).

Pour les scénarios « environnement moyen », la concentration en plomb dans les sols extérieurs retenue correspond à la médiane des concentrations mesurées. Le 95^e percentile était retenu pour les scénarios « environnement défavorable ». Les paramètres variables de chaque scénario sont également présentés sur le tableau 4.

I Tableau 4 : Paramètres intégrés dans le modèle IEUBK et variable selon le scénario I

	S1A	S1B	S2A	S2B	S3A	S3B	S4A partielle	S4A totale
Concentration en plomb dans le sol (mg/kg)	530	99	2040	227	530	99	530	530
Concentration en plomb dans les poussières (mg/kg)	371	69,3	1428	158,9	371	69,3	371	371
Ingestion de sol et poussière (g/j)	0,024	0,024	0,024	0,024	0,091	0,091	0,024	0,024
Apport alimentaire en Plomb (µg/j)	12,80	12,80	12,80	12,80	12,80	12,80	14,61	28,07

S1A : scénario environnement et comportement moyens - zone fortement contaminée (concentration supérieure à 200 mg/kg de Pb)

S1B : scénario environnement et comportement moyens - zone modérément contaminée (concentration inférieure à 200 mg/kg de Pb)

S2A : scénario environnement défavorable, comportement moyen – zone fortement contaminée

S2B : scénario environnement défavorable, comportement moyen – zone moyennement contaminée

S3A : scénario environnement moyen, comportement défavorable – zone fortement contaminée

S3B : scénario environnement moyen, comportement défavorable – zone moyennement contaminée

S4A partielle : autoconsommation partielle de légumes – zone fortement contaminée

S4A totale : autoconsommation totale de légumes – zone fortement contaminée

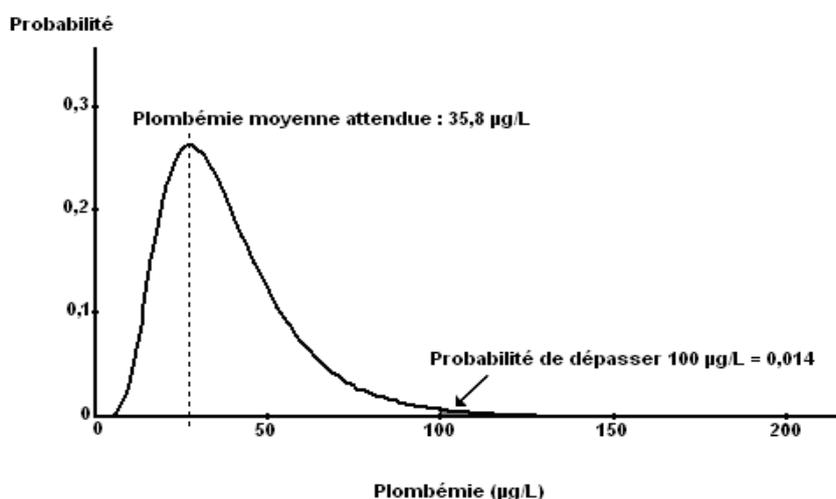
4 Résultats

La plombémie moyenne attendue ne dépasse jamais 100 µg/L même en cas de situation d'exposition forte. Les distributions indiquent toutefois que la probabilité de dépasser le seuil d'intervention individuel de 100 µg/L est de 1,4 % pour le scénario moyen contre 17,7 % en cas d'environnement défavorable et 16,0 % en cas de comportement défavorable (tableau 5 et figure 4).

I Tableau 5 : moyenne géométrique des plombémies attendues et probabilité de dépassements des 100 µg/L selon les différents scénarios d'exposition, Pont-Péan et Bruz, 2011 I

Scénario d'exposition	Moyenne géométrique (µg/L)	Probabilité de dépasser 100 µg/L (%)
Scénario « environnement et comportement moyen »		
Zone > 200 mg/kg de Pb (S1A)	35,8	1,4
Zone ≤ 200 mg/kg de Pb (S1B)	26,8	0,3
Scénario « environnement défavorable, comportement moyen »		
Zone > 200 mg/kg de Pb (S2A)	64,7	17,7
Zone ≤ 200 mg/kg de Pb (S2B)	29,5	0,5
Scénario « environnement moyen, comportement défavorable »		
Zone > 200 mg/kg de Pb (S3A)	62,7	16,0
Zone ≤ 200 mg/kg de Pb (S3B)	32,3	0,8
Scénario « autoconsommation de légumes »		
Partielle (S4A partielle)	38,7	2,2
Totale (S4A totale)	59,4	13,4

I Figure 4 : Densité de probabilité attendu chez les enfants de moins de 6 ans résidants dans sur une zone supérieure à 200 mg/kg, scénario moyen, Pont-Péan et Bruz, 2011 I



5 Discussion

Dans le cadre de la surveillance du dépistage du saturnisme infantile, la DT35 n'a reçu aucune déclaration de plombémie supérieure à 100 µg/L dans le secteur géographique de l'ancienne mine, de même le Centre antipoison et de toxicovigilance (CAPTV) de Rennes n'a reçu aucun signalement.

Malgré certains effets néfastes cités dans la littérature en dessous de 100 µg/L, le seuil d'intervention de 100 µg/L a donc servi de référence en tant que seuil réglementaire au regard de la prise en charge individuelle des enfants et/ou de la mise en œuvre d'un dépistage systématique; aucune autre valeur de gestion n'a été proposée à cette date. Toutefois, les estimations des moyennes géométriques de plombémies réalisées dans le cadre de cette étude sur les zones les plus contaminées sont supérieures au 95^e percentile (34,5 µg/L) de celles observées en population générale chez les enfants de 1 à 6 ans [36] ce qui justifie les recommandations reprises en conclusion en terme d'information, de sensibilisation aux mesures d'hygiène ou de diversification des sources d'alimentation auprès des populations sensibles concernées et la nécessaire vigilance des professionnels de santé du secteur. Les incertitudes liées à la modélisation des plombémies sont abordées par la suite.

5.1 Concentration dans l'air

La concentration en plomb retenue est basée sur des niveaux fixés au niveau urbain, soit 0,1 µg/m³. Cette valeur, considérée homogène et commune aux deux zones, a été retenue puisqu'il ne semble pas y avoir de rejet atmosphérique d'origine industrielle depuis la fermeture de la mine.

L'association Air Breizh, chargée de la surveillance de la qualité de l'air en Bretagne, indiquait une moyenne de 0,003 µg/m³ pour l'année 2009 au niveau de la station de mesure en site rural de Guipry, située à moins de 30 km de l'ancienne mine [37]. La majoration retenue n'influçait que faiblement la modélisation des plombémies (différence inférieure à 1 µg/L quel que soit le scénario).

5.2 Concentrations dans les sols et les poussières

Les estimations de plombémies sont basées sur les concentrations en plomb dans les sols issues des campagnes de prélèvements effectuées dans le cadre des diagnostics environnementaux [7,8] ; les prélèvements ont été réalisés selon un plan d'échantillonnage représentatif du contexte local. Ces sondages ont été réalisés à des profondeurs de 3 ou 30 cm, permettant le prélèvement des sols superficiels remaniés et non remaniés. Les deux zones prises en compte ont permis une hétérogénéité des scénarios.

La problématique étant d'évaluer l'impact de la pollution sur les populations riveraines, seuls les prélèvements réalisés sur les zones habitables ont été conservés. En prenant en compte les 14 prélèvements issus de terrains non habitables et non constructibles et situés en bordure de la friche sur la zone A la plus impactée, l'estimation moyenne des plombémies aurait été de 33,3 µg/L (vs 35,8 µg/L) pour le scénario « environnement moyen » et de 87,3 µg/L (vs 64,7 µg/L) pour le scénario « environnement défavorable ».

Les sols des pelouses et des potagers étaient contaminés ; certains jardins potagers et pelouses présentaient une concentration en plomb importante atteignant 1 800 mg/kg pour un jardin potager. Une hétérogénéité assez importante a été remarquée comme cela avait, aussi, été observé sur d'autres sites investigués [38] ; cela peut être lié à l'histoire et aux pratiques des habitants qui se servaient des déchets de la mine comme apport de terre pour leur jardins [1].

5.3 Apports alimentaires

En l'absence d'autres sources particulières, les apports alimentaires représentent la source majeure d'exposition.

L'apport alimentaire a été estimé à partir de données nationales et locales sur la concentration en plomb des végétaux et sur l'autoconsommation de produits locaux. L'hétérogénéité des modes d'alimentation de la population a été approchée par la constitution de scénarios supposant : alimentation composée de produits issus du marché national et de ceux produits dans les potagers en respectant l'autoconsommation locale ou alimentation en légumes exclusivement issus des potagers et du marché national pour le reste.

Aucun fruit n'a été prélevé lors des campagnes de prélèvements ; ils n'ont donc pas été pris en compte dans les scénarios s'intéressant à l'autoconsommation et ce, malgré une source d'apport alimentaire reconnue de 6,4 % [34]. Les valeurs retenues pour les apports journaliers en fruits et pour les autres groupes d'aliments correspondaient aux moyennes nationales.

S'agissant des légumes, du fait d'une technique ne permettant pas la détection d'une concentration inférieure à 0,1 mg/kg, les concentrations les plus faibles ont été maximisées. Les concentrations moyennes en légumes et en pommes de terre retenues ont probablement surestimé les apports en légumes et pommes de terre issus de la production locale. Enfin, les légumes ont été prélevés en mai et en septembre et n'étaient peut être pas représentatifs de l'ensemble de la production annuelle de légumes.

Les apports alimentaires n'ont pas été différenciés selon les âges, par manque de données. Pour les plus jeunes, cela pourrait avoir surestimé les apports alimentaires. Ainsi, la méthode utilisée suggérait que les enfants âgés entre 0 et 1 an ingéraient autant de plomb que les enfants âgés de 5 à 6 ans, alors que les résultats ont été obtenues en utilisant les apports journaliers en éléments toxiques des 3-14 ans [34].

Construit à partir des données issues de l'enquête populationnelle, le scénario basé sur une autoconsommation partielle semble être le plus adapté. En considérant l'autoconsommation issue de données nationales [39,40], l'apport alimentaire journalier en plomb augmente et la moyenne des plombémies atteint 39,8 µg/L. Ces données pourraient légèrement surestimer

les plombémies attendues puisqu'elles considèrent l'ensemble de la production issue des ménages, sans distinguer le lieu de production qui n'est pas nécessairement à proximité du domicile des ménages.

Par ailleurs, le scénario supposant une alimentation exclusivement basée sur des produits cultivés localement semble être très largement majorant et peu crédible puisque les données issues de l'enquête en population montraient qu'aucun foyer interrogé n'y faisait référence.

5.4 Estimation des plombémies attendues des enfants de moins de 6 ans

Le modèle pharmacocinétique IEUBK, utilisé pour évaluer la pertinence du dépistage du saturnisme infantile autour de sites industriels est le plus validé à ce jour [41,42]. Il requiert un certain nombre de paramètres pour lesquels il n'existe pas ou peu de valeurs françaises. S'il existe une spécificité française sur ces paramètres, elle n'a pas pu être prise en compte ; les valeurs étatsuniennes ont été gardées par défaut.

L'interprétation des différents résultats doit prendre en compte les éléments relatifs à la validation et l'utilisation du modèle. Des cas d'utilisation du modèle IEUBK ont déjà montré une surestimation des plombémies prédites par rapport à celles observées, notamment dans le cas de plombémies inférieures à 200 µg/L [43,44]. De plus, le modèle IEUBK a tendance à surestimer les plombémies sur des sites à l'arrêt depuis plusieurs années [45]. Dans le cas de l'ancienne mine de Pont-Péan, l'arrêt des rejets de plomb depuis plusieurs décennies et les niveaux modérés de contamination des sols font suspecter à la fois une surestimation des plombémies attendues et des probabilités de dépassement de 100 µg/L.

Toutefois, la concentration géométrique moyenne attendue pour les enfants riverains est supérieure, pour chaque scénario, à la concentration moyenne nationale qui est de 15,1 µg/L [36] ce qui traduit une exposition confirmée au plomb autour du site de l'ancienne mine. Une vigilance au cas par cas est donc indispensable en cas d'exposition individuelle particulière non identifiée dans l'étude.

6 Conclusion

Les plombémies moyennes attendues ne dépassent pas 100 µg/L pour aucun scénario. Cependant, les distributions des plombémies montrent que le dépassement des 100 µg/L serait possible ; la probabilité de dépassement serait de 0,003 pour le scénario le moins alarmant et de 0,177 pour le scénario le plus pessimiste. Toutefois, la plombémie est probablement surestimée en raison du modèle, calibré sur des sites en fonctionnement.

L'organisation d'un dépistage systématique ne permettrait probablement de dépister qu'un très faible nombre d'enfants. Il serait, dans le cas présent, 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. Au final, il n'apparaît pas pertinent d'organiser un dépistage systématique.

La présence d'une surexposition postindustrielle confirmée justifie toutefois 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.

Bien qu'il ne soit 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 ou en âge de procréer. Aussi, des actions d'information et d'éducation à la santé visant les familles avec de jeunes enfants de la zone d'étude devraient être poursuivies.

Références bibliographiques

- [1] Geoderis, BRGM. Concession de Pont-péan (35). Phase informative et aléa environnement. 2007.
- [2] Carfantan E. Réutilisation du site minier de Pont-Péan (35): Bilan de la pollution, réhabilitation et risques sanitaires résiduels. Mémoire d'ingénieur du génie sanitaire. Rennes: Ecole nationale de la santé publique; 2004.
- [3] Cire Ouest. Ancien site minier - Concession de Pont-Péan (35), Etat des lieux et propositions - Rapport au Ddass 35, mars 2009, 21 pp. 2009.
- [4] Géodéris. Concession de Pb-Zn-Ag de Pont-Péan (35). Synthèse de l'évaluation et de la cartographie des aléas liés à l'activité minière. Evaluation des risques résiduels. 2008.
- [5] Le Bris A. Contamination actuelle des terrains occupés par l'ancienne mine de plomb de Pont-Péan et des parcelles périphériques. Mémoire de technicien supérieur. Rennes: Ecole nationale de la santé publique; 1985.
- [6] Ineris. Principaux textes réglementaires en lien avec l'après-mine et pollutions minières potentielles impactant les milieux et les sols. 2007.
Disponible à partir de l'URL : http://www.ineris.fr/centredoc/INERIS_DRC-07-86106-09249C.pdf
- [7] HPC Envirotec. Mairie de Pont-Péan - Secteur de l'ancienne mine de Pont-Péan (35) - Diagnostic environnemental. 2009.
- [8] HPC Envirotec. Mairie de Bruz - Secteur de l'ancienne mine de Pont-Péan (35) - Diagnostic environnemental. 2010.
- [9] Ineris. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Plomb et ses dérivés. 2003.
Disponible à partir de l'URL : <http://www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/2832>
- [10] Expertise collective Inserm. Plomb dans l'environnement: quels risques pour la santé? 1999.
Disponible à partir de l'URL : <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/var/storage/rapports-publics/064000679/0000.pdf>
- [11] Fadrowski JJ, Navas-Acien A, Tellez-Plaza M, Guallar E, Weaver VM, Furth SL. Blood lead level and kidney function in US adolescents: The Third National Health and Nutrition Examination Survey. Arch Intern Med 2010 170(1):75-82.
- [12] Spector JT, Navas-Acien A, Fadrowski J, Guallar E, Jaar B, Weaver VM. Associations of blood lead with estimated glomerular filtration rate using MDRD, CKD-EPI and serum cystatin C-based equations. Nephrol Dial Transplant 2011 26(9):2786-92.
- [13] Fadrowski JJ, Navas-Acien A, Tellez-Plaza M, Guallar E, Weaver VM, Furth SL. Blood lead level and kidney function in US adolescents: The Third National Health and Nutrition Examination Survey. Arch Intern Med 2010 170(1):75-82.
- [14] Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst P, Bellinger DC, *et al.* Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. Environ Health Perspect 2005 113(7):894-9.

- [15] Jusko TA, Henderson CR, Lanphear BP, Cory-Slechta DA, Parsons PJ, Canfield RL. Blood lead concentrations < 10 microg/dL and child intelligence at 6 years of age. *Environ Health Perspect* 2008 116(2):243-8.
- [16] Klein M, Kaminsky P, Barbe F, Duc M. Saturnisme au cours de la grossesse. *Presse Med* 1994 23(12):576-80.
- [17] Ministère de la santé et des solidarités. L'intoxication par le plomb de l'enfant et de la femme enceinte: dépistage, prise en charge. 2006.
Disponible à partir de l'URL : www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/guide_depistage_saturnisme-2.pdf
- [18] Article R231-58-6, Code du travail, (2008).
Disponible à partir de l'URL : <http://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?cidTexte=LEGITEXT000006072050&idArticle=LEGIARTI000018512903&dateTexte=20120105>
- [19] EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). Scientific opinion on lead in food. *EFSA Journal* 2010 8(4): DOI : 10.2903/j.efsa.2010.1570
- [20] JECFA. WHO Technical report series - Evaluation of certain food additives and contaminants. 2011. Disponible à partir de l'URL : http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO_TRS_966_eng.pdf
- [21] InVS. Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb. Analyse de la pertinence de la mise en oeuvre d'un dépistage: du diagnostic environnemental à l'estimation des expositions. Saint-Maurice (France): Institut de veille sanitaire; 2002.
Disponible à partir de l'URL : http://www.invs.sante.fr/publications/rap_saturnisme_1101/rap_saturnisme_t1.pdf
- [22] InVS. Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb. Organisation des programmes de dépistage et évaluation de l'efficacité des mesures de réduction de l'exposition. Saint-Maurice (France): Institut de veille sanitaire; 2002.
Disponible à partir de l'URL : http://www.invs.sante.fr/publications/rap_saturnisme_1101/rap_saturnisme_t2.pdf
- [23] InVS. Erratum concernant le guide Dépistage du saturnisme autour des sources industrielles de plomb. Saint-Maurice (France): Institut de veille sanitaire; 2004.
Disponible à partir de l'URL : http://www.invs.sante.fr/publications/rap_saturnisme_1101/erratum_guide_depistage_saturnisme_t1.pdf
- [24] InVS. Mise à jour relative aux apports alimentaires concernant le guide Dépistage du saturnisme autour des sources industrielles de plomb. Saint-Maurice (France): Institut de veille sanitaire; 2006.
Disponible à partir de l'URL : http://www.invs.sante.fr/publications/rap_saturnisme_1101/apports_alimentaires.pdf
- [25] Syracuse Research Corporation. User's guide for the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children. 2007.
Disponible à partir de l'URL : <http://www.epa.gov/superfund/lead/products/ugieubk32.pdf>
- [26] White PD, Van LP, Davis BD, Maddaloni M, Hogan KA, Marcus AH, et al. The conceptual structure of the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children. *Environ Health Perspect* 1998 106 Suppl 61513-1530.
- [27] Ineris. Mesure de la bioaccessibilité du plomb pour l'homme à l'aide de 2 tests (IVG et RIVM) couplée à l'étude de la spéciation. Rapport n° INERIS-DRC-67649-01a. 2005.
Disponible à partir de l'URL : <http://www.ineris.fr/centredoc/bioaccess.pdf>

- [28] Ineris. Retour d'expérience sur les sites contaminés par le plomb: teneurs en plomb dans l'environnement des sites et confrontation des résultats d'évaluation détaillée des risques et des prédictions et/ou mesures de plombémies. Rapport n°INERIS-DRC-06-76011/DESP-R01a. 2006.
- [29] Denys S, Caboche J, Feidt C, Hazebrouck B, Dor F, Dabin C, *et al.* Biodisponibilité et bioaccessibilité des métaux et metalloïdes des sols pollués pour la voie orale chez l'homme - Définitions, protocoles de mesure et retour d'expérience international. *Environnement, Risques et Santé* 2009 8(5):433-8.
- [30] Ineris. Résultats des mesures de bioaccessibilité autour de l'ancienne mine de Pont-Péan et Bruz. 2010.
- [31] Ph.Glorennec. Explication et réduction de l'incertitude liée à l'ingestion de sol en évaluation des expositions environnementales. *Environnement, Risques et Santé* 4[4], 258-62. 2005.
- [32] Dor F, Denys S, Daniau C, Bellenfant G, Zeghnoun K, Dabin C, *et al.* Exposition des enfants par ingestion de sol et de poussières contaminés : quels choix pour les évaluations de risque ? *Communication orale. Ademe*; 2009.
- [33] Stanek EJ, Calabrese EJ, Zorn M. Soil ingestion distributions for Monte Carlo risk assessment in children. *Human and Ecological Risk Assessment* 2001 7(2):357-68.
- [34] Afssa. Etude individuelle nationale des consommations alimentaires 2 (Inca 2) 2006-2007. 2009. Disponible à partir de l'URL : <http://www.anses.fr/Documents/PASER-Ra-INCA2.pdf>
- [35] USEPA. Child-specific exposure factors handbook. 2008. Disponible à partir de l'URL : <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=199243>
- [36] Etchevers A, Lecoffre C, Le Tertre A, Le Strat Y, De Launay C, Berat B, *et al.* Imprégnation des enfants par le plomb en France en 2008-2009. *BEHWeb* 2010. DOI : http://opac.invs.sante.fr/index.php?lvl=notice_display&id=693
- [37] Air Breizh. Surveillance de la qualité de l'air en Bretagne - Bilan d'activités 2009. 2010. Disponible à partir de l'URL : http://airbreizh.asso.fr/uploads/media/Bilan_activites_2009.pdf
- [38] Cire Nord. Pertinence d'un dépistage du saturnisme et de mesures de l'imprégnation de la population en Cadmium sur le secteur de Mortagne-du-Nord. 2008. Disponible à partir de l'URL : http://opac.invs.sante.fr/doc_num.php?explnum_id=3436
- [39] Caillavet F, Nichele V. Autoconsommation et jardin - Arbitrage entre production domestique et achats de légumes. *Economie rurale* 250, 11-20. 1999.
- [40] Caillavet F, Lecogne C, Nichèle V. La consommation alimentaire: des inégalités persistantes mais qui se réduisent. In: Insee (dir.). *Cinquante ans de consommation en France*. 2009. p. 49-62.
- [41] Glorennec P, Declercq C. Performance of several decision support tools for determining the need for systematic screening of childhood lead poisoning around industrial sites. *Eur J Public Health* 2007 17(1):47-52.
- [42] Mushak P. Uses and limits of empirical data in measuring and modeling human lead exposure. *Environ Health Perspect* 1998 106. Suppl 6 1467-84.
- [43] 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. *Environ Res* 2000 82(1):33-45.

- [44] Biesiada M, Hubicki L. Blood lead levels in children: epidemiology vs. simulations. Eur J Epidemiol 1999 15(5):485-91.
- [45] Hilts SR. Effect of smelter emission reductions on children's blood lead levels. Sci Total Environ 2003 303(1-2):51-8.
- [46] Ineris. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Zinc et ses dérivés. 2005.
Disponible à partir de l'URL : <http://www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/2725>
- [47] Ineris. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Cuivre et ses dérivés. 2005.
Disponible à partir de l'URL : <http://www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/2752>
- [48] Ineris. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Cadmium et ses dérivés. 2005.
Disponible à partir de l'URL : <http://www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/2868>
- [49] Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food. The EFSA Journal (2009) 980, 1-139.
- [50] Durand C. SNSV. Étude d'imprégnation au plomb, au cadmium et à l'arsenic de la population de Viviez-Le Crouzet : synthèse des résultats et des conclusions. Saint-Maurice (France); 2011.
Disponible à partir de l'URL : <http://www.invs.sante.fr/Publications-et-outils/Rapports-et-syntheses/Environnement-et-sante/2011/Evaluation-de-l-exposition-a-des-sols-pollues-au-plomb-au-cadmium-et-a-l-arsenic-en-Aveyron>
DOI : http://opac.invs.sante.fr/index.php?lvl=notice_display&id=9926

Annexe 1 : Résultats des campagnes de prélèvements dans les sols

I Tableau 6 : Bruit de fond géochimique : concentrations (en mg/kg) en éléments trace dans les sols I

Élément trace	Local ^A	Local ^B	National ^C
	Etendue	Etendue	Etendue ^D
Arsenic	[4,1-13]	[30-45]	[1-25]
Cadmium	[<0,2-0,7]	-	[0,05-0,45]
Chrome	[19-27]	-	[10-90]
Cuivre	[16-24]	[15-25]	[2-20]
Mercure	[0,08-0,01]	-	[0,02-0,1]
Nickel	[15-21]	-	[2-60]
Plomb	[24-95]	[35-100]	[9-50]
Zinc	[73-220]	[80-180]	[10-100]

^A : HPC Envirotec, 2009

^B : BRGM, 2000

^C : INRA-ASPITET, 1997

^D : « Gamme de valeurs couramment observées dans les sols « ordinaires » de toutes granulométries »

I Tableau 7 : Résultats (mg/kg) des campagnes de prélèvement dans les sols, Pont-Péan et Bruz, 2009-2010 I

Élément trace	Min	P50	P75	P95	Max	Moyenne géométrique
Arsenic	3,8	7,9	11,5	17	20	8,3
Cadmium	<0,2	0,8	1,6	6,65	10	0,9
Chrome	13	21	25	32,6	330	22,1
Cuivre	6	16	26	52,6	110	18,9
Mercure	<0,05	0,07	0,105	0,275	0,63	0,1
Nickel	4,6	16	20	27,3	34	14,6
Plomb	12	140	395	1320	3800	174,9
Zinc	44	180	360	1360	1900	225,8

Annexe 2 : Autres polluants

Chrome et nickel

Pour le chrome, cinq valeurs dépassent la borne supérieure du bruit de fond géochimique local, dont une valeur très fortement anormale de 330 mg/kg relevée dans la cour de l'école de Pont-Péan, ce point ne présente par ailleurs aucune autre anomalie pour les polluants recherchés. Les autres valeurs varient de 30 à 34 mg/kg et restent proches du bruit de fond géochimique local et en tout état de cause à l'intérieur des bornes du bruit de fond géochimique national.

Pour le nickel, quatre valeurs dépassent la borne supérieure du bruit de fond géochimique local (24 à 33 mg/kg) mais restent à l'intérieur des bornes du bruit de fond géochimique national.

Zinc et cuivre

Pour le zinc et le cuivre, le bruit de fond géochimique local est sensiblement plus élevé que le bruit de fond national. Pour le zinc, environ 50% des valeurs mesurées dans le périmètre d'étude sont supérieures à la borne supérieure du bruit de fond géochimique local ; pour le cuivre, un quart des valeurs est supérieur à la borne supérieure du bruit de fond géochimique local.

Ces métaux, 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 biodisponibilité, devenir toxiques [46,47]. Cependant, 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 [38].

Arsenic, cadmium et mercure

D'autres métaux n'ont pas de fonction biologique reconnue et sont considérés comme des poisons. Leur toxicité est liée à leur accumulation dans l'organisme.

Pour l'arsenic, le 95ème percentile de la distribution des valeurs mesurées dans les sols du périmètre d'étude correspond à la borne supérieure du bruit de fond géochimique local ; deux valeurs dépassent cette borne mais restent dans la gamme de valeurs habituellement rencontrées dans les sols « ordinaires » de toutes granulométries.

Pour le mercure, 75 % des valeurs sont inférieures à la borne supérieure du bruit de fond géochimique local ; les valeurs maximales (0,6 mg/kg) sont mesurées dans les jardins privés investigués.

Le cadmium est plus mobile et est d'utilisation plus dispersée que le plomb ; les quantités contaminantes sont beaucoup plus faibles, mais sa toxicité est, en proportion beaucoup plus forte. 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) et contribue majoritairement à l'augmentation de la charge corporelle. L'absorption pulmonaire, au moins dix 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 (1 à 3 µg) [48]. 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. En 2009, l'European Food and Safety Authority a proposé une valeur révisée pour la dose hebdomadaire tolérable de 2,5 µg/kg de poids corporel/semaine [49].

La moyenne géométrique des concentrations en cadmium retrouvée dans les sols à Pont-Péan et Bruz était de 0,9 mg/kg associée à une concentration maximale de 10 mg/kg contre respectivement 14 mg/kg et 122 mg/kg à Mortagne-du-Nord et 27 mg/kg (médiane) et 180 mg/kg à Viviez [38,50]. Des mesures d'imprégnations avaient été proposées sur l'ancien site de Viviez. Les résultats montraient une sur imprégnation au cadmium par rapport à la population de référence chez les adultes mais elle n'était pas retrouvée chez les enfants ; une atteinte rénale avait été diagnostiquée chez 19 adultes. Pour l'ancienne mine de Mortagne-du-Nord, il n'apparaissait pas pertinent d'organiser un dépistage. Les concentrations retrouvées sur l'ancienne de Pont-Péan, bien que légèrement supérieures à celles du bruit de fond géochimique local, étaient plus de dix fois inférieures aux deux sites précités.

Estimation des plombémies infantiles de la population riveraine d'une ancienne mine, Pont-Péan et Bruz (Ille-et-Vilaine)

La Cire Ouest avait été sollicitée, fin d'année 2008, par la Direction départementale des affaires sanitaires et sociales d'Ille-et-Vilaine pour l'aider à analyser l'exposition des populations aux métaux présents dans les sols de l'ancienne mine du secteur de Pont-Péan et Bruz (Ille-et-Vilaine) et évaluer la pertinence d'investigations complémentaires.

Le présent rapport présente les résultats d'estimation des plombémies infantiles de la population riveraine de l'ancienne mine à partir d'une modélisation utilisant le modèle IEUBK développé par l'USEPA. Les paramètres du modèle ont pris en compte les nouvelles données environnementales obtenues sur les secteurs voisins de la mine en 2009 et 2010, les mesures de bioaccessibilité réalisées à partir d'échantillons de sol prélevés sur place, les résultats d'une enquête en population portant sur la part de consommation d'aliments autoproduits sur le secteur.

La plombémie moyenne de 100 mg/L, valeur d'intervention pour une prise en charge individuelle ou une mise en oeuvre de dépistage du saturnisme infantile, n'est jamais dépassée, quel que soit le scénario d'exposition envisagé.

La moyenne géométrique des plombémies estimées dans les zones où la concentration en plomb dans le sol dépasse 200 mg/kg est toutefois supérieure au 95^e percentile des plombémies observées au niveau national.

Le dépistage systématique n'est pas recommandé mais des actions d'information et d'éducation à la santé sur des règles d'hygiène simples doivent être poursuivies en direction des familles avec de jeunes enfants habitant ou s'installant sur le secteur.

Mots clés : sites pollués, plomb, exposition

Estimation of infant blood lead levels of the neighbouring population of an old mine, Pont-Péan and Bruz (Ille-et-Vilaine)

At the end of 2008, the Western Regional Epidemiological Unit (Cire Ouest) of the French Institute for Public Health Surveillance (InVS) was requested by the Ille-et-Vilaine district's health authorities to help them analyze population exposure to the presence of metals in soils from the former mining areas of Pont-Péan and Bruz (Ille-et-Vilaine), and assess the relevance of further investigation.

This report presents the results of estimated infant blood lead levels among the local population living around the former mine based on modelling using the IEUBK model developed by US-EPA. The model parameters considered new environmental data obtained from the neighbouring areas of the mine in 2009 and 2010, bio-accessibility measures made from soil samples collected on site, the results of a population survey on the proportion of self-produced foods in the area. The mean blood lead level of 100 mg/L is an intervention value for individual case management or implementation of screening for childhood lead poisoning. The estimated blood lead level never exceed this reference level, regardless of the exposure scenario studied.

The geometric mean of estimated blood lead levels in areas where the concentration of lead in soil exceeds 200 mg / kg is nevertheless higher than the 95th percentile of blood lead levels observed at the national level.

Systematic screening is not recommended, however, it is necessary to continue information and health education campaigns on simple rules of hygiene for families with young children living or settling in the area.

Citation suggérée :

Esvan M., Tillaut H., Demillac R. Estimation des plombémies infantiles de la population riveraine d'une ancienne mine, Pont-Péan et Bruz (Ille-et-Vilaine). Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2012. 30p. Disponible à partir de l'URL : <http://www.invs.sante.fr>

INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE

12 rue du Val d'Osne

94415 Saint-Maurice Cedex France

Tél. : 33 (0)1 41 79 67 00

Fax : 33 (0)1 41 79 67 67

www.invs.sante.fr