



COMMISSION SPÉCIALISÉE RISQUES LIÉS À L'ENVIRONNEMENT

**Plomb dans l'environnement extérieur.
Recommandations pour la maîtrise du risque**

Rapport du groupe de travail

1^{er} février 2021

Table des matières

1.	La saisine	3
2.	Groupe de travail.....	4
3.	Glossaire	5
4.	Effets du plomb sur la santé aux faibles doses	5
	Certains des effets du plomb sur la santé sont sans seuil de dose	5
	Population sensibles.....	9
	Valeurs de référence de la plombémie	10
	Seuil d’alerte pour les enfants de moins de 7 ans.....	10
	Seuil de vigilance pour les enfants de moins de 7 ans	12
	Valeurs de référence pour les enfants de 7 à 17 ans et pour les adultes	12
	Actions préconisées selon le seuil de la plombémie	13
	Conclusions.....	16
5.	Valeurs de gestion des concentrations de plomb dans l’environnement extérieur	17
	Rappel des valeurs de gestion proposées en 2014	17
	Conséquences du dépassement des valeurs de référence des concentrations de plomb dans les milieux	22
	Conclusions.....	23
6.	Stratégie des prélèvements pour la caractérisation de l’exposition environnementale au plomb	24
	Choix des points de prélèvements de poussières et/ou de sols	24
	Espaces intérieurs.....	25
	Espaces extérieurs.....	27
	Modalités des prélèvements de poussières et de sols.....	29
	Poussières intérieures et extérieures.....	29
	Sols meubles.....	30
	Analyse des échantillons de sols et de poussières	32
	Conclusions.....	32
7.	Concentration surfacique de plomb après travaux.....	35
	Conclusion	38
8.	Plomb en feuilles ou en plaques	39
	Avis du Conseil supérieur d’hygiène publique de France	40
	Pollution environnementale par les émissions à partir du plomb laminé des bâtis.....	43
	Etudes expérimentales	43
	Synthèse	44
	Plomb dans les eaux de ruissellement	45
	Synthèse	47
	Intoxication par le plomb laminé	47
	Synthèse	49
	Conclusions.....	49
	Recommandations.....	50
9.	Références.....	52
10.	Annexe.....	56

1. La saisine

La Direction générale de la santé (DGS) a saisi le Haut Conseil de la santé publique (HCSP), le 5 mars 2020, pour que l'avis rendu en 2014 sur les nouveaux objectifs de gestion de l'exposition environnementale au plomb [1] soit complété sur les points suivants :

1. Préciser les enjeux sanitaires individuels (pour un enfant) d'une intoxication au plomb au regard des niveaux de plombémie retenus de façon collective pour la déclaration obligatoire et le seuil de vigilance.
2. Sur la base des travaux de l'Anses [2], évaluer la pertinence de définir et le cas échéant, proposer des valeurs de gestion permettant de décliner les actions préventives et un éventuel dépistage.
3. Proposer une simplification des différentes valeurs de gestion de l'environnement, afin d'en faciliter l'appréhension par les pouvoirs publics et la compréhension par le grand public.
4. Préciser les modalités de la détermination de la teneur en plomb dans les milieux (sols meubles et poussières), en particulier quand plusieurs prélèvements sont disponibles pour un même lieu.
5. Apprécier l'opportunité et le cas échéant, actualiser l'avis du 23 avril 2003 du Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF), relatif à l'utilisation du plomb en feuilles ou en plaques dans la construction (habitat/établissements recevant du public).
6. Apprécier l'intérêt d'un abaissement du seuil réglementaire de la teneur en plomb dans les poussières après travaux, fixé actuellement à 1 000 $\mu\text{g}/\text{m}^2$, au regard des seuils fixés par le HCSP à 25 et 70 $\mu\text{g}/\text{m}^2$.

2. Groupe de travail

Anne BARBILLON, AgroParisTech

Aline COFTIER, unité Sites, Sols et Sédiments Pollués, BRGM

Florence BODEAU-LIVINEC, membre du groupe de travail permanent de la santé de l'enfant du HCSP, Ecole des hautes études en santé publique (EHESP)

Patrick BROCHARD, membre de la Commission spécialisée des risques liés à l'environnement (CSRE) du HCSP, CHU de Bordeaux

Anne ETCHEVERS, Santé publique France Ile-de-France

Robert GARNIER, Centre antipoison et de toxicovigilance de Paris (Hôpital Fernand Widal, Assistance publique - Hôpitaux de Paris), président du groupe de travail

Philippe GLORENNEC, Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique - Institut de recherches en santé-environnement et travail, UMR Inserm 1085

Jérôme LANGRAND, chef de service - Centre antipoison et de toxicovigilance de Paris

Agnès LEFRANC, chef du Service Parisien de Santé Environnementale, Ville de Paris

Nastaran MANOUCHEHRI, Directrice des études et de la pédagogie, Agroparistech

Fabien SQUINAZI, membre de la CSRE, ancien directeur du Laboratoire d'hygiène de la Ville de Paris

Nathalie VELLY, responsable d'unité Impact sanitaire et expositions, Ineris

Denis ZMIROU-NAVIER, président de la CSRE du HCSP

Yannick PAVAGEAU, secrétariat général du HCSP, coordinateur de la CSRE, a assuré le secrétariat scientifique du groupe de travail.

3. Glossaire

Bioaccessibilité : fraction d'une substance dans un sol ou un matériau du sol, libérée dans les sucs gastrointestinaux (humains) et donc disponible pour absorption. La bioaccessibilité dépend de la substance, de sa forme chimique (spéciation) et de la matrice. Elle peut donc être très variable pour une même substance.

Biodisponibilité : fraction d'une substance présente dans une matrice ingérée, qui atteint la circulation générale (circulation sanguine).

Mesure du plomb acido-soluble : méthode d'analyse qui consiste à simuler la solubilisation du plomb dans l'estomac pour ne mesurer que la fraction dissoute ; le plomb acido-soluble est une approximation du plomb bioaccessible.

Sols durs : Dans le cadre de ce travail, surface intérieure (parquets, carrelages, béton peints, linoleum, revêtements en PVC, tapis, moquette, jonc de mer, etc.) ou surface extérieure définie par une forte cohésion et liée par un liant (ex : terrasse, balcon, trottoir, voirie, bétons, goudrons, revêtements caoutchoutés...) constitués d'un matériau artificiel inerte et dur.

Sols meubles : Dans le cadre de ce travail, surface extérieure ou terre définie par une faible cohésion, qui est facile à travailler. Se dit d'une formation géologique dont les éléments ne sont pas liés entre eux par un ciment (graviers, sables, limons, vases, cendres volcaniques, etc.). Peut être directement accessible, ou éventuellement recouverte par des végétaux (pelouse par exemple).

4. Effets du plomb sur la santé aux faibles doses

Certains des effets du plomb sur la santé sont sans seuil de dose

De nombreuses études publiées au cours des trois dernières décennies ont établi l'existence d'effets du plomb sur la santé pour de faibles doses d'exposition [1, 3-5]. Lorsqu'on utilise la plombémie comme indicateur de la dose interne de plomb, le seuil à partir duquel certains de ces effets sont caractérisables a diminué, à mesure que s'améliorait la sensibilité du mesurage de la plombémie, que diminuaient les plombémies et que s'affinaient les méthodologies des études sur ces effets. Comme le

montre le tableau 1, la survenue de beaucoup d'effets sur la santé du plomb est aujourd'hui établie lorsque la plombémie est inférieure à 100 µg/L et même à 50 µg/L. Il est probable que la plupart de ces effets rapportés aux plus faibles doses soient, en fait, sans seuil de dose.

Ces effets critiques du plomb ne sont pas les mêmes chez les jeunes enfants et chez les adultes ou les adolescents :

- Chez les jeunes enfants (< 7 ans), les effets critiques pour lesquels les relations dose-réponse sont les mieux documentées sont les effets cognitifs : l'augmentation de la plombémie de 0 à 100 µg/L s'accompagne, en moyenne, de la perte de 5 à 7 points de quotient intellectuel (QI) ; au-delà de 100 µg/L, ce sont 2 à 3 points de QI qui sont perdus, en moyenne, pour chaque centaine de µg/L supplémentaire¹. A ces doses, l'augmentation de la plombémie est également associée à une augmentation du risque de troubles de l'attention. Les autres effets du plomb qui semblent sans seuil, dans cette classe d'âge, sont une diminution de l'acuité auditive et l'inhibition du développement staturo-pondéral [1, 3-5].
- Chez les adultes et les adolescents, la plupart des études publiées ne montrent pas d'effets cognitifs du plomb lorsque la plombémie est inférieure à 400 µg/L ; quelques études indiquent de discrètes altérations des performances intellectuelles entre 200 et 400 µg/L. Les seules études montrant de possibles troubles cognitifs chez des adultes, lorsque la plombémie est inférieure à 100 µg/L, sont transversales et conduites chez des personnes âgées : les effets neurotoxiques du plomb étant durables, il est possible que les résultats observés s'expliquent par le fait que les plombémies mesurées au moment de l'étude sous-estiment celles qui auraient été mesurables à une époque antérieure chez les mêmes individus [5-7]. En revanche, chez les adultes des effets cardiovasculaires sans seuil du plomb sont rapportés, qui ne sont pas documentés chez les enfants et les adolescents. De

¹ La perte d'un ou quelques points de QI n'a pas de signification à l'échelle individuelle, du fait de la faible amplitude de la variation relativement au QI et aussi de la variabilité inter- et intra-individuelle de la mesure de ce paramètre. En revanche à l'échelle d'une population, la chute du QI fait sens, même quand elle est de faible amplitude. Elle n'est pas en elle-même une maladie. En revanche, un QI inférieur à 70 définit le retard mental qui est une affection justifiant une prise en charge médico-sociale spécifique. Un facteur entraînant la perte d'un point de QI, chez les individus qui y sont exposés, implique que tous ceux dont le QI était compris entre 71 et 70 (environ 0,4 % de la population) rejoignent la cohorte des personnes atteintes de retard mental.

même, des effets toxiques rénaux du plomb sont établis chez l'adulte et l'adolescent pour des plombémies inférieures à 50 µg/L, alors qu'ils n'apparaissent qu'à des plombémies beaucoup plus élevées chez les jeunes enfants [3-5].

- Les effets cardiovasculaires du plomb, chez l'adulte, se manifestent sur la pression artérielle : plusieurs méta-analyses indiquent une augmentation d'environ 1 mm Hg de la pression artérielle systolique associée à un doublement de la plombémie, même quand celle-ci est inférieure à 50 µg/L [4, 5].
 - Plusieurs études indiquent que l'exposition au plomb est associée, chez l'adolescent et chez l'adulte, à une diminution du débit de filtration glomérulaire. Cet effet est décelable même lorsque la plombémie est inférieure à 50 µg/L : une augmentation de 10 µg/L de la concentration sanguine du plomb s'accompagne d'une chute du débit de filtration glomérulaire de 4 mL/min/1,73 m². De même, le risque de maladie rénale chronique augmente avec la plombémie chez l'adulte et l'adolescent ; cet effet est décelable pour des plombémies inférieures à 100 µg/L. Il est plus marqué chez les individus qui sont, par ailleurs, diabétiques ou hypertendus [3-5].
- Les femmes enceintes sont considérées comme une population sensible aux effets toxiques du plomb, parce que le plomb passe librement la barrière placentaire et que l'exposition in utero est responsable des mêmes effets cognitifs que l'exposition post-natale des enfants. Egalement, parce que l'exposition au plomb pendant la grossesse augmente le risque d'hypertension artérielle gravidique, même lorsque la plombémie est inférieure à 50 µg/L [1, 3-5].

Tableau 1 : Effets sur la santé du plomb : synthèse des données de la littérature [8]

Effets	Plombémie (µg/L)
Risque de décès, chez l'adulte Risque d'encéphalopathie sévère chez l'adulte	2000
Hépatite cytolytique Syndrome de Toni-Debré-Fanconi	1500
Risque d'intoxication mortelle, chez l'enfant Risque élevé d'encéphalopathie sévère, chez l'enfant Risque de neuropathie périphérique cliniquement évidente, chez l'adulte Colique saturnine	1000
Anémie Risque d'encéphalopathie sévère chez l'enfant Signes électriques de neuropathie périphérique décelables au niveau individuel	700
Elévation de l'ALA urinaire au-dessus de la valeur limite Douleurs abdominales et ralentissement du transit digestif Risque de néphropathie glomérulaire et tubulo-interstitielle (après exposition prolongée)	500
Troubles mentaux organiques avérés, chez l'adulte Risque d'encéphalopathie subaiguë, chez l'enfant Premiers signes d'atteinte tubulaire rénale Diminution du taux d'hémoglobine (anémie seulement au-delà de 700-800 µg/L)	400
Diminution des vitesses de conduction nerveuse Elévation de la ZPP Inhibition de la synthèse de la vitamine D Augmentation du délai nécessaire pour concevoir chez les hommes exposés Augmentation du risque d'avortement, en cas d'exposition pendant la grossesse	200
Altérations du spermogramme	100
Retard de la maturation sexuelle chez l'enfant Augmentation du risque de retard pubertaire Inhibition de l'ALAD Augmentation du risque d'hypertension artérielle gravidique	50
Troubles cognitifs, chez l'enfant Diminution de l'acuité auditive, chez l'enfant (preuves limitées chez l'adulte) Elévation de la pression artérielle et du risque d'HTA chez l'adulte Diminution du débit de filtration glomérulaire chez l'adulte et l'adolescent Augmentation du risque de maladie rénale chronique chez l'adulte Augmentation du risque de petit poids de naissance, en cas d'exposition in utero Inhibition du développement staturo-pondéral chez l'enfant	

ALA : Acide delta-aminolévulinique ; ALAD : déshydratase de l'ALA ; ZPP : protoporphyrine-zinc

Populations sensibles

Des effets du plomb sur la santé sont donc attendus, même à des faibles doses d'exposition, dans l'ensemble de la population exposée : chez les jeunes enfants, mais aussi chez les adolescents et les adultes. Cependant, la population la plus sensible aux effets des contaminations environnementales par le plomb est celle des jeunes enfants. Ils sont, en effet, plus exposés au plomb environnemental que les individus plus âgés, quel que soit le mode d'exposition considéré, car relativement à leur masse ou à leur surface corporelle, ils consomment plus d'aliments, boivent plus d'eau, ont un débit respiratoire plus élevé. La différence la plus importante concerne l'exposition au plomb présent dans la poussière des sols. Chez les jeunes enfants (de moins de 7 ans et surtout, de moins de 4 ans), le manuportage à la bouche de jouets, d'objets divers et des mains elles-mêmes (comportement main-bouche), est habituel. Pour l'ingestion de sols et de poussières qui en résulte l'US-EPA recommande l'utilisation des valeurs moyennes/médianes et hautes (assimilables aux 95^{èmes} percentiles) qui sont présentées dans le tableau 2 [9, 10].

Tableau 2 : Ingestion de sol et poussières extérieures et intérieures, selon l'US-EPA [9, 10].

Catégorie de personnes exposées	Valeur moyenne/médiane (mg/j)	Valeur haute (mg/j)
Enfants de moins de 6 mois	40	100
Enfants de 6 mois à 1 an	70	200
Enfants de 1 an	90	200
Enfants de 2 à 5 ans	60	200
Enfants de 6 à 11 ans	60	200
Individus de plus de 11 ans	30	100

Les grands enfants, les adolescents et les adultes peuvent aussi être fortement exposés au plomb des sols, quand ils ont des troubles du comportement ou des habitudes impliquant une forte ingestion de terre ou de poussière : pica, géophagie ou à un moindre degré, onychophagie. Les valeurs d'exposition proposées par l'US-EPA, en cas de pica ou de géophagie, sont respectivement de 1 000 et 50 000 mg/j [9, 10].

En cas d'exposition environnementale au plomb, les populations sensibles cibles du dépistage sont donc :

- les enfants âgés de moins de 7 ans, en particulier ceux âgés de 1 à 4 ans, parce qu'ils sont l'un des groupes à fort risque d'exposition au plomb de l'environnement et parce que certains des effets sur la santé du plomb, en particulier ses effets cognitifs, sont sans seuil dans cette population ;
- les individus plus âgés, s'ils ont un comportement (onychophagie, pica, géophagie...) susceptible d'être à l'origine d'une forte exposition au plomb du sol ou des poussières ou s'ils ont une activité professionnelle les exposants au plomb ;
- les femmes enceintes, à cause du risque d'hypertension artérielle gravidique et de celui de trouble cognitifs chez l'enfant exposé *in utero*, même aux faibles doses.

Valeurs de référence de la plombémie

Les valeurs de référence, recommandées par le HCSP en 2014 et partiellement reprises par la réglementation, sont fondées sur la distribution de la plombémie observée chez les enfants de 6 mois à 6 ans. Elles s'appliquent aux individus de cette classe d'âge, qui constitue la population cible pour le dépistage du saturnisme infantile. Les données, à présent disponible sur les distributions des plombémies des enfants de 7 à 17 ans et chez les adultes permettent de proposer également des valeurs de référence pour ces classes d'âge.

Seuil d'alerte pour les enfants de moins de 7 ans

Les enfants de moins de 7 ans constituent la population sensible la plus nombreuse et, dans cette population, les effets critiques du plomb sont les effets cognitifs. En 2014, le HCSP a proposé le seuil de 50 µg/L, pour la définition du saturnisme infantile, maladie à déclaration obligatoire dont la reconnaissance déclenche une enquête environnementale pour l'identification des sources de plomb à l'origine de la contamination de l'enfant et leur éradication [1]. Le choix de cette valeur n'était pas motivé par l'absence d'effet nocif attendu en-deçà. En effet, comme indiqué ci-dessus, plusieurs des effets sur la santé du plomb chez le jeune enfant sont sans seuil de dose (voir tableau 1). A titre d'exemple, la modélisation des relations dose-effet par l'EFSA, à partir des données de l'étude de Lanphear *et al.* [11] a produit une BMDL₀₁ (limite inférieure de l'intervalle de confiance de la plombémie associée à une perte d'un point de QI) de 12 µg/L [4].

Les motivations de la recommandation du HCSP étaient multiples :

- l'absence de seuil d'innocuité impliquait de retenir un seuil de plombémie aussi faible que raisonnablement atteignable pour définir le saturnisme infantile [1] et comme indiqué ci-dessus, en 2009, l'EFSA avait retenu une BMDL₀₁ de 12 µg/L [4];
- la concentration de 50 µg/L, correspondait approximativement au 98^{ème} percentile de la distribution de la plombémie dans l'étude Saturninf, conduite en 2008-2009 dans un échantillon représentatif des enfants âgés de 6 mois à 6 ans résidant en France métropolitaine [12] ; cela permet ainsi de renforcer l'action publique sur les 2 % d'enfants qui en ont le plus besoin ;
- les progrès analytiques réalisés en 10 ans (en particulier, ceux concernant la sensibilité et la variabilité du mesurage) rendaient possible de retenir une valeur plus faible que les 100 µg/L retenus 10 ans plus tôt pour la première définition du saturnisme comme maladie à déclaration obligatoire [1] ;
- l'augmentation estimée (du fait de l'abaissement à 50 µg/L du seuil de déclaration) du nombre de cas de saturnisme infantile impliquant une déclaration obligatoire et une enquête environnementale semblait matériellement gérable [1] ;
- par ailleurs, ce seuil de 50 µg/L était aussi celui retenu en 2012, par les Centers for disease control and prevention (CDC) américains, pour identifier les enfants les plus contaminés et déclencher les enquêtes environnementales, parce qu'il correspondait au percentile 97,5 de la distribution de la plombémie chez les enfants américains âgés de moins de 6 ans [13].

Ce seuil défini par le Haut Conseil de Santé Publique dans sa recommandation de 2014, sur la base de la distribution de la plombémie dans l'étude Saturninf, conduite en 2008-2009 dans un échantillon représentatif des enfants âgés de 6 mois à 6 ans résidant en France métropolitaine, a été repris par l'arrêté du 8 juin 2015 modifiant le modèle de la fiche de notification figurant à l'annexe 27 de l'arrêté du 22 août 2011 relatif à la notification obligatoire des maladies infectieuses et autres maladies mentionnées à l'article D. 3113-7 du code de la santé publique (CSP), comme le seuil définissant un cas de saturnisme de l'enfant mineur (50 µg/L).

Seuil de vigilance pour les enfants de moins de 7 ans

Dans sa recommandation de 2014, le HCSP préconisait aussi de retenir un seuil de 25 µg/L définissant un niveau de vigilance. Une plombémie de 25 µg/L, impliquait en effet la probable présence d'une source d'exposition au plomb dans l'environnement de l'enfant, car :

- dans l'enquête Saturninf, conduite en 2008-2009, dans un échantillon représentatif des enfants âgés de 6 mois à 6 ans, résidant en France métropolitaine, la moyenne géométrique et la médiane de la distribution étaient d'environ 15 µg/L, tandis que le percentile 90 était de 25 µg/L [12] ;
- la variabilité de la mesure de la plombémie pour des concentrations inférieure à 100 µg/L était d'environ 10 µg/L [14].

Ce seuil de vigilance de 25 µg/L, défini par le HCSP dans sa recommandation de 2014 sur la base de la distribution de la plombémie dans l'étude Saturninf, conduite en 2008-2009 dans un échantillon représentatif des enfants âgés de 6 mois à 6 ans résidant en France métropolitaine, figure dans l'instruction n° DGS/EA1/EA2/EA3/EA4/2016/283 du 21 septembre 2016 relative au dispositif de lutte contre le saturnisme infantile et de réduction des expositions au plomb. L'annexe 3 de l'instruction et la « Mise à jour du guide pratique de dépistage et de prise en charge des expositions au plomb chez l'enfant mineur et la femme enceinte » produite par le HCSP en 2018 précisent les actions à mettre en œuvre lorsqu'un enfant de moins de 7 ans présente une plombémie comprise entre 25 et 50 µg/L [8].

Valeurs de référence pour les enfants de 7 à 17 ans et pour les adultes

Les résultats des dosages chez les individus de plus de 6 ans résidant en France peuvent être interprétés par comparaison, avec les résultats de l'étude Esteban conduite en 2014-2016 dans des échantillons représentatifs des enfants âgés de 6 à 17 ans et des adultes de 18 à 74 ans résidant en France métropolitaine [15]. Les percentiles 90 et 98 de la distribution étaient d'environ 17 et 27 µg/L chez les enfants et 39 et 68 µg/L chez les adultes.

Actions préconisées selon le seuil de la plombémie

S'agissant des risques pour la santé, considérés au niveau de la collectivité et à celui de l'individu, les concentrations seuils de 50 et 25 µg/L de plomb dans le sang total, ne sont donc, ni l'une ni l'autre, des seuils d'innocuité.

Les fiches E et F de la « *Mise à jour du guide pratique de dépistage et de prise en charge des expositions au plomb chez l'enfant mineur et la femme enceinte* » précisent les modalités de la prise en charge individuelle des enfants de moins de 7 ans, en fonction de la plombémie (Tableaux 3 et 4) [8].

Tableau 3 : Modalités de suivi de la plombémie chez les enfants de moins de 7 ans (d'après fiche E [8])

Plombémie	Recommandations pour le suivi de la plombémie de l'enfant
< 25 µg/L	Absence de surexposition actuelle de l'enfant au plomb : pas de suivi systématique En cas de persistance du ou des facteurs de risque d'exposition au plomb (cf. fiche C) et seulement dans ce cas : <ul style="list-style-type: none"> - suivi de la plombémie tous les 6 à 12 mois jusqu'à l'âge de 6 ans, - information des parents sur les risques liés à l'exposition au plomb et sur les principales sources d'exposition (cf. fiches A et B)
25 à 49 µg/L	Dépassement du seuil de vigilance Pas de déclaration obligatoire Suivi de la plombémie avec un premier contrôle dans les 3 à 6 mois, puis tous les 6 à 12 mois jusqu'à 6 ans, si la plombémie reste supérieure à 24 µg/L ou s'il persiste des facteurs de risque d'exposition au plomb (cf. fiche C) Conseils hygiéno-diététiques (cf. fiche H) Information des parents sur les risques liés à l'exposition au plomb et sur les principales sources d'exposition (cf. fiches A et B) Repérage familial des autres enfants et des femmes enceintes
50-249 µg/L	Cas de saturnisme Déclaration obligatoire Enquête environnementale et suppression des sources d'exposition au plomb Après la 1 ^{ère} plombémie, contrôle à 3 mois puis tous les 3 à 6 mois selon l'évolution de la plombémie tant qu'elle est supérieure à 50 µg/L et/ou que la ou les sources d'exposition au plomb persistent, chez le mineur Conseils hygiéno-diététiques (cf. fiche H) Repérage familial des autres enfants et des femmes enceintes Recherche, prise en charge et prévention des troubles cognitifs, de l'attention et du développement staturo-pondéral (cf. fiche F)
250-449 µg/L	Diriger l'enfant, dans le mois suivant le prélèvement, vers un service pédiatrique spécialisé afin d'évaluer les complications éventuelles de l'intoxication et de discuter l'indication d'un traitement chélateur Déclaration obligatoire Enquête environnementale et suppression des sources d'intoxication Recherche, prise en charge de complications (cf. fiche F) Contrôle mensuel de la plombémie tant qu'elle est supérieure à 249 µg/L Conseils hygiéno-diététiques (cf. fiche H) Repérage et contrôle de la plombémie des autres enfants et des femmes enceintes exposés aux mêmes sources de plomb que l'enfant
≥ 450 µg/L	Adresser en urgence l'enfant à un service de pédiatrie spécialisé pour la mise en œuvre d'un traitement chélateur et pour le bilan des complications de l'intoxication Déclaration obligatoire Enquête environnementale et suppression des sources d'intoxication Repérage des autres enfants et des femmes enceintes exposés aux mêmes sources de plomb que l'enfant

Tableau 4 : Complications à rechercher avant l'âge de 12 ans (d'après Fiche F [8])

Quand rechercher ?	Que rechercher ?	Comment rechercher ?
Plombémie : 50-249 µg/L Systématiquement à l'interrogatoire et pendant toute la scolarité	Troubles de l'attention (TDA/H), de l'humeur, de concentration, du sommeil	Conduite à tenir en médecine de premier recours devant un enfant ou un adolescent susceptible d'avoir un trouble du déficit de l'attention avec ou sans hyperactivité (HAS, 2014).
	Troubles de la mémoire Diminution des performances intellectuelles	Se référer au guide « Difficultés et troubles des apprentissages chez l'enfant à partir de 5 ans » (SFP)
Plombémie : 250-399 µg/L Dans le mois suivant le prélèvement. Bilan en milieu hospitalier	Déficit en vitamine D	Dosage de la Vitamine 25(OH)D [N > 20 ng/mL (50 nmol/L)] Radiographie de l'abdomen sans préparation (avant supplémentation : pour éliminer la présence de plomb dans le tube digestif, la vitamine D, en augmentant l'absorption)
Plombémie : 400-699 µg/L Dans les jours suivant le prélèvement (risque de complication grave). Bilan en milieu hospitalier	Baisse de la synthèse l'hémoglobine	Hémogramme (recherchant une baisse du taux d'hémoglobine). Prendre en compte la carence martiale associée (dosage de la ferritine ou du fer sérique et coefficient de saturation de la sidérophiline)
	Atteinte rénale tubulaire ou glomérulaire	Recherche d'une protéinurie tubulaire (Retinol-Binding Protein urinaire ou alpha-1-microglobulinurie) Recherche d'une protéinurie glomérulaire (microalbuminurie).
Plombémie : ≥ 700 µg/L Urgence (risque de complication mortelle à court terme). Bilan (et traitement) en milieu hospitalier spécialisé	Encéphalopathie potentiellement mortelle ou susceptible d'être à l'origine de séquelles graves	Interrogatoire et examen : troubles de conscience, ataxie, convulsions, coma, œdème cérébral.

Conclusions

Certains des effets sur la santé du plomb sont sans seuil de dose. **Le seuil d'alerte de 50 µg/L et le seuil de vigilance de 25 µg/L ont été retenus dans les recommandations du HCSP, en 2014, car ils correspondaient approximativement au 98^{ème} et au 90^{ème} percentiles de la distribution de la plombémie chez les enfants de moins de 7 ans.** Le corollaire est que les valeurs de la plombémie déterminant la déclaration obligatoire et le seuil de vigilance doivent être régulièrement révisées, en fonction de l'évolution de la distribution de la plombémie, en particulier de ses percentiles 98 et 90. C'est ce que préconisait le HCSP en 2014, en recommandant une enquête nationale permettant de caractériser la distribution de la plombémie chez les enfants résidant en France, au moins tous les 10 ans [1]. La dernière date de 2008-2009 [12].

Même si les enfants de moins de 7 ans constituent le principal groupe à risque de forte exposition au plomb, du fait de leur comportement, en particulier de leur forte activité-main-bouche, les individus plus âgés qui ont également un comportement impliquant un fort risque de contamination par le plomb des poussières et/ou du sol (onychophagie, pica, géophagie...) devraient bénéficier d'un contrôle de leur plombémie. Des effets sans seuil de dose, en particulier des effets rénaux (Tableau 1) étant également documentés **chez les adolescents et les adultes, le dépassement des percentiles 98, soit respectivement les seuils arrondis de 30 µg/L chez les enfants de 7 à 17 ans et de 70 µg/L chez les adultes, doit être considéré comme une surexposition et faire rechercher les sources et les modes de contamination pour les traiter.**

Considérant le dépistage des surexpositions au plomb de l'environnement et de leur prise en charge, il est d'usage d'appliquer aux femmes enceintes les mêmes règles qu'aux jeunes enfants, car les risques de l'exposition *in utero* au plomb sont les mêmes pour l'enfant que ceux de l'exposition post-natale. En outre, l'exposition au plomb est associée à un risque augmenté d'hypertension artérielle gravidique. Cependant, à contamination environnementale égale, le risque de surexposition des femmes enceintes est bien plus faible que celui des jeunes enfants... à moins qu'elles n'aient elles-mêmes un comportement susceptible d'entraîner une surexposition.

Chaque individu présente une sensibilité propre et exprimera ou non les effets sanitaires décrits dans le tableau 1, ou les exprimera avec une intensité plus ou moins grande pour chaque tranche de plombémie. Les seuils de plombémie présentés dans ce tableau sont issus d'études conduites sur des groupes de population. Ils n'indiquent pas que tous les sujets présentant une plombémie donnée souffriront des manifestations cliniques, biologiques ou fonctionnelles qui sont décrites pour la tranche de plombémie correspondante. En revanche, la probabilité qu'ils les manifestent est d'autant plus forte que la plombémie est plus élevée.

Le Haut Conseil de la santé publique recommande que les personnes préoccupées par les effets du plomb sur leur santé, ou celle de leurs enfants, soient invitées à consulter leur médecin ou, en téléconsultation, les spécialistes des Centres de consultations de pathologies professionnelles et environnementales ou des Centre anti-poisons pour des conseils de soins ou de prévention adaptés à leur cas.

5. Valeurs de gestion des concentrations de plomb dans l'environnement extérieur

La présence d'un ou plusieurs cas d'enfants de moins de 7 ans avec une plombémie au moins égale à 50 µg/L indique, dans la plupart des cas, la présence d'une ou plusieurs sources de plomb dans l'environnement et implique règlementairement l'organisation d'enquêtes environnementales pour les identifier et les éradiquer, ainsi que la conduite d'une campagne de dépistage chez les individus de la même tranche d'âge séjournant sur le même site. Inversement, une contamination des milieux susceptible de conduire à une élévation de la plombémie jusqu'à 50 µg/L ou au-delà, devrait conduire à la mise en œuvre d'une campagne de dépistage chez les individus à risque élevé de contamination.

Rappel des valeurs de gestion proposées en 2014

Dans le rapport de 2014 du HCSP, les experts avaient calculé par modélisation, les concentrations du plomb dans différents milieux susceptibles d'entraîner une élévation de la

plombémie jusqu'à 50 µg/L, chez 5 % des enfants de moins de 7 ans fréquentant de façon régulière ces milieux [1]. L'outil utilisé pour cette modélisation était le modèle toxicocinétique IEUBK de l'US EPA [16]. Les concentrations du plomb dans les milieux, entraînant une élévation de la plombémie jusqu'à 50 µg/L avaient été ainsi caractérisées pour l'eau de boisson, pour les sols meubles extérieurs et pour les poussières intérieures, chacune individuellement, en considérant que les concentrations du plomb dans tous les autres milieux étaient alors à leur valeur médiane.

Tableau 5 : Paramètres de modélisation des plombémies pour la détermination des concentrations environnementales devant entraîner un dépistage du saturnisme infantile [1]

Paramètre	Médiane	P95	Source
Air (µg/m³)	0,007		BDQA
Alimentation (µg/j)	6 mois-3ans : 0,21 µg/kg/j 6-mois-1 an : 1,3 µg/j 1-2 ans : 2,5 µg/j 2-3 ans : 2,8 µg/j 3-7 ans : 0,42 µg/k/j 3-4 ans : 5,5 µg/j 4-5 ans : 5,7µg/j 5-6 ans : 7,4 µg/j 6-7 ans : 6,6 µg/j		Anses (2011)[17] Anses (2013) [18]
Eau du robinet (µg/L)	< 1 (arrondi à 1)		Lucas <i>et al.</i> (2012)[19]
Poussières intérieures déposées (µg/g de plomb total)	9,3 µg/m ² , soit 37 µg/g		Lucas <i>et al.</i> (2012)[19] Giovannangelo <i>et al.</i> (2007) [20]
Sols et poussières extérieurs (µg/g de plomb total)	27		Lucas <i>et al.</i> (2012) [19]
Plombémie de la mère (µg/L)	19		Falq <i>et al.</i> (2011) [21]
Quantité d'eau ingérée (L/j)	6-36 mois : 0,19 3-6 ans : 0,13	0,79 0,66	Fantino et Gourmet (2008) [22] Afssa (2009) [23]
Quantité de sol et poussières ingérées (g/j)	0,1	0,2 ²	US EPA (2011) [9]

² Percentile « élevé »

Le tableau 5 présente les valeurs médianes des paramètres utilisés pour la modélisation, ainsi que les percentiles 95 (correspondant aux 5 % de personnes les plus exposées) des quantités ingérées d'eau, de poussières intérieures, de poussières et de sol extérieur [1].

L'utilisation du modèle IEUBK impose de disposer des données de contamination des espaces intérieurs et extérieurs en $\mu\text{g/g}$ de poussière ou de sol. Concernant les poussières, en France, il est d'usage de caractériser les contaminations des sols durs en mesurant les concentrations surfaciques de plomb exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (tant dans les espaces intérieurs que dans les espaces extérieurs), après un prélèvement par lingette car reproduisant les contacts main-sol. Concernant les poussières intérieures déposées, les données utilisées pour la modélisation étaient issues de l'étude Plomb-habitat, adossée à l'étude Saturninf, au cours de laquelle 484 logements d'enfants âgés de 6 mois à 6 ans ont été investigués. La médiane de la concentration de plomb total dans les poussières intérieures était de $9,3 \mu\text{g}/\text{m}^2$, dans cette étude [19]. Pour la modélisation, cette concentration exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^2$ a été transformée en $\mu\text{g/g}$ de poussière, en utilisant les résultats d'une étude multicentrique européenne, indiquant que l'empoussièrement des sols des espaces intérieurs était en moyenne de $252 \text{ mg}/\text{m}^2$ [20]. Une telle transformation des concentrations surfaciques en concentrations massiques n'est pas possible pour les poussières des sols extérieurs, en raison de la très grande variabilité de l'empoussièrement des sols extérieurs [2, 24, 25].

Avec le modèle IEUBK et les valeurs des paramètres indiquées dans le tableau 4, les valeurs des concentrations de plomb dans les poussières des espaces intérieurs, dans les sols et les poussières extérieurs et dans l'eau, entraînant un risque d'atteindre ou dépasser la valeur seuil de $50 \mu\text{g}/\text{L}$ de la plombémie, pour 5 % des enfants âgés de 6 mois à 6 ans, sont respectivement de :

- $285 \text{ mg}/\text{kg}$ de poussière (soit environ $72 \mu\text{g}/\text{m}^2$ arrondis à $70 \mu\text{g}/\text{m}^2$, si l'empoussièrement moyen des sols des espaces intérieurs est de $252 \text{ mg}/\text{m}^2$) ;
- $275 \text{ mg}/\text{kg}$ de poussière extérieure ou de sol, arrondis à $300 \text{ mg}/\text{kg}$;
- $20 \mu\text{g}/\text{L}$ d'eau de boisson.

Toutes ces valeurs sont exprimées en plomb total (tableau 6).

Tableau 6 : Valeurs de contamination des milieux par le plomb devant conduire à la recherche de cas de saturnisme chez les enfants âgés de 6 mois à 6 ans [1]

	Poussières et sols extérieurs	Poussières des espaces intérieurs	Eau de boisson
Concentration entraînant un dépassement du seuil de 50 µg/L chez environ 5 % des enfants	300 mg/kg	70 µg/m ² 300 mg/kg	20 µg/L

Ces valeurs sont exprimées en plomb total

Des valeurs de référence correspondant à un risque de dépassement du seuil de vigilance de 25 µg/L de la plombémie pour 5 % des enfants âgés de moins de 7 ans ont également été proposées par le HCSP pour les poussières et sols extérieurs et pour les poussières des espaces intérieurs. Elles sont indiquées dans le tableau 7.

Tableau 7 : Valeurs de contamination des milieux par le plomb correspondant à un risque de dépassement du seuil de vigilance de 25 µg/L chez 5 % des enfants âgés de 6 mois à 6 ans [1]

	Poussières et sols extérieurs	Poussières des espaces intérieurs
Concentration entraînant un dépassement du seuil de 25 µg/L chez environ 5 % des enfants	100 mg/kg	25 µg/m ²

Ces valeurs sont exprimées en plomb total

Les experts du groupe de travail du HCSP considèrent qu'une réévaluation des concentrations de référence présentées dans les tableaux 6 et 7 n'est pas justifiée, car le modèle utilisé pour leur production est toujours valide et les valeurs des paramètres de modélisation (tableau 5) n'ont pas significativement changé.

Il faut souligner que ces valeurs de référence dans les milieux ont été produites en considérant que par défaut, la biodisponibilité du plomb de l'environnement était de 50 %, valeur retenue par défaut dans le modèle IEUBK. La biodisponibilité du plomb présent dans l'environnement étant très variable, il est recommandable de l'évaluer spécifiquement, chaque fois que c'est possible. La fraction biodisponible du plomb est celle qui est réellement absorbée ; elle n'est pas mesurable en routine. La fraction bioaccessible en est une approximation acceptable : c'est la fraction mise en solution et absorbable dans le tube digestif ; elle surestime la fraction biodisponible. La méthode de référence pour la détermination de la fraction bioaccessible est la méthode BARGE, qui a été validée in vivo

[26]. Elle est assez lourde à mettre en œuvre. La détermination de la fraction dite « acido-soluble » du plomb en est un substitut acceptable, moins onéreux et très bien corrélé à la méthode BARGE [27].

Les concentrations de plomb dans les milieux conduisant à un dépassement des plombémies de 50 et 25 µg/L indiquées dans les tableaux 6 et 7 sont exprimées en plomb total. En France, traditionnellement, le plomb a été jusqu'à présent dosé dans les poussières après extraction acido-soluble, telle que préconisée par la norme NF X 46-032. Pour la comparaison aux valeurs de référence présentées dans les tableaux 6 et 7, il est nécessaire de disposer de la concentration en plomb total. Une étude a établi que la fraction acido-soluble du plomb dans les poussières intérieures en France métropolitaine est peu variable et majoritairement comprise entre 70 et 90 % [28]. Ainsi lorsqu'on ne dispose que de la mesure du plomb acido-soluble dans les poussières intérieures, les experts du HCSP considèrent qu'il est acceptable, sauf cas particuliers, d'en déduire la concentration en plomb total (pour la comparaison avec les valeurs de référence des tableaux 6 et 7) en appliquant un facteur multiplicatif de 1,25. S'agissant du plomb des espaces extérieurs, l'utilisation systématique de ce même facteur correctif n'est pas acceptable, car la bioaccessibilité du plomb dans les sols extérieurs est très variable.

Les valeurs de référence pour les milieux qui ont été produites par modélisation ne sont pas très protectrices, puisque pour déterminer, pour un milieu donné, la valeur de la concentration de plomb entraînant un risque de dépassement du seuil de référence de la plombémie par 5 % des personnes exposées, c'est la médiane qui est retenue pour tous les autres paramètres du modèle. Ainsi, ces valeurs ne tiennent pas compte des surexpositions qui peuvent survenir si les enfants sont simultanément exposés à d'autres sources de plomb (par exemple via la voie alimentaire). La concomitance de la contamination de plusieurs milieux (espaces intérieur et extérieur, eau), doit inciter à une approche spécifique, puisque la valeur d'alerte pour un milieu spécifique a été calculée en utilisant la valeur médiane des autres paramètres.

Conséquences du dépassement des valeurs de référence des concentrations de plomb dans les milieux

Lorsque les concentrations moyennes dans les milieux dépassent les valeurs indiquées dans le tableau 6, le HCSP, dans son avis de juin 2014, recommande que soit réalisé un dépistage du saturnisme dans la population des enfants de moins de 7 ans et chez les femmes enceintes ou envisageant une grossesse dans les 6 mois.

En effet, le dépassement de la valeur de référence (devant conduire à un dépistage) de la concentration du plomb dans un milieu indique un risque d'atteinte du seuil de $50 \mu\text{g/L}$ de la plombémie par une fraction de la population exposée (5 % des enfants de moins de 7 ans). Elle justifie d'en informer les personnes concernées (ou leur entourage quand il s'agit d'enfants), de leur prodiguer les conseils hygiéno-diététiques propres à limiter les contaminations et de proposer un dépistage (un dosage de la plombémie) aux personnes à risque élevé de surexposition : enfants de 6 mois à 6 ans et individus plus âgés quand leur comportement implique des contacts main-bouche répétés.

Si elles n'ont pas un comportement impliquant des contacts main-bouche répétés, les femmes enceintes ne sont pas prioritaires pour le dépistage. Si un dépistage révèle des cas de saturnisme infantile et/ou d'élévation de la plombémie au-delà de $30 \mu\text{g/L}$ (98^{ème} percentile de la distribution) chez un ou plusieurs enfants de 7 à 17 ans ou supérieure à $70 \mu\text{g/L}$ (98^{ème} percentile de la distribution) chez un ou plusieurs adultes séjournant habituellement sur le même site, il devrait être proposé à toutes les femmes résidant sur le même site et enceintes ou désireuses de commencer prochainement une grossesse de contrôler leur plombémie. En effet, elles n'ont pas un risque élevé de se contaminer par le plomb de l'environnement, mais lorsqu'elles se contaminent des effets délétères sont attendus, sur la grossesse et sur l'enfant à naître.

Le dépassement des valeurs de référence dans un milieu n'indique pas nécessairement qu'une intervention soit nécessaire pour y diminuer la concentration de plomb. Inversement, une concentration inférieure à la valeur de référence n'est pas une garantie absolue de l'absence de risque de contamination, ce dernier étant fortement dépendant des comportements individuels.

Conclusions

Les concentrations de plomb dans les milieux conduisant à un dépassement des plombémies de 50 et 25 µg/L sont indiquées dans le tableau 8. Quel que soit le milieu concerné, les concentrations sont exprimées en plomb total. En France, traditionnellement, le plomb a été jusqu'à présent dosé dans les poussières après extraction acido-soluble, telle que préconisée par la norme NF X 46-032. Pour la comparaison aux valeurs de référence présentées dans le tableau 8, il est nécessaire de disposer de la concentration en plomb total (voir chapitre 6). Une étude a établi que la fraction acido-soluble du plomb dans les poussières intérieures en France métropolitaine est peu variable et majoritairement comprise entre 70 et 90 % [28]. Ainsi, lorsqu'on ne dispose que de la mesure du plomb acido-soluble dans les poussières intérieures, les experts du HCSP considèrent qu'il est acceptable, sauf cas particuliers, d'en déduire la concentration en plomb total (pour la comparaison avec les valeurs de référence du tableau 8), en appliquant un facteur multiplicatif de 1,25. S'agissant du plomb des espaces extérieurs, l'utilisation systématique de ce même facteur correctif n'est pas acceptable, car la bioaccessibilité du plomb dans les sols extérieurs est très variable.

Tableau 8 : Concentrations de plomb total dans les milieux entraînant un dépassement des plombémies de référence chez 5 % des enfants [1].

	Poussières extérieures	et sols	Poussières des espaces intérieurs	Eau de boisson
Concentration entraînant un dépassement du seuil d'action rapide de 50 µg/L chez 5 % des enfants	300 mg/kg		70 µg/m ² 300 mg/kg	20 µg/L
Concentration entraînant un dépassement du seuil de vigilance de 25 µg/L chez 5 % des enfants	100 mg/kg		25 µg/m ²	

Le seuil de 50 µg/L de la plombémie entraîne, quand il est atteint chez un sujet mineur (< 18 ans), la déclaration obligatoire du cas et déclenche une enquête environnementale, ainsi que des mesures collectives et individuelles propres à supprimer ou réduire à un niveau acceptable l'exposition au plomb.

Le seuil de 25 µg/L, quand il est atteint, indique la probable existence d'une ou plusieurs sources d'exposition au plomb dans l'environnement d'un enfant de moins de 7 ans, ce qui justifie une information des familles sur les dangers du plomb et les sources usuelles

d'exposition, ainsi qu'une surveillance de la plombémie et des conseils hygiéno-diététiques visant à diminuer l'exposition.

6. Stratégie des prélèvements pour la caractérisation de l'exposition environnementale au plomb

La principale voie d'exposition au plomb de l'environnement général, hors alimentation, est aujourd'hui, en règle générale, l'ingestion [2] [29]. En conséquence, les prélèvements pertinents sont ceux de poussières sur les surfaces dures et ceux de la couche superficielle des sols meubles couverts ou non de végétation.

Le sujet de la contamination éventuelle des végétaux par un sol pollué en plomb et l'exposition alimentaire qui peut en découler ont volontairement été exclues du champ traité dans ce document. Cependant, si cette voie d'exposition s'avérait pertinente, des prélèvements et analyses des végétaux consommés seraient à envisager : leurs modalités pourraient alors s'appuyer sur celles préconisées par le « Guide d'échantillonnage des plantes potagères dans le cadre des diagnostics environnementaux » [30] et par le « Guide relatif aux bonnes pratiques quant à la préparation et à l'analyse de polluants des végétaux consommables dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires dans le contexte des sites et sols pollués » (Ineris, publication prévue en 2021).

Dans les rares cas où une activité récréative ou professionnelle remettrait en suspension des poussières déposées, il conviendrait de réaliser aussi des prélèvements atmosphériques, pour prendre en compte l'absorption respiratoire [2].

Le passage transcutané du plomb inorganique est très faible et ne nécessite pas d'être pris en compte [29].

Choix des points de prélèvements de poussières et/ou de sols

La contamination des individus résultant, hors circonstances d'ingestion accidentelle d'objets contenant du plomb, de celles de leurs mains et/ou des objets qu'ils sont susceptibles de porter à leur bouche, le choix des sites pertinents pour y faire des prélèvements de poussières et de sols est guidé par la fréquentation potentielle et la durée du contact des mains avec les points de prélèvements. Par conséquent, il est inutile de réaliser un prélèvement de poussières ou de sol en un point où le contact des mains est

improbable ou exclu (trottoir d'une grande ville, surface d'un espace intérieur ou extérieur hors de la portée des mains).

En pratique, le choix des points de prélèvements sera différent, selon l'environnement visé (intérieur ou extérieur), la nature du sol (dur ou meuble) et selon qu'il s'agit de caractériser l'exposition chronique d'un individu ou d'identifier des sources d'exposition sur un site particulier.

Espaces intérieurs.

Dans les espaces intérieurs, la mesure du plomb total et/ou du plomb acido-soluble peut être réalisée dans des prélèvements surfaciques de poussières. La mesure du plomb acido-soluble dans les prélèvements de poussières telle que préconisée par la norme NF X 46-032 a pour objectif de simuler la solubilisation du plomb ingéré dans le suc gastrique, en d'autres termes, de prendre en compte la bioaccessibilité du plomb de l'échantillon analysé. Il s'agit donc, théoriquement, un complément d'information utile pour l'évaluation des risques pour la santé. Les valeurs de référence dans les milieux (voir chapitre 5) sont exprimées en plomb total. En pratique, la bioaccessibilité du plomb (telle qu'évaluée par le rapport des concentrations du plomb acido-soluble et du plomb total) est peu variable et élevée (70-90 %) dans les poussières des espaces intérieurs [28]. Aussi, quand c'est le plomb acido-soluble et non le plomb total qui a été mesuré dans les poussières intérieures, **aux fins de comparaison avec une valeur de référence exprimée en plomb total, le HCSP recommande d'appliquer aux valeurs exprimées en plomb acido-soluble un facteur multiplicatif de 1,25.**

S'agissant des prélèvements de poussières intérieures, pour caractériser l'exposition d'un individu³, ce sont les locaux qu'il fréquente et, dans ces locaux, les surfaces qu'il a l'habitude de toucher ou de sucer qui seront sélectionnées.

La variabilité potentielle des concentrations de plomb dans un même local rend souhaitable la multiplication des prélèvements. En effet, les niveaux de plomb dans les poussières en un point donné dépendent de multiples facteurs : présence de sources de plomb à proximité, transfert des poussières via les usages des locaux (lieux de passage...), pratiques de

³ Si on cherche à générer ou valider des hypothèses d'apport de plomb par certaines sources, on peut s'écarter de la logique d'un lieu de prélèvement représentatif de l'exposition³¹. Santé publique France. *Guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant mineur. 2ème version, 2020.* Saint-Maurice: Santé publique France; 2020. 103 p.

nettoyage... Deux prélèvements (réalisés sur une surface « de largeur minimale de 15 cm pour délimiter une surface d'environ 0,1 m² à échantillonner » en se référant à la norme NFX 46 032), faits dans la même pièce, peuvent ainsi donner des résultats très différents.

En conséquence, **la réalisation d'un seul prélèvement dans un logement n'est pas suffisante**. *A contrario*, la réalisation de nombreux prélèvements est longue et l'analyse coûteuse. Pour la fixation du nombre d'échantillons et de leurs emplacements, il sera tenu compte de la variabilité attendue du résultat, en fonction notamment de la nature et de la rugosité des supports, des usages des locaux et des pratiques de nettoyage. Si des prélèvements sont réalisés dans un logement, trois échantillons sont un minimum [31]. Il n'existe aucun élément quantifié sur le nombre de prélèvements susceptibles de rendre compte de la variabilité pouvant exister au sein d'une même pièce, ni sur les facteurs susceptibles d'influencer cette variabilité. Toutefois, dans l'attente d'expertises complémentaires dont le HCSP recommande la réalisation par les institutions compétentes :

- **Dans les logements, il est recommandé d'effectuer au moins un prélèvement par pièce fréquentée par l'enfant.**
- **Dans les locaux à usage collectif, chaque pièce fréquentée par les enfants doit être investiguée. Il est proposé que le nombre de prélèvements par pièce dans ces locaux soit d'au moins un dans les pièces de moins de 25m². Pour les pièces de plus grande taille, il est proposé d'augmenter le nombre de prélèvements, en adaptant leur nombre et leur localisation, en fonction de l'hétérogénéité suspectée (fréquence des nettoyages, usages de la pièce, présence de sources de plomb dans la pièce ou à proximité, sites de passage – en particulier de l'extérieur vers l'intérieur - ...) et en privilégiant les sites où les enfants sont plus fréquemment susceptibles d'avoir des contacts main-sol.**

Dans le choix du point de prélèvement, on s'assurera que la surface à prélever ne contient pas des éléments grossiers susceptibles de fausser le résultat.

Le prélèvement de surfaces lisses (linoléum, carrelage) présente une meilleure reproductibilité que celle des surfaces rugueuses (parquet, béton) ou de surfaces telles que moquettes ou tapis. Néanmoins, pour un local donné, en cas de revêtements de natures

différentes avec lesquels le contact des mains est fréquent, il est recommandé qu'un échantillon soit prélevé pour chacun des différents types de surface.

La contamination d'une pièce ou d'un site est caractérisée par la moyenne des concentrations mesurées dans cette pièce ou sur ce site. Il convient de noter que l'utilisation de la moyenne arithmétique revient à attribuer une durée d'exposition équivalente à chacun des points de prélèvement de la pièce et/ou à chacune des pièces d'un logement ou des locaux d'un site.

Espaces extérieurs

Dans les espaces extérieurs, les mesurages possibles pour la caractérisation de l'exposition environnementale au plomb sont de deux types :

- prélèvements surfaciques de poussières sur les sols durs.
- prélèvements de sols meubles. La profondeur sur laquelle ces prélèvements doivent être réalisés dépend des usages (contacts avec la surface du sol vs. usage entraînant le contact avec des couches plus profondes), ainsi que des remaniements possibles des sols.

En pratique, **les concentrations surfaciques ne peuvent être utilisées pour la caractérisation des risques sanitaires associés à la contamination des espaces extérieurs par le plomb.** Il n'existe pas actuellement de valeurs de référence pour les concentrations surfaciques de plomb dans ces milieux (voir chapitre 5) et, en l'état de la normalisation, des méthodes de prélèvement et d'analyse. Compte tenu de la très grande variabilité de l'empoussièrement en extérieur, il n'existe pas de moyen de conversion des résultats obtenus par prélèvement surfacique par lingette à l'extérieur ni des valeurs de référence massiques figurant dans le présent avis (chapitre 5). Les pistes de progrès envisageables sont conformément aux recommandations de l'Anses [2] :

- la réalisation d'une étude pilote permettant de décrire précisément une méthode de prélèvement par lingette, avec mesures conjointes des masses de plomb par unité de surface ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) et par unité de masse de poussière ($\mu\text{g}/\text{g}$) et
- l'harmonisation des pratiques de laboratoire (pouvant conduire, à plus long terme, à des travaux de normalisation) en prenant notamment en compte : la qualité et la

taille de la lingette, la pesée d'un lot de lingettes préalablement séchées, la maîtrise de l'humidité ambiante dans les laboratoires...

Les prélèvements surfaciques restent cependant d'un grand intérêt pour comparer divers sites entre eux ou les niveaux observés sur un site à la distribution des concentrations mesurées dans le même type de site ou encore, pour évaluer l'efficacité d'une opération de nettoyage et plus généralement pour le suivi longitudinal de la contamination d'un site.

S'agissant des sols meubles, quand il s'agit de caractériser l'exposition d'un individu, ce sont aussi les zones d'un site qu'il fréquente et dans ces zones, les surfaces qu'il a l'habitude de toucher ou de sucer qui seront sélectionnées : par exemple, dans une aire de jeu, les zones comportant des surfaces de contact avec la bouche ou les mains ; dans un jardin public, la partie d'allée ou de pelouse où les jeux se déroulent, la jardinière ou le potager où des activités de jardinage sont pratiquées ; etc.

Si l'objectif est d'estimer si la fréquentation d'un espace doit amener à préconiser un dépistage, l'ensemble des lieux fréquentés doit être échantillonné avec une densité de prélèvement proportionnée à leur fréquentation (en durée et en nombre d'individus).

Pour évaluer l'exposition directe à de la terre sur les lieux de jeux des enfants, il faut identifier précisément ces lieux de jeux, ainsi que leur fréquentation. On recherchera préférentiellement les zones où la terre est nue ou peu couverte, le contact avec de la terre étant très limité sur une pelouse ayant un fort coefficient de couverture végétale.

Il convient de définir les différentes zones à caractériser considérées comme présentant une certaine homogénéité en termes de types de sol, de fréquentation et d'usage (pelouse, potager, allée, bac à sable, etc.).

La variabilité des concentrations de plomb mesurables simultanément dans une même zone rend souhaitable la multiplication des prélèvements.

Concernant les sols meubles, en reprenant les préconisations du Guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme chez l'enfant mineur, 2^{ème} édition [31] : « *On réalisera sur chaque zone un échantillon composite, car les teneurs en plomb des sols peuvent fortement varier d'un point de prélèvement à l'autre et [cela] permet de réduire les coûts d'analyses. Cet échantillon est composé d'un nombre suffisant de prélèvements*

élémentaires qui sont ensuite mélangés. L'objectif est que l'échantillon composite envoyé pour analyse au laboratoire soit représentatif du niveau moyen de concentration en plomb du sol dans la zone et dans la couche d'épaisseur qui a été choisie. Le nombre d'échantillons élémentaires constituant l'échantillon composite peut être variable selon la surface et l'hétérogénéité de la zone à échantillonner. À moins d'avoir des informations précises sur le comportement des personnes fréquentant le lieu à échantillonner on choisira les points de prélèvements élémentaires de façon aléatoire. Si la surface est importante, on pourra adopter une des techniques de choix aléatoire des points de prélèvement exposées dans le document du BRGM « protocole d'échantillonnage des sols urbains pollués par du plomb » [32]. Dans la pratique, le choix aléatoire des points de prélèvements élémentaires pourra se faire « au jugé » sans conséquence grave sur le résultat. »

Selon la superficie et la fréquentation de la zone à caractériser, ainsi que la variabilité attendue des concentrations, plusieurs échantillons composites peuvent être constitués et analysés pour une même zone. Il n'existe aucune préconisation quantifiée concernant le nombre minimal d'échantillons composites de sol meuble à prélever sur une zone donnée. Les préconisations existantes sur le nombre de prélèvements élémentaires les composant ne sont pas consensuelles. Toutefois, dans l'attente d'expertises complémentaires dont le HCSP recommande la réalisation par les institutions compétentes, **il est proposé en termes d'ordre de grandeur que, dans les zones les plus fréquentées des étendues de terres meubles nues ou enherbées, soit réalisé un échantillon composite (comprenant *a minima* 5 prélèvements élémentaires) par 100 m² de superficie. La contamination d'un site est caractérisée par la moyenne des concentrations mesurées simultanément sur ce site.**

Quand des dosages dans les sols meubles ont été effectués sur plusieurs sites pour l'évaluation de l'exposition d'un individu qui les fréquente tous, la concentration à comparer aux valeurs de référence est la moyenne pondérée au prorata du temps passé dans chacun des sites.

Modalités des prélèvements de poussières et de sols

Poussières intérieures et extérieures

La méthodologie des prélèvements de poussière sur les sols pour la mesure des concentrations surfaciques de plomb décrite dans la norme AFNOR NF X 46-032 [33] est

applicable, *stricto-sensu*, aux sols durs à l'intérieur de locaux et décrit le prélèvement de poussières à l'aide de lingettes et leur analyse chimique. Ce type de prélèvement surfacique utilisant une lingette est le plus approprié pour rendre compte du contact des mains des individus avec les surfaces investiguées quelles qu'elles soient ; au demeurant, pour éviter la détérioration de la lingette, il est recommandé de privilégier les surfaces lisses. Néanmoins, il conviendra dans tous les cas d'investiguer toutes les zones où les contacts répétés sont avérés ou très probables.

Il est possible d'utiliser les méthodes de prélèvement décrites dans la norme AFNOR NF X 46-032 pour la réalisation de mesurage des niveaux de plomb dans les poussières présentes sur les sols durs situés à l'extérieur. Toutefois, les limites liées à la rugosité des surfaces sont plus fréquemment rencontrées dans la situation de sols durs extérieurs.

Il est souhaitable que les résultats des mesures soient exprimés non seulement en masse par surface ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) mais aussi en masse par masse ($\mu\text{g}/\text{g}$ de poussière), pour pouvoir évaluer l'exposition par ingestion de poussières). La méthodologie des prélèvements décrite dans la norme AFNOR NF X 46-032 est toutefois initialement conçue afin d'exprimer les résultats en concentrations par unité de surface. Ainsi, dans le cadre de prélèvements par lingette du type de ceux décrits par cette norme, le poids de poussière collectée est faible par rapport au poids de la lingette mais pas par rapport à la différence de poids d'une lingette à l'autre (à l'intérieur d'un même lot), rendant aléatoire la transformation d'une concentration surfacique en concentration massique.

En tout état de cause, pour permettre l'interprétation des analyses, il est nécessaire que des informations relatives aux modalités de prélèvement soient transmises au laboratoire qui réalisera les analyses. Une fiche type d'accompagnement des prélèvements de poussières est proposée dans le *Guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant mineur* [31].

Sols meubles

Les modalités de prélèvement des sols meubles s'appuient sur les recommandations de la norme NF X31-620 [34].

En accord avec le Guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme chez l'enfant mineur, 2^{ème} édition [31], pour les sols non régulièrement remaniés (sols nus, pelouses en mauvais état), les prélèvements seront faits en surface puisque c'est préférentiellement la surface du sol qui est en contact avec l'enfant ; le guide BRGM [32], comme le guide HUD 2012 [35], conseillent de retenir la couche 0-3 cm, sous réserve de la faisabilité du prélèvement (en cas de présence massive de racines ou de sol sableux, le prélèvement pourra être effectué sur une épaisseur plus importante, tandis que dans certaines situations de sols très durs, il pourra être plus superficiel).

Pour les potagers et cultures non potagères, le prélèvement sera fait sur l'épaisseur remaniée, soit de l'ordre de 0-20 ou 0-30 cm de profondeur selon les situations et les documents de référence [30-32].

Le prélèvement des échantillons élémentaires est effectué à la truelle pour les prélèvements 0-3 cm ou à la tarière manuelle pour les prélèvements plus en profondeur (0-20 ou 0-30 cm). Les intervenants portent des gants à usage unique. Après enlèvement des éléments grossiers et des végétaux, le prélèvement est homogénéisé dans un plateau ou un seau au moyen d'un outil mélangeur. Le conditionnement est effectué selon les préconisations du laboratoire d'analyse. Pour éviter des contaminations étrangères aux échantillons, les outils utilisés seront constitués de matériaux inertes et nettoyés minutieusement entre chaque prélèvement. Pour permettre l'interprétation des analyses, il est nécessaire que des informations relatives aux modalités de prélèvement soient transmises au laboratoire qui réalisera les analyses. Une fiche type d'accompagnement des prélèvements de sols est proposée dans le *Guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant mineur* [31].

Afin d'apprécier la pérennité du constat sur la qualité des sols effectué pendant la campagne d'échantillonnage, la réalisation de quelques échantillons et analyses dans la couche de sol située sous la couche en contact avec la population peut s'avérer pertinente, considérant qu'en milieu urbain la qualité des sols profonds peut également être fortement dégradée (remblais par exemple) et que des conditions usuelles d'occupation et d'entretien des lieux (réfection de pelouse, terrassement, jeux/passage/piétinement sur des sols gorgés d'eau, faune du sol, etc.) sont susceptibles d'amener ces terres plus profondes en surface.

Analyse des échantillons de sols et de poussières

Concernant les poussières prélevées par lingettes, la norme NF X 46-032 précise que l'analyse s'effectue après digestion acide (acide chlorhydrique), par ionisation dans un plasma couplé à la spectrométrie de masse (ICP-MS) ou par spectrométrie d'absorption atomique. La méthode normalisée est donc une digestion acido-soluble. Il n'y a pas de méthode normalisée de mesure du plomb total dans les poussières, mais plusieurs publications proposent des méthodes validées [36]. Les valeurs de référence pour la concentration du plomb dans les poussières et les sols (voir chapitre 5) sont exprimées en plomb total. Quand on ne dispose que de concentrations de plomb acido-soluble dans les poussières extérieures ou les sols, leur transformation en concentrations exprimées en plomb total n'est possible que si la fraction acido-soluble du plomb sur le site est connue et que l'on a vérifié qu'elle n'était pas variable sur le site. En effet, contrairement à la bioaccessibilité du plomb des poussières intérieures, celle du plomb des poussières extérieures et des sols est très variable.

Concernant les sols meubles, les préconisations sont issues du groupe de travail « Laboratoires » sur l'analyse en contextes sites et sols pollués [37], reprises dans le guide d'investigation environnementale des cas de saturnismes de l'enfant mineur [31]. Ces préconisations concernent le dosage du plomb total. Il est préconisé de se référer aux normes NF EN 16179 [38] pour la préparation des échantillons et NF EN 16174 [39] pour la mise en solution. Dans les contextes d'évaluation des risques sanitaires, l'analyse porte sur la fraction <2 mm de l'échantillon de sol (et non la totalité de l'échantillon préalablement broyé). La méthode de mise en solution recommandée est l'extraction du plomb pseudo-total contenu dans l'échantillon par digestion à l'eau régale. La méthode d'analyse doit être normalisée et respecter les exigences de performance. Une limite de quantification de l'ordre de 10 mg de plomb total par kg de matière sèche est *a minima* souhaitable.

Conclusions

La principale voie d'exposition au plomb de l'environnement général hors alimentation est aujourd'hui, en règle générale, l'ingestion de poussières des sols et des surfaces [2] [29]. En conséquence, **les prélèvements pertinents sont ceux de poussières sur les sols durs et ceux de la couche superficielle des sols meubles couverts ou non de végétation.**

En pratique, le choix des points de prélèvements sera différent, selon l'environnement visé (intérieur ou extérieur), la nature du sol (dur ou meuble) et selon qu'il s'agit de caractériser l'exposition chronique d'un individu ou d'identifier des sources d'exposition sur un site particulier.

Pour comparer la contamination des espaces intérieurs aux valeurs de références présentées dans le cadre du présent rapport, c'est le plomb total qu'il est souhaitable de mesurer dans des prélèvements surfaciques de poussières. Cependant, lorsque ne sont disponibles que des concentrations exprimées en plomb acido-soluble, les concentrations correspondantes de plomb total peuvent en être déduites en leur appliquant un facteur multiplicatif de 1,25.

Dans les espaces intérieurs, les surfaces qu'il faut tester sont celles que la personne dont il faut évaluer le risque de surexposition a l'habitude de toucher ou de sucer. La variabilité des concentrations de plomb mesurables dans un même local rend souhaitable la multiplication des prélèvements. Il n'existe aucun élément quantifié sur le nombre de prélèvements susceptibles de rendre compte de la variabilité pouvant exister au sein d'une même pièce, ni sur les facteurs susceptibles d'influencer cette variabilité. Toutefois, **dans l'attente d'expertises complémentaires dont le HCSP recommande la réalisation :**

- **d'au moins un prélèvement par pièce fréquentée par l'enfant dans un logement et d'au moins 3 prélèvements par logement,**
- **d'au moins un prélèvement par pièce de moins de 25 m², dans les locaux à usage collectif, où chaque pièce fréquentée par les enfants doit être investiguée. Pour les pièces de plus grande taille, il est proposé d'augmenter le nombre de prélèvements, en adaptant leur nombre et leur localisation, en fonction de l'hétérogénéité suspectée (fréquence des nettoyages, usages de la pièce, présence de sources de plomb dans la pièce ou à proximité, sites de passage – en particulier de l'extérieur vers l'intérieur -...) et en privilégiant les sites où les enfants sont plus fréquemment susceptibles d'avoir des contacts main-sol.**

La contamination d'une pièce ou d'un site est caractérisée par la moyenne des concentrations simultanément mesurées dans cette pièce ou sur ce site.

Dans les **espaces extérieurs**, les mesurages possibles pour la caractérisation de l'exposition environnementale au plomb sont de deux types (prélèvements surfaciques de poussières sur sols durs et prélèvements de sols meubles) :

- En pratique, **les prélèvements surfaciques ne peuvent être utilisés pour l'évaluation des risques de surexposition au plomb dans les espaces extérieurs, parce qu'on ne dispose pas actuellement de valeurs de référence pour les concentrations surfaciques de plomb dans ces milieux.** Ils restent utiles pour comparer divers sites entre eux ou à la distribution des concentrations mesurées dans le même type de site ou encore, pour évaluer l'efficacité d'une opération de nettoyage et plus généralement pour le suivi longitudinal de la contamination d'un site.
- S'agissant des sols meubles, c'est le plomb total qui doit être mesuré. Quand on ne dispose que de concentrations de plomb acido-soluble dans les poussières extérieures ou les sols, leur transformation en concentrations exprimées en plomb total n'est possible que si la fraction acido-soluble du plomb sur le site est connue et que l'on a vérifié qu'elle n'était pas variable sur le site. En effet, contrairement à la bioaccessibilité du plomb des poussières intérieures, celle du plomb des poussières extérieures et des sols est très variable. Quand il s'agit de caractériser l'exposition d'un individu, ce sont aussi les zones qu'il fréquente et les surfaces avec lesquelles il a des contacts fréquents qu'il faut investiguer. Différentes zones à caractériser seront définies, dont il sera considéré qu'elles présentent une certaine homogénéité en termes de types de sol, de fréquentation et d'usage (pelouse, potager, allée, bac à sable, etc.). La variabilité des concentrations de plomb mesurables dans une même zone rend souhaitable la multiplication des prélèvements. On réalisera sur chaque zone un échantillon composite, constitué d'un nombre suffisant de prélèvements élémentaires qui sont ensuite mélangés de sorte que la concentration mesurée soit représentative du niveau moyen de concentration en plomb du sol dans la zone et dans la couche d'épaisseur qui a été choisie. Le nombre d'échantillons élémentaires constituant l'échantillon composite peut être variable selon la surface et l'hétérogénéité de la zone à échantillonner. Il n'existe aucune préconisation quantifiée concernant le nombre minimal d'échantillons composites de sol meuble à prélever sur une zone donnée. Dans l'attente d'expertises complémentaires dont le HCSP recommande la réalisation par les institutions compétentes, il est proposé en

termes d'ordre de grandeur que, dans les zones les plus fréquentées des étendues de terres meubles nues ou enherbées, soit réalisé un échantillon composite (comportant a minima 5 prélèvements élémentaires) par 100 m² de superficie. La contamination d'un site est caractérisée par la moyenne des concentrations mesurées simultanément sur ce site. Quand des dosages dans les sols meubles ont été effectués sur plusieurs sites pour l'évaluation de l'exposition d'un individu qui les fréquente tous, la concentration à comparer aux valeurs de référence est la moyenne pondérée au prorata du temps passé dans chacun des sites.

La méthodologie de mesure du plomb dans les poussières du sol est décrite dans la norme AFNOR NF X 46-032. Les modalités de prélèvement des sols meubles s'appuient sur les recommandations de la norme NF X31-620 ; pour les sols non régulièrement remaniés (sols nus, pelouses en mauvais état), les prélèvements seront réalisés en surface sur la couche 0-3 cm ; pour les potagers et cultures non potagères, le prélèvement sera fait sur les couches 0-20 ou 0-30 cm.

7. Concentration surfacique de plomb après travaux

L'article L. 1334-2 du CSP prévoit que lorsque les revêtements dégradés de locaux sont susceptibles d'être à l'origine d'une surexposition d'enfants au plomb, des travaux visant à éradiquer les sources de plomb elles-mêmes à assurer la pérennité de la protection doivent être réalisés. L'article L. 1334-3 indique qu'à l'issue des travaux il doit être procédé au contrôle des locaux, afin de vérifier que le risque d'exposition au plomb est supprimé. L'article R. 1334-8 précise que les contrôles après travaux prévus à l'article L. 1334-3 comprennent :

1. Une inspection des lieux permettant de vérifier la réalisation des travaux prescrits ;
2. Une analyse des poussières prélevées sur le sol permettant de mesurer le niveau de contamination des locaux.

A l'issue des travaux, la concentration en plomb des poussières au sol, par unité de surface, ne doit pas excéder un seuil défini par arrêté conjoint des ministres chargés du logement et de la santé. Cet arrêté détermine également les modalités de réalisation des contrôles. L'arrêté du 12 mai 2009 (remplaçant l'arrêté du 25 avril 2006, qui lui-même remplaçait celui

du 12 juillet 1999) décrit les modalités des prélèvements surfaciques qui doivent être réalisés et fixe une valeur limite de $1000 \mu\text{g}/\text{m}^2$, exprimés en plomb acido-soluble, qui lorsqu'elle est dépassée doit faire reprendre le nettoyage des locaux traités, avant un nouveau contrôle et jusqu'à que le seuil réglementaire ne soit plus dépassé dans aucun des locaux traités.

Cette valeur limite réglementaire, fixée à $1\ 000 \mu\text{g}/\text{m}^2$ depuis 1999, n'a aucune signification sanitaire. En d'autres termes elle ne doit pas être utilisée pour interpréter les concentrations surfaciques de plomb mesurées dans des environnements intérieurs ou extérieurs, dans d'autres circonstances que celle pour laquelle elle est prévue : l'évaluation de l'acceptabilité du nettoyage après travaux d'abattement du plomb dans des espaces intérieurs.

Il est, par ailleurs, légitime de se questionner sur la pertinence du seuil retenu. Il n'y a pas d'indication que le choix de ce seuil de $1\ 000 \mu\text{g}/\text{m}^2$ ait été fondé sur une véritable analyse des risques sanitaires associés : plutôt sur des considérations pragmatiques, en particulier les rapports de diverses équipes municipales indiquant unanimement que :

- cette valeur de référence était presque toujours respectée, après le ménage de routine réalisé par les entreprises du bâtiment en fin de chantier, dans des bâtis émetteurs de plomb :
- il n'a pas été rapporté de réascension des plombémies des enfants séjournant dans les locaux traités, si la concentration surfacique de plomb acido-soluble mesurée en fin de chantier était inférieure à $1\ 000 \mu\text{g}/\text{m}^2$.

A partir de la fin des années 1990, l'US EPA a proposé des valeurs limites des concentrations surfaciques de plomb mesurées après travaux d'abattement. La première proposition date de 1998 et elle a été modifiée dès 2001. Ces deux propositions successives étaient fondées sur une double modélisation du risque dont les détails ne sont pas publiés, mais qui aboutissaient à des risques de dépassement du seuil de $100 \mu\text{g}/\text{L}$ de la plombémie

- chez 5,3 % ou 7,5 % des enfants séjournant dans des locaux où la concentration surfacique de plomb total sur les sols après travaux était égale à $50 \mu\text{g}/\text{m}^2$ ($538 \mu\text{g}/\text{m}^2$)

- chez 5,1 % ou 5,3 % des enfants séjournant dans des locaux où la concentration surfacique de plomb total sur les sols après travaux était égale à 40 µg/pied carré (430 µg/m²).

En 1998, l'US EPA avait retenu la concentration surfacique de 50 µg/pied carré comme valeur de référence. Elle a plutôt opté pour 40 µg/pied carré de plomb total, en 2001. Cette valeur de référence pour les sols était accompagnée de valeurs limites pour les concentrations surfaciques de plomb total sur les rebords intérieurs et extérieurs de fenêtres : respectivement 250 µg par pied carré (2690 µg/m²) et 400 µg par pied carré (4306 µg/m²)[40].

L'US EPA a récemment révisé ces valeurs de référence des concentrations surfaciques de plomb total après travaux [41, 42] qui sont abaissées à respectivement 10 µg/pied-carré (108 µg/m²) pour les poussières déposées sur les sols intérieurs et 100 µg/pied-carré (1076 µg/m²) pour les rebords intérieurs de fenêtre. Ces nouvelles valeurs ne sont pas issues d'une nouvelle modélisation, ni même de la prise en compte de la nouvelle valeur de référence pour la plombémie des enfants (50 µg/L, comme en France). Elles résultent de considérations pragmatiques :

- pour que la plombémie des personnes exposées soit aussi basse que possible, les sources de plomb dans l'environnement doivent également être aussi faibles que possible ;
- les techniques de nettoyage actuellement appliquées en routine, après travaux d'abattement de plomb dans le bâti, permettent généralement de respecter les nouveaux seuils proposés. C'est ce que montre l'analyse rétrospective des contrôles après travaux réalisés dans 1552 locaux et incluant 7211 prélèvements de sols et 4993 prélèvements de rebord de fenêtre. Bien qu'au moment des travaux, la valeur limite après travaux ait été de 40 µg/pied-carré, 85 % des résultats de contrôles de sols après travaux étaient inférieurs à 10 µg/pied-carré et 97 % des résultats de contrôles de rebords intérieurs de fenêtres étaient inférieurs à 100 µg/pied-carré [41].

Une étude récemment publiée, conforte le bienfondé de la décision de l'EPA. Dans une cohorte mère-enfant constituée à Cincinnati, des prélèvements surfaciques de poussières

intérieures ont été réalisées, à l'inclusion, pendant la grossesse et lorsque les enfants ont eu 1 an et 2 ans [43]. A la 32^{ème} semaine de grossesse, une intervention sur le logement a réduit les concentrations surfaciques de plomb à moins de 5 µg/pied-carré sur le sol et moins de 50 µg/pied-carré sur les rebords intérieurs de fenêtres, dans les logements d'une partie des participants, tirés au sort. Dans les autres familles, une étude environnementale éventuellement suivie d'interventions de réduction du plomb accessible a été réalisée lorsque l'enfant avait 6 mois. L'association de la concentration surfacique de plomb et de la plombémie des enfants a été caractérisée après ajustement sur l'origine ethnique et le niveau d'éducation de la mère, l'âge de l'enfant au moment de la mesure de la plombémie, la saison des prélèvements de sang et de poussière, la date de construction du logement, le tabagisme passif (concentration sérique de la cotinine, chez les enfants) et le groupe d'intervention sur le logement. La moyenne géométrique de la plombémie était de 18 µg/L, lorsque la concentration surfacique de plomb sur le sol était de 5 µg/pied-carré, 19 µg/L et 24 µg/L, lorsque la concentration surfacique était, respectivement de 10 µg/pied-carré et 40 µg/pied-carré. Les pourcentages de dépassement du seuil de 50 µg/L de la plombémie étaient de respectivement 5 % à 5 µg/pied-carré, 7 % à 10 µg/pied-carré et 15 % à 40 µg/pied-carré.

En 2007, le Comité technique plomb avait recommandé une diminution du seuil réglementaire de la concentration de plomb surfacique après travaux, mais cette recommandation n'a pas été suivie par les rédacteurs de l'arrêté du 12 mai 2009.

Conclusion

Les experts du HCSP recommandent un abaissement du seuil réglementaire de la concentration surfacique de plomb après travaux et considèrent que dans un souci de cohérence et de simplification, la nouvelle valeur de référence soit identique au seuil devant conduire à la recherche de cas de saturnisme chez les enfants âgés de 6 mois à 6 ans pour la concentration de plomb dans les poussières des espaces intérieurs, soit 70 µg/m² de plomb total (55 µg/m² de plomb acido-soluble).

Des études conduites aux Etats-Unis indiquent que la diminution en-deçà de ce seuil de la concentration de plomb dans les poussières des espaces intérieurs est obtenue sans difficulté dans la plupart des cas en utilisant les procédés habituels de nettoyage [41, 43].

Pour le contrôle du respect de ce seuil, le HCSP préconise la réalisation d'au moins un prélèvement par pièce. Pour les pièces de plus de 25 m², il est recommandé de réaliser un prélèvement par unité de 25 m². La contamination d'une pièce est caractérisée par la moyenne arithmétique des concentrations simultanément mesurées dans cette pièce. C'est cette moyenne qui est comparée à la valeur de référence.

Les experts du HCSP rappellent que réglementairement, selon l'article L 1334.2 du CSP, ces dispositions s'appliquent aux locaux où une surexposition des enfants au plomb est possible.

8. Plomb en feuilles ou en plaques

Les utilisations du plomb dans le bâtiment ont été et restent très nombreuses. Réglementairement, seules les utilisations de la céruse (carbonate basique de plomb), du sulfate de plomb et des chromates de plomb sont interdites dans les peintures : les deux premiers depuis 1993 (Arrêté du 1^{er} février 1993) et les chromates de plomb, depuis 2015 (règlement REACH).

Les dérivés inorganiques du plomb sont classés en catégorie 1A des agents toxiques pour la reproduction, dans l'Union européenne (règlement CLP) et du fait de ce classement, les mélanges commerciaux en contenant au moins 0,3 % ne sont pas accessibles au public ; ils restent utilisables par les professionnels, mais le pictogramme et les phrases de risque de l'étiquetage réglementaire signalant les effets sur la reproduction, leur emploi par les professionnels a aussi beaucoup diminué. Ce n'est pas le cas de l'utilisation des articles en plomb ou contenant du plomb, qui ne sont pas soumis aux mêmes règles d'étiquetage et aux mêmes restrictions d'emploi que les mélanges commerciaux : soudure au plomb utilisée pour le jointoyage des toitures de zinc, plomb fondu pour la fixation des gardes corps des balcons et des terrasses et surtout, plomb laminé, employé pour la couverture des balcons, des terrasses, voire des rebords de fenêtres, pour la fixation d'éléments par engravure dans les murs, pour le raccordement de terrasses asphaltées, comme noquets (raccordements mur-toiture), pour le raccordement de cheminées à la toiture, pour la protection de noues (point de rencontre de pans de toiture) et celle du faitage, comme solin (bande d'étanchéité), pour la réalisation de chéneaux (collecteurs d'eaux pluviales), pour le recouvrement de corniches, celui d'acrotères (socles destinés à recevoir des ornements) ou

de auvents, pour le cuvelage de fontaines ou de réserves d'eau (voire celui de bacs de douche), pour l'isolation phonique et/ou contre l'humidité du bâti, pour la protection contre les rayonnements ionisants (cabinets de radiologie), pour la peinture (grisaille) et le jointoyage des vitraux...

Le plomb laminé a été massivement employé dans les bâtiments résidentiels commerciaux et industriels pendant la deuxième partie du XIX^{ème} siècle et les deux premières décennies du XX^{ème} : cette omniprésence du plomb est, en particulier, une des caractéristiques de l'architecture haussmannienne.

Avis du Conseil supérieur d'hygiène publique de France

En 2003, le Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) avait proposé une limitation des utilisations du plomb en feuilles et en plaque dans la construction (séance du 23 avril 2003), basée sur :

- les risques pour la santé résultant de celui de contacts directs avec le plomb laminé, pour les éléments de construction directement accessibles, en particulier aux jeunes enfants (couvertures de terrasses, de balcons ou de rebords de fenêtres) ;
- les risques pour l'environnement, du fait de l'entraînement du plomb par les eaux de ruissellement.

Le CSHPF soulignait que le plomb élémentaire des plaques ou des feuilles était progressivement transformé en espèces beaucoup plus biodisponibles, tant au niveau de la face supérieure des éléments présents dans les constructions (du fait, du contact avec l'air et des précipitations), qu'à celui de leur face inférieure (par condensation au contact de la pierre).

En conséquence, le CSHPF recommandait :

- *en matière de gestion des risques :*
 - *d'interdire l'utilisation du plomb en plaques et en feuilles dans les constructions neuves ;*
 - *d'interdire l'utilisation du plomb en plaques ou en feuilles pour les travaux de rénovation dans les constructions existantes, dans un délai permettant aux professionnels d'étudier des solutions alternatives ;*

- *de prévoir des dérogations aux dispositions du précédent alinéa pour certaines constructions, notamment les monuments historiques et les cabinets de radiologie ;*
- *que l'enquête environnementale entreprise après la découverte de tout nouveau cas de saturnisme infantile, pour en connaître les causes et les éradiquer, ne se limite pas au dosage du plomb dans les revêtements muraux, les huisseries et les poussières du logement, mais recherche toutes les sources de plomb accessible et en particulier, la présence de feuilles ou de plaques sur des balcons, des terrasses ou des rebords de fenêtres ;*
- *que l'état des risques d'accessibilité au plomb (ERAP)⁴ établi avant la vente de tout logement construit avant 1948⁵, prenne systématiquement en compte le plomb en plaques ou en feuilles, en particulier celui qui est utilisé sur les balcons, les terrasses et les rebords de fenêtres ;*
- *en matière de recherches :*
 - *d'étudier, avec le concours des professionnels concernés, l'impact environnemental des ouvrages utilisant le plomb en plaques, en feuilles, ou fils dans les constructions, en particulier les balcons, terrasses, rebords de fenêtres et toitures et les conséquences sur l'exposition des populations ;*
 - *que soit lancé un programme par les ministères concernés, pour la recherche de nouvelles solutions alternatives à l'utilisation du plomb dans le bâtiment.*

Cette proposition du CSHPF a été mise en discussion à la séance du 14 octobre 2003 du Comité technique plomb et des représentants de deux organisations professionnelles, le Centre d'information du plomb laminé (CIPL) et l'Association Minéraux Métaux non-ferreux santé-environnement (AMSE), ont été entendus. Les deux organisations ont eu des argumentations voisines :

- Elles ont indiqué que 220 000 tonnes de plomb laminé étaient posées en Europe chaque année dont 16 000 en France, pour 848 000 m².
- Elles ont garanti que le plomb laminé utilisé dans le bâtiment, en France, était exclusivement du plomb de deuxième fusion (de récupération).

⁴ Dont l'équivalent est aujourd'hui, le Constat des risques d'exposition au plomb (CREP)

⁵ Le CREP est également nécessaire avant la mise en location de ce type de logement.

- Elles ont insisté sur le faible risque d'exposition directe de la population générale au plomb laminé utilisé en toiture.
- Elles ont indiqué qu'une étude réalisée par le TNO (Nederlandse Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek) néerlandais montrait que la pollution de l'environnement, du fait du plomb laminé en toiture, était « négligeable ».
- Elles ont souligné que les matériaux de substitution possibles du plomb laminé dans le bâtiment étaient moins faciles d'utilisation et moins durables.
- Concernant le plomb laminé des couvertures de balcons et de terrasses, elles ont suggéré que la pose de caillebotis de matière plastique sur la feuille de plomb pourrait être protectrice.
- Elles ont déclaré que selon les industriels concernés, l'interdiction d'emploi du plomb laminé dans le bâti neuf était susceptible d'entraîner la faillite de l'ensemble des entreprises produisant du plomb laminé, ce qui outre les conséquences matérielles de ces faillites pour les intéressés et leurs employés aurait pour résultat de faire disparaître les capacités de production de plomb laminé pour l'industrie nucléaire, les hôpitaux, les cabinets de radiologie et pour la rénovation des monuments historiques ; de plus, la disparition de ce secteur industriel serait dommageable au recyclage du plomb, en France.

En conclusion, le CIPL et l'AMSE demandaient à surseoir toute restriction de l'emploi du plomb laminé, dans l'attente des résultats d'une étude des cas de saturnisme connus consécutifs à une exposition au plomb laminé et de ceux de l'évaluation volontaire du risque plomb, dont le rapport TNO n'était qu'un élément. Elles ont également suggéré une étude métrologique du plomb des poussières présentes sur les balcons et terrasses couvertes de plomb laminé à Paris, couplée à la validation de scénarios espace-temps pour permettre une évaluation des expositions résultant du séjour des jeunes enfants sur des espaces couverts par du plomb laminé.

Le Comité technique plomb, sur proposition de son président, a décidé de réévaluer le dossier du plomb laminé, après parution du rapport d'évaluation volontaire des risques pour la santé et l'environnement associés à l'exposition au plomb en Europe, promis pour 2004 par les industriels. En fait, le dossier n'est jamais réapparu dans son ordre du jour et *in fine*, les seules recommandations du CSHPF qui aient, jusqu'à présent, été suivies d'effets

sont celles concernant l'enquête environnementale autour des cas de saturnisme infantile (incluses dans la nouvelle version du Guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant mineur [31]).

Pollution environnementale par les émissions à partir du plomb laminé des bâtis

Le rapport du TNO cité par le CIPL et l'AMSE lors de leurs auditions n'est pas accessible, mais un résumé de la partie de ce rapport consacré aux émissions du fait de la corrosion du plomb laminé présent dans les bâtiments est disponible dans l'appendice C *des Industry voluntary risk assessments on lead and lead compounds*, finalement publiés en 2008 [44]. Cette annexe fait état d'un facteur d'émission de 5 g/m².an qui aurait été mesuré par des auteurs néerlandais au début des années 1990 (Annema *et al.*, 1991 In [44]) ; le document correspondant n'est pas accessible. Les auteurs du rapport considèrent que les 5 g/m².an retenus sont une surestimation et proposent, sans citer de source précise, de ne retenir 5g/m².an que pour les plaques et grandes feuilles de plomb et 0,88 g/m².an, pour les solins et autres petites pièces. Un document édité la même année par le Netherlands national water board et le TNO [45] identifie la source probable de cette dernière proposition : un rapport (non accessible) du Netherlands centre for water management, en 2003, qui rapporte des émissions moyennes de plomb mesurées de :

- 3,5 g/m².an, en zone urbaine et 3,3 g/m².an en zone rurale quand l'émetteur est du plomb laminé sur un toit à faible inclinaison (< 7°) ;
- 2,7 g/m².an, en zone urbaine et 2,5 g/m².an en zone rurale quand l'émetteur est du plomb laminé sur un toit à forte inclinaison (< 45°) ;
- 0,88 g/m².an en zone urbaine et 0,82g/m².an en zone rurale quand l'émetteur est du plomb laminé sur une façade.

Etudes expérimentales

Deux études ont mesuré expérimentalement la libération de plomb par des plaques de plomb.

- La première a été conduite en Suisse, dans la banlieue de Zurich. Une plaque de plomb de 0,5 m² (1m x 0,5m) a été placée sur un support orienté à 45° vers le sud. Pendant les 5 ans de l'étude, la moyenne annuelle des précipitations a été de 1046

mm et la température moyenne de 10°C ; le pH moyen de la pluie était de 5,0 et la concentration atmosphérique de SO₂ était comprise entre 4 et 7 µg/m³. Les eaux de ruissellement étaient collectées à l'extrémité inférieure de la plaque. Après 5 ans de collecte, la corrosion (perte de substance par la plaque) moyenne annuelle était de 4,6 mg/m² et la moyenne de la quantité de plomb emportée par les eaux de ruissellement était de 4,0 mg/m². La première et la deuxième année, la corrosion a été beaucoup plus forte (respectivement, environ 10 g/m² et environ 8 g/m²) que la fraction emportée par les eaux de ruissellement. Celle-ci a été à peu près stable pendant toute la période et à partir de la 3^{ème} année, à peu près égale à la corrosion [46].

- La seconde est une étude française, conduite simultanément sur deux sites, en banlieue parisienne : à Créteil et à Champs-sur-Marne. Des plaques de plomb de 0,5 m² (1 m x 0,5 m), neuves et usagées (en place, à Paris, sur un monument historique, depuis 50 ans, avant le test) ont été placées sur un support orienté à 5° vers le sud-est. Les eaux de ruissellement étaient collectées à l'extrémité inférieure de la plaque. Pendant les 14 mois de l'étude, la moyenne annuelle des précipitations a été de 638 mm sur un site et 656 mm sur l'autre ; la concentration atmosphérique de SO₂ était en moyenne de respectivement 3 et 2 µg/m³. Les émissions dans les eaux de ruissellement ont été de 7 933 mg/m².an et 9 924 mg/m².an pour les plaques de plomb neuves et de 24 517 mg/m².an et 14 593 mg/m².an pour les plaques de plomb usagées [47].

Synthèse

Globalement, les études disponibles indiquent des émissions de plomb, par les plaques placées en toiture comprises entre 2,5 et 25 g/m², par an, variant en fonction de leur inclinaison et de leur ancienneté. C'est donc une source de pollution importante⁶. Les émissions par les éléments de plomb laminé en façade semblent moins importantes, mais restent une source significative de pollution environnementale par le plomb.

⁶ Si l'on fait l'hypothèse conservatrice d'une émission de 5 g/m² par an, la seule toiture de Notre-Dame-de-Paris, constituée de 1326 plaques de 10 pieds-du-roi sur 3 pieds-du-roi (1 pied-du-roi égale 32,484 cm) émettrait environ 21 kg de plomb par an (et 2 tonnes par siècle) de plomb dans les eaux de ruissellement.

Des études complémentaires sont nécessaires pour une meilleure caractérisation des émissions par le plomb laminé des bâtis en fonction de sa position dans la construction, de son inclinaison, de son orientation et de son ancienneté. De même, il est souhaitable d'être en capacité de quantifier les émissions de plomb des différents types architecturaux de bâtiments et celles des monuments historiques.

Plomb dans les eaux de ruissellement

Dans une étude conduite à Hambourg, en Allemagne, à la fin des années 1980, la concentration de plomb dans les eaux de ruissellement des rues était comprise entre 91 et 200 $\mu\text{g/L}$ [48]. A cette époque, l'essence comportait encore du plomb et les pots d'échappement des véhicules en circulation émettaient des quantités importantes de plomb, retrouvé dans les eaux de ruissellement des rues.

Les concentrations de plomb dans les eaux de ruissellement de toits dans une petite ville du Texas, en 1991-1992 étaient comprises entre 1 et 544 $\mu\text{g/L}$, avec une médiane comprise entre 19 et 43 $\mu\text{g/L}$, suivant le type de couverture (bois, tuiles, bitume ou synthétique) [49]. La même équipe a répété la même étude en 1997-1998, avec des résultats similaires : concentrations comprises entre 25 et 700 $\mu\text{g/L}$, médiane égale à 25 $\mu\text{g/L}$, quel que soit le type de toiture [50].

Dans une étude conduite à Zurich au milieu des années 1990, les concentrations moyennes de plomb mesurées dans les eaux de pluie, les eaux de ruissellement des toits et les eaux de ruissellement des rues étaient respectivement de 3 $\mu\text{g/L}$, 16 $\mu\text{g/L}$ et 300 $\mu\text{g/L}$ [51].

Dans une étude conduite à Paris, à la fin des années 1990, sur les toits, dans les cours et dans les rues adjacentes de 4 immeubles du quartier du Marais (l'un avec un toit de zinc, deux avec un toit couvert de tuiles et le dernier couvert d'ardoises), des mesurages ont été réalisés après 16 averses de pluie. Cette étude a montré de fortes concentrations de plomb dans les eaux de ruissellement des toits, dans celles des cours et dans celles des caniveaux, mais nettement plus élevées sur les toits que dans les cours et les rues [52] :

- Toits : médiane = 493 $\mu\text{g/L}$ (16-2764 $\mu\text{g/L}$)
- Cours : médiane : 107 $\mu\text{g/L}$ (49-225 $\mu\text{g/L}$)
- Rues : médiane : 133 $\mu\text{g/L}$ (71-523 $\mu\text{g/L}$)

Les eaux de ruissellement n'étaient pas plus chargées en plomb quand le toit était en zinc (le jointoyage des plaques de zinc de toit est au plomb) que lorsqu'il était en ardoises ou en tuiles, ce qui indique probablement l'utilisation très large d'articles en plomb (solins, noues, noquets, chéneaux, acrotères...) dans les toitures d'immeubles anciens, quel que soit le type.

Dans un article ultérieur, la même équipe a rapporté les résultats de mesurages de plomb sur 11 toits, 3 cours, 6 rues et au niveau d'une bouche d'égout du même quartier du Marais à Paris, après 9 à 20 averses de pluie (selon les points de prélèvements) [53]. Les concentrations médianes (m) de plomb dans les eaux de ruissellement et les percentiles 10 (P10) et 90 (P90) de leurs distributions aux différents points de prélèvements étaient de :

- Toits : m : 392 µg/L ; P10 : 76 µg/L ; P90 : 2458 µg/L ;
- Cours : m : 112 µg/L ; P10 : 63 µg/L ; P90 : 228 µg/L ;
- Rues : m : 138 µg/L ; P10 : 98 µg/L ; P90 : 2688 µg/L ;
- Egout : m : 211 µg/L ; P10 : 132 µg/L ; P90 : 377 µg/L.

Les auteurs comparent leurs résultats à ceux d'études antérieures (celles citées ci-dessus et d'autres qui ne sont pas accessibles : résumés de communications à des congrès, thèses et rapports). Ils observent que leurs résultats sont dans la fourchette de ceux rapportés antérieurement pour les eaux de ruissellement des rues (98-525 µg/L) et pour celles des égouts (100-510 µg/L), mais qu'ils sont plus élevés pour les eaux de ruissellement de toits, probablement parce que l'utilisation du plomb est plus importante dans les toitures du vieux quartier du Marais à Paris que dans celles des immeubles des autres villes investiguées ⁷. Les concentrations de plomb dans l'eau de ruissellement des rues réalisées en Europe, avant 2000 sont difficilement comparables à celles réalisées ensuite, en raison de l'interdiction du plomb dans les carburants à partir du 1^{er} janvier 2000.

Dans une étude conduite dans le Maryland et publiée en 2001, la médiane de la concentration de plomb dans l'eau de ruissellement de toits était de 2 µg/L, 12 µg/L ou 64 µg/L, selon que l'immeuble était résidentiel, commercial ou institutionnel. La nature des revêtements de toit n'est pas précisée. Dans la même étude, les auteurs ont collecté les eaux de ruissellement obtenues en pulvérisant une eau de pluie artificielle sur des murs d'immeubles, des freins roues d'automobile ou des huiles usées (on peut raisonnablement

⁷ Il ne semble pas y avoir d'étude antérieure rapportant les résultats de mesurages de plomb dans l'eau de ruissellement des cours.

se questionner sur la représentativité des résultats obtenus à l'aide de ce dispositif), la médiane et la distribution des concentrations de plomb mesurées étaient respectivement de 5 µg/L (< 1 – 4 500 µg/L), 7 µg/L, et 400 µg/L [54].

Les travaux conduits au cours des années 2010 par l'équipe du Laboratoire des sciences du climat et de l'environnement (LSCE) ont montré, en utilisant la caractérisation isotopique du plomb dans les particules en suspension et les sédiments de la Seine, que le plomb de la Seine à Paris et en aval, provenait principalement des eaux de ruissellement et que le plomb déposé sur les surfaces et provenant des antidétonants des carburants automobiles (interdits d'emploi dans l'Union européenne depuis le 1^{er} janvier 2000) y était très minoritaire. Ces travaux n'investiguent pas l'origine du plomb d'origine urbaine quand il n'est pas issu des carburants automobiles [55-58].

Synthèse

Plusieurs études montrent que lorsque le plomb est présent dans le bâti, il apparaît en concentrations élevées dans les eaux de ruissellement, dans la cour des immeubles, sur la voirie, dans les caniveaux et les égouts, autrement dit qu'il est responsable d'une pollution de l'environnement.

Intoxication par le plomb laminé

Les rouleaux de plomb qu'on achète dans les fabriques de plomb laminé, si on les expose à l'air un peu humide, par exemple, dans des magasins situés au rez-de-chaussée, bientôt ils se recouvriront d'une légère poussière d'oxide et de carbonate de plomb. Si on vient à les déployer, pour en vendre une partie, cette couche de poussière grise se répand dans l'air ; si on répète souvent ce travail, la colique s'en suit.

*Il y a quelques années, plusieurs garçons de magasins de la fabrique royale de plomb laminé déroulèrent, rue des Prouvaires, où se trouve un dépôt de cet établissement, un grand nombre de rouleaux de plomb, dans une petite chambre. Pendant cette opération, qui dura toute la journée, ces ouvriers se trouvèrent au milieu d'un tourbillon de poussière, voltigeant dans l'air de la pièce où ils travaillaient. Le lendemain, tous, à l'exception d'un seul, furent atteints de colique de plomb. Louis Tanquerel des Planches. *Traité des maladies de plomb ou saturnines.* Ferra, Paris 1839 [59].*

Les intoxications professionnelles associées à l'utilisation ou au retrait de plomb laminé sont connues et rapportées depuis au moins le début du 19^{ème} siècle [59]: elles sont surtout observées lors d'interventions sur des plaques ou des feuilles de plomb en place, du fait de

la formation en surface d'oxydes et de sels de plomb de biodisponibilité plus élevée que celle du plomb élémentaire. Des intoxications imputables au plomb laminé neuf sont cependant possibles, en particulier s'il y a formation de poussières ou de fumées lors de la mise en œuvre (ponçage, usinage, soudage...).

Les intoxications extra-professionnelles par le plomb laminé ont rarement fait l'objet de publications :

- Des vétérinaires sud-africains ont rapporté l'intoxication d'un chien de 7 kg qui avait ingéré un raccord en plomb, du système de drainage des eaux en toiture. Sa plombémie était de 400 µg/L, quelques jours à 2 semaines après l'ingestion [60].
- Une étude conduite dans la banlieue de Wellington en Nouvelle-Zélande a montré sur un échantillon de 37 oiseaux, que 43 % des nestors superbes, espèce de perroquet endémique de cette région, étaient contaminés par le plomb (plombémie > 33 µg/L) ; la plombémie maximale mesurée était de 507 µg/L. L'analyse isotopique du plomb a montré que l'eau de ruissellement des toits était la probable source de l'intoxication des animaux [61].
- L'équipe du centre antipoison de Lyon a rapporté le cas d'un homme de 37 ans dont le comportement de pica était connu depuis plusieurs années et qui s'est intoxiqué en ingérant des fragments de plaques de plomb sur un chantier du bâtiment qu'il dirigeait. Sa plombémie au moment du diagnostic était de 1 124 µg/L [6262].

Il n'existe pas de cas publié de contamination des occupants de logements, du fait du plomb laminé utilisé dans le bâti, en particulier, pour le revêtement de balcons, de terrasses ou de rebords de fenêtre. Cependant, ces cas existent et ils ne sont pas rares, comme le montrent les données de l'Agence régionale de santé d'Ile-de-France analysées par Santé publique France.

L'analyse des enquêtes environnementales de la délégation de Paris de l'ARS d'Ile-de-France, pour les années 2011 à 2019 a révélé 236 cas incidents de saturnisme infantile ayant bénéficié d'une enquête environnementale après déclaration obligatoire (pour une plombémie au moins égale à 100 µg/L avant juillet 2014, au moins égale à 50 µg/L, ensuite). Par ailleurs, dans une étude conduite en 2013-2014 (alors que le seuil de la déclaration obligatoire était encore de 100 µg/L) 66 enfants dont la plombémie était au moins égale à

50 µg/L (mais inférieure à 100 µg/L) ont également motivé une enquête environnementale. L'analyse de l'ensemble de ces enquêtes a montré la présence de plomb laminaire dans l'environnement de 39 des 302 enfants (12,9 %). Ces 39 enfants étaient issus de 31 familles résidant à Paris. Ils étaient âgés de 9 mois à 7 ans (moyenne : 2,7 ans) et leurs plombémies étaient comprises entre 50 et 491 µg/L (moyenne géométrique (103 µg/L). Le plomb laminé était la seule source de plomb dans l'environnement de 10 des 39 enfants (26 %). La contribution du plomb laminé à l'exposition globale de l'enfant a été estimée « élevée » dans 38,5 % des cas et « très élevée » dans 61,5 %. Les formes de plomb laminé impliquées étaient principalement des revêtements de balcons et de terrasses. Des prélèvements surfaciques des poussières intérieures des logements n'ont été effectués que dans 31 % des cas. Ils ont systématiquement montré des concentrations surfaciques plus élevées à proximité des ouvrants sur les balcons et/ou terrasses (165 à 6 395 µg/m²). Les résultats complets de cette étude sont présentés en annexe.

Synthèse

Bien que les cas publiés d'intoxication saturnine par le plomb laminaire soient peu nombreux, les risques d'intoxication associés à l'exposition à ce type de matériau sont connus depuis le début du 19^{ème} siècle. Entre 2011 et 2019, à Paris, 12,9 % des enfants atteints de saturnisme infantile pour lesquels une enquête environnementale est disponible étaient exposés à du plomb laminaire.

Conclusions

Dans le passé, le plomb laminaire a été massivement employé dans les bâtiments résidentiels, commerciaux et industriels, en particulier pendant la deuxième partie du 19^{ème} siècle et les deux premières décennies du 20^{ème} ; il reste très utilisé, principalement pour l'entretien ou la réhabilitation de bâtis anciens, mais son emploi est toujours autorisé dans le bâti neuf.

Diverses études documentent le risque de pollution de l'environnement par le plomb laminaire du bâti. Elles mettent en évidence des émissions importantes (2,5 à 25 g/m² pour le plomb laminaire en toiture ; 0,8-0,9 g/m² pour le plomb laminaire en façade) et l'augmentation importante de la concentration du plomb dans les eaux de ruissellement quand ce métal est présent dans le bâti.

Par ailleurs, la possibilité d'une contamination des espaces intérieurs des immeubles (en particulier, des logements) par transfert de poussières depuis le plomb laminé du bâti (balcons, terrasses) est établie. Le contact direct avec le plomb laminé, lorsqu'il se trouve sur une partie accessible du bâti constitue également une modalité d'exposition potentielle aux poussières contaminées par le plomb présentes sur la feuille de plomb.

Enfin, plusieurs publications et surtout les données de l'ARS d'Ile-de-France documentent l'association de la présence de plomb laminé dans le bâti avec l'élévation de la plombémie des résidents et/ou de la faune sauvage.

Recommandations

La pollution de l'environnement et le risque d'intoxication des personnes et des animaux, associés à l'utilisation de plomb laminé dans le bâti conduisent à recommander :

- **l'interdiction de l'utilisation de plomb laminé dans les constructions neuves ;**
- **l'identification des usages du plomb laminé dans le bâti à travers les âges et la recherche, en concertation avec les professionnels du bâtiment, d'alternatives au plomb laminé pour l'entretien ou la réhabilitation de bâtis anciens où il est présent ;**
- **l'identification, dans une liste positive régulièrement mise à jour, des emplois restant autorisés du plomb laminé pour la réfection ou la réhabilitation du bâti ancien ;**
- **dans les logements, les établissements recevant du public et les locaux professionnels dont certaines pièces ont des ouvrants donnant sur une terrasse ou un balcon couvert de plomb laminé,**
 - **le recouvrement des feuilles ou des plaques de plomb par une résine (régulièrement renouvelée) et/ou un caillebotis,**
 - **un ménage quotidien des pièces ouvrant sur le balcon ou la terrasse, à l'aide d'un nettoyage « à l'humide » ou avec un aspirateur équipé d'un filtre à haute performance⁸,**

⁸ Voir Haut Conseil de la santé publique. *Mise à jour du guide pratique de dépistage et de prise en charge des expositions au plomb chez l'enfant mineur et la femme enceinte* Paris: HCSP; 2017. 62 p, Fiche H.

- **la mise en place de revêtements de sol facilement lavables (éviter les revêtements tels que les tapis et les moquettes qui retiennent les poussières).**
- le financement de recherches pour :
 - une meilleure caractérisation de l'impact environnemental du plomb laminé du bâti ; en particulier les émissions de plomb par le plomb laminé de l'extérieur des bâtis (toits, façades, etc.) des différents types d'immeubles en milieu urbain (construits après 1975, construit entre 1948 et 1975, construits entre 1920 et 1948, construits entre 1850 et 1920⁹, construits avant 1850.
 - l'identification et la validation de solutions alternatives à l'usage du plomb laminé dans le bâtiment.

⁹ En différenciant haussmannien ou assimilé et autres

9. Références

1. Haut Conseil de la santé publique. *Exposition au plomb : détermination de nouveaux objectifs de gestion*. Paris: HCSP; 2014. 99 p.
2. Anses. *Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail, relatif à la "contamination des espaces publics extérieurs par le plomb"*. Maisons-Alfort: Anses; 2020. 50 p.
3. Anses. *Avis de l'Anses et rapport d'expertise collective relatifs aux expositions au plomb : effets sur la santé associés à des plombémies inférieures à 100 µg/L*. Maisons-Alfort: Anses; 2013.
4. EFSA Panel on contaminants in the food chain (CONTAM). Scientific opinion on lead in food. *EFSA J.* 2010;8:1570.
5. National Toxicology Program. *NTP monograph: Health effects of low-level lead.*: NTP; 2012. 176 p.
6. ECHA. *ECHA scientific report for evaluation of limit values for lead and its compounds at the workplace*. Helsinki: ECHA; 2019. 201 p.
7. Anses. *Evaluation des effets sur la santé et des méthodes de mesure des niveaux d'exposition sur le lieu de travail pour le plomb et ses composés inorganiques*. Maisons-Alfort: Anses 2020. 178 p.
8. Haut Conseil de la santé publique. *Mise à jour du guide pratique de dépistage et de prise en charge des expositions au plomb chez l'enfant mineur et la femme enceinte* Paris: HCSP; 2017. 62 p.
9. US-EPA. *Exposure factors handbook*. Washington DC: US-EPA, 2011 Contract No.: Report n°: EPA/600/R-09/052F.
10. US EPA. *Update of chapter 5 of the exposure factors handbook. Soil and dust ingestion*. Washington: US EPA; 2017.
11. 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;113:894-9.
12. Etchevers A, Bretin P, Lecoffre C, Bidondo ML, Le Strat Y, Glorennec P, et al. Blood lead levels and risk factors in young children in France, 2008-2009. *International journal of hygiene and environmental health.* 2014;217:528-37.
13. Advisory committee on childhood lead poisoning prevention of the Centers for disease control and prevention. *Low level lead exposure harms children: A renewed call for primary prevention*. Atlanta: CDC; 2012.
14. Labat L, Olichon D, Poupon J, Bost M, Haufroid V, Moesch C, et al. Variabilité de la mesure de la plombémie pour de faibles concentrations proches du seuil de 100 µg/L : étude multicentrique. *Ann Toxicol Anal.* 2006;18:297-304.
15. Oleko A, Fillol C, Balicco A, Bidondo ML, Gane J, Saoudi A, et al. *Imprégnation de la population française par le plomb. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016*. Saint-Maurice: Santé publique France; 2020. 53. p.
16. White PD, Van Leeuwen P, 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 6:1513-30.

17. Anses. *Etude de l'alimentation totale française 2 (EAT2). Tome 1. Contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques persistants, mycotoxines, phyto-estrogènes.* . Maisons-Alfort: Anses; 2011. 306 p.

18. Anses. *Exposition agrégée au plomb : prise en compte des différentes voies d'exposition.* Maisons-Alfort: Anses; 2013. 82 p.

19. Lucas JP, Le Bot B, Glorennec P, Etchevers A, Bretin P, Douay F, *et al.* Lead contamination in French children's homes and environment. *Environmental research.* 2012;116:58-65.

20. Giovannangelo M, Nordling E, Gehring U, Oldenwening M, Bellander T, Heinrich J, *et al.* Variation of biocontaminant levels within and between homes--the AIRALLERG study. *J Expo Sci Environ Epidemiol.* 2007;17:134-40.

21. Falq G, Zeghnoun A, Pascal M, Vernay M, Le Strat Y, Garnier R, *et al.* Blood lead levels in the adult population living in France the French Nutrition and Health Survey (ENNS 2006-2007). *Environment international.* 2011;37:565-71.

22. Fantino M, Gourmet E. Apports nutritionnels en France en 2005 chez les enfants non allaités âgés de moins de 36 mois. *Arch Pediatr.* 2008;15:446-55.

23. Afssa. *Etude individuelle des consommations alimentaires 2 (INCA 2) 2006-2007.* Maisons-Alfort: Afssa; 2009. 228 p.

24. Bris FJ, Garnaud S, Apperry N, Gonzalez A, Mouchel JM, Chebbo G, *et al.* A street deposit sampling method for

metal and hydrocarbon contamination assessment. *The Science of the total environment.* 1999;235:211-20.

25. Gustafsson M, Blomqvist G, Järnskog I, Lundberg J, Janhäll S, Elmgren M, *et al.* Road dust load dynamics and influencing factors for six winter seasons in Stockholm, Sweden. *Atm Environ: X [Internet].* 2019; 2(10014):[1-12 pp.].

26. Denys S, Caboche J, Tack K, Rychen G, Wragg J, Cave M, *et al.* In vivo validation of the unified BARGE method to assess the bioaccessibility of arsenic, antimony, cadmium, and lead in soils. *Environmental science & technology.* 2012;46:6252-60.

27. Pelfrene A, Sahmer K, Waterlot C, Glorennec P, Douay F, Le Bot B. Evaluation of single-extraction methods to estimate the oral bioaccessibility of metal(loid)s in soils. *The Science of the total environment.* 2020;727:138553.

28. Glorennec P, Lucas JP, Mandin C, Le Bot B. French children's exposure to metals via ingestion of indoor dust, outdoor playground dust and soil: contamination data. *Environment international.* 2012;45:129-34.

29. Garnier R. Toxicité du plomb et de ses dérivés. *EMC Pathologies professionnelles et de l'environnement.* Paris: Elsevier; 2015. p. 13.

30. ADEME. *Guide d'échantillonnage des plantes potagères dans le cadre des diagnostics environnementaux.* . 2ème ed. Paris: Ademe; 2014. 67 p.

31. Santé publique France. *Guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant mineur. 2ème version, 2020.* Saint-Maurice: Santé publique France; 2020. 103 p.

32. Laperche V, Mossmann JP. *Protocole d'échantillonnage des sols urbains pollués par du plomb*. Orléans: BRGM; 2004. 26 p.
33. AFNOR. Diagnostic plomb. *Méthodologie de mesure du plomb dans les poussières de sol*. La Plaine Saint Denis: AFNOR; 2008. p. 1-11.
34. AFNOR. *Qualité du sol - Prestations de services relatives aux sites et sols pollués - Partie 2 : Exigences dans le domaine des prestations d'études, d'assistance et de contrôle*. La Plaine Saint Denis: AFNOR; 2018.
35. Office of Healthy Homes and Lead Hazard Control. *Guidelines for the Evaluation and Control of Lead-Based Paint Hazards in Housing*. 2nd ed. Washington, DC: U.S. Department of Housing and Urban Development; 2012. 874 p.
36. Le Bot B, Arcelin C, Briand E, Glorennec P. Sequential digestion for measuring leachable and total lead in the same sample of dust or paint chips by ICP-MS. *Journal of environmental science and health Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*. 2011;46:63-9.
37. Amalric L, Aubert N, Ghestem JP, Leprod H. *RP-64749-FR. Analyse des sols dans le domaine des sites et sols pollués – Synthèse des réunions du groupe de travail Laboratoires*. : BRGM; 2015.
38. AFNOR. *NF EN 16179 - Boues, bio-déchets traités et sols. Lignes directrices pour le prétraitement des échantillons*. 2012.
39. AFNOR. *NF EN 16174 - Boues, bio-déchets traités et sols. Digestion des éléments solubles dans l'eau régale*. 2012.
40. US EPA. Lead: Identification of dangerous levels of lead; Final rule. *Fed Register*. 2001;66:1209-40.
41. US EPA. Review of the dust-lead hazard standards and the definition of lead-based paint. *Fed Register*. 2019;84:32632-48.
42. US EPA. Review of dust-lead post abatement clearance levels. *Fed Register*. 2020;85:37810-9.
43. Braun JM, Yolton K, Newman N, Jacobs DE, Taylor M, Lanphear BP. Residential dust lead levels and the risk of childhood lead poisoning in United States children. *Pediatr Res*. 2020.
44. Lead development association. Appendix C. Background report - Pb emission inventory - Draft 02/2007. *EU Risk assessment - Lead metal and lead compounds*. Brussels: LDA International; 2008. p. 124-265.
45. van Hoorn R, Vandenroovaart J. *Atmospheric corrosion of lead sheet used as flashings and waterproofings*: Netherlands national water board; 2008. 11 p.
46. Faller M, Reiss D. Runoff behaviour of metallic materials used for roof and facades - a 5-year field exposure study in Switzerland. *Materials and Corrosion*. 2005;56:244-9.
47. Robert-Sainte P, Gromaire MC, De Gouvello B, Saad M, Chebbo G. Annual metallic flows in roof runoff from different materials: test-bed scale in Paris conurbation. *Environmental science & technology*. 2009;43:5612-8.
48. Dannecker W, Au M, Stechmann H. Substance load in rainwater runoff from different streets in Hamburg. *The Science of the total environment*. 1990;93:385-92.
49. Chang M, Crowley CM. Preliminary observations on water

quality of storm runoff from four selected residential roofs. *Water Res Bull.* 1993;29:777-83.

50. Chang M, McBroom MW, Scott Beasley R. Roofing as a source of nonpoint water pollution. *J Environ Manage.* 2004;73:307-15.

51. Boller M. Tracking heavy metals reveals sustainability deficits of urban drainage systems. *Wat Sci Res.* 1997;35:77-87.

52. Gromaire-Mertz MC, Garnaud S, Gonzalez A, Chebbo G. Characterization of urban runoff pollution in Paris. *Water Sci Techn.* 1999;39:1-8.

53. Gromaire MC, Garnaud S, Saad M, Chebbo G. Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers *Wat Res.* 2001;35:521-33.

54. Davis AP, Shokouhian M, Ni S. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere.* 2001;44:997-1009.

55. Ayrault S, Roy-Barman M, Le Cloarec MF, Priadi CR, Bonte P, Gopel C. Lead contamination of the Seine River, France: geochemical implications of a historical perspective. *Chemosphere.* 2012;87:902-10.

56. Pons-Branchu E, Ayrault S, Roy-Barman M, Bordier L, Borst W, Branchu P, *et al.* Three centuries of heavy metal pollution in Paris (France) recorded by urban speleothems. *The Science of the total environment.* 2015;518-519:86-96.

57. Le Gall M, Ayrault S, Evrard O, Laceby JP, Gateuille D, Lefevre I, *et al.* Investigating the metal contamination of sediment transported by the 2016 Seine River flood (Paris, France).

Environmental pollution. 2018;240:125-39.

58. Ayrault S, Le Pape P, Evrard O, Priadi CR, Quantin C, Bonte P, *et al.* Remanence of lead pollution in an urban river system: a multi-scale temporal and spatial study in the Seine River basin, France. *Environmental science and pollution research international.* 2014;21:4134-48.

59. Tanquerel des Planches L. *Traité des maladies de plomb ou saturnines.* Paris: Ferra; 1839.

60. Williams JH, Williams MC. Lead poisoning in a dog. *J S Afr Vet Assoc.* 1990;61:178-81.

61. Sriram A, Roe W, Booth M, Gartrell B. Lead exposure in an urban, free-ranging parrot: Investigating prevalence, effect and source attribution using stable isotope analysis. *The Science of the total environment.* 2018;634:109-15.

62. Sabouraud S, Testud F, Descotes J, Benevent M, Soglu G. Lead poisoning following ingestion of pieces of lead roofing plates: pica-like behavior in an adult. *Clin Toxicol (Phila).* 2008;46:267-9.

10. Annexe



Dossier suivi par :

Direction des régions
Cellule régionale Ile-de-France

Anne Etchevers, épidémiologiste
Courriel : anne.etchevers@santepubliquefrance.fr

Sarah Mahdjoub-Assaad, épidémiologiste
Courriel : sarah.mahjoub-assaad@santepubliquefrance.fr

Note de synthèse :

Description des cas de saturnisme infantile en lien avec une source d'intoxication au plomb laminé - Exploitation des enquêtes environnementales en Ile-de-France

Le groupe de travail « Plomb et saturnisme infantile » du HCSP, constitué en juin 2020, a sollicité la Cellule Régionale d'Ile-de-France (CR-IDF) de Santé Publique France afin de disposer d'une synthèse des résultats des enquêtes environnementales conduites par l'Agence régionale de santé Ile-de-France (ARS-IDF) à la suite de la déclaration obligatoire (DO) de cas de saturnisme infantile. Cette synthèse doit cibler spécifiquement les enquêtes environnementales indiquant le plomb laminé (des revêtements de balcons ou de terrasses, ou issu d'une autre partie du bâti) comme source avérée ou possible, unique ou associée d'une contamination des espaces intérieurs ou des personnes. La CR-IDF a été mobilisée pour son expertise sur l'analyse des enquêtes environnementales.

Le groupe du HCSP a pour objectif d'actualiser l'avis du 23 avril 2003 du Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) relatif à l'utilisation du plomb en feuilles ou en plaques dans la construction des bâtiments. Il recherche des données confirmant la contamination des espaces extérieurs, des logements ou des personnes par le plomb laminé utilisé dans le bâti.

L'objectif de cette note est de décrire le nombre et la proportion de cas de saturnisme infantile (DO) impliquant un revêtement en plomb laminé comme source de contamination en Ile-de-France (IDF).

Méthode d'identification des cas de saturnisme infantile impliquant le plomb laminé

Fin septembre 2020, la responsable santé-environnement de l'ARS-IDF a demandé aux services santé-environnement des 8 délégations départementales de l'ARS-IDF de transmettre à la CR-IDF les enquêtes environnementales de cas de saturnisme indiquant le plomb laminé parmi les sources d'exposition au plomb. Six délégations sur 8 ont répondu. Aucun cas n'a été identifié dans les départements 77, 78, 91, 93 et 95. La délégation de Paris dénombrait plusieurs intoxications identifiant le plomb laminé parmi les sources d'exposition a donné accès à l'ensemble des dossiers de DO de saturnisme archivés dans les locaux de l'ARS-75 afin de pouvoir les quantifier. Les dossiers de DO étaient accessibles pour la période de 2011 à 2019.

La CR-IDF a donc mis en œuvre une recherche exhaustive des DO de saturnisme impliquant le plomb laminé sur Paris à partir des archives (essentiellement papier) de l'ARS-75 sur la **période de 2011 à 2019**. Le nombre annuel de cas incidents de saturnisme (DO reçues par l'ARS) résidant à Paris et d'enquêtes environnementales associées sont décrits dans le tableau 1. Ont également été prises en compte les 61 enquêtes environnementales menées dans le cadre de l'étude PECSI du 1^{er} février 2013 au 31 mars 2014 sur Paris auprès de 66 enfants. L'étude PECSI proposait une enquête environnementale pour toute plombémie supérieure ou égale à 50 µg/L mesurée chez un enfant résidant à Paris; le seuil de définition du saturnisme était alors de 100 µg/L en 2013-2014.

Au total les enquêtes environnementales de 302 enfants ont ainsi été consultées. Elles concernaient 236 cas ayant fait l'objet d'une DO et 66 enfants inclus dans l'étude PECSI (plombémie ≥ 50 µg/L). L'examen de ces enquêtes a permis d'identifier 39 enfants pour lesquels le plomb laminé était une source d'intoxication. Ces 39 enfants étaient issus de 31 familles résidant à Paris.

Tableau 1 – Nombre de cas incidents de saturnisme infantile, résidant à Paris, déclarés à l'ARS-75 sur la période de 2011 à 2019 (Source : ARS-75)

Année	Cas incidents de saturnisme* (DO)	Cas incidents de saturnisme* ayant bénéficié d'une enquête environnementale
2011	48	45
2012	23	23
2013	32	29
2014	18	16
2015	30	23
2016	32	31
2017	27	27
2018	23	22
2019	20	20
TOTAL	253	236

* Plombémie ≥ 100 $\mu\text{g/L}$ de 2011 à juin 2015, Plombémie ≥ 50 $\mu\text{g/L}$ depuis juin 2015

Données recueillies dans les rapports d'enquêtes environnementales réalisées à Paris

Pour rappel, les enquêtes environnementales sont réalisées dans le but d'identifier les sources individuelles d'exposition de l'enfant suite à une DO de cas de saturnisme (article L 1334-1 du code de la santé publique). A Paris, ces enquêtes sont menées par le service parisien en santé environnementale (SPSE) de la ville de Paris. Le rapport d'enquête comprend un questionnaire d'investigation, les résultats des mesurages (peintures, balcons, poussières, céramiques...), une synthèse des résultats sur les sources investiguées et leur contribution à l'exposition au plomb de l'enfant, et la conclusion de l'enquêteur sur les causes de l'intoxication. De 2011 à 2019, le format du rapport du SPSE a peu évolué. La recherche de la présence d'une feuille de plomb laminé en couverture des balcons ou terrasses est systématique depuis 2004 (recommandation du comité technique plomb en 2004).

Dans les 31 rapports d'enquêtes environnementales sélectionnés (concernant 39 enfants), un recueil d'informations a été réalisé par la CR-IDF. Ces informations ont été saisies dans une base de données anonymisées. Les données recueillies comprenaient le sexe, l'âge, la date de prélèvement et la plombémie de l'enfant, la durée d'occupation du logement, la plombémie de la fratrie, le nombre et la liste des sources de plomb identifiées, ainsi que des informations spécifiques au revêtement en plomb laminé (balcon/terrasse) : le résultat de la mesure avec un appareil à fluorescence X, la teneur en plomb dans les poussières intérieures à proximité du balcon, la fréquentation du lieu par l'enfant, l'état de dégradation, l'évaluation par l'enquêteur du niveau d'exposition et de la contribution de la source à l'intoxication.

L'évaluation de la contribution de chacune des sources identifiées à l'exposition de l'enfant se fonde sur les résultats analytiques concernant la présence (et éventuellement les niveaux) de plomb dans les différents éléments investigués (revêtements de surface, poussière, vaisselle...), sur l'analyse des possibilités d'exposition de l'enfant à ces sources de plomb (accessibilité et fréquence du contact) et sur les comportements exposants de l'enfant (main-bouche, grattage...). Cette démarche suit celle proposée dans le guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant mineur (dont la deuxième version mise à jour a été publiée par Santé Publique France en 2020¹⁰). Une source était considérée comme source principale d'intoxication lorsque sa contribution à l'exposition de l'enfant était jugée par l'enquêteur « modérée », « élevée » ou « très élevée », et lorsqu'elle était citée dans la conclusion comme source principale ou prépondérante.

Description des cas de saturnisme en lien avec un revêtement extérieur en plomb laminé

La présence d'un revêtement extérieur en plomb laminé a été identifiée comme une source d'exposition au plomb chez **39 enfants parmi 302 enfants (13%) avec une plombémie au moins égale à 50 $\mu\text{g/L}$**

¹⁰ Guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant mineur - 2e version, 2020. Saint-Maurice : Santé publique France, 2020. 104 p. Disponible à partir de l'URL : <https://www.santepubliquefrance.fr>

résidant à Paris et ayant bénéficié d'une enquête environnementale au cours de la période 2011-2019. Dans ces logements, le plomb laminé était retrouvé principalement sur des balcons, quelques terrasses et dans un cas sur le sol des parties communes. La mise en évidence de la teneur en plomb du revêtement du balcon ou de la terrasse s'appuyait exclusivement sur une mesure du plomb par fluorescence X (XRF). Les mesures étaient comprises entre 70 et 100 mg/cm² (moyenne=85,5 mg/cm²). Des prélèvements de poussières recueillis dans 31% des logements (essentiellement en 2019) ont montré systématiquement les teneurs les plus fortes à proximité des fenêtres communiquant avec le balcon ou la terrasse. Les valeurs variaient de 165 à 6395 µg/m² (8/15 étaient supérieures à 500 µg/m²) et ont permis de confirmer la contamination des poussières intérieures par le revêtement du balcon.

Les cas de saturnisme indiquant le plomb laminé comme source d'intoxication (n=39) avaient en moyenne 2,2 sources identifiées (variation d'1 à 5 sources) par enfant (tableau 2). Pour l'ensemble des enfants (n=39), le revêtement en plomb laminé était jugé comme étant l'une des sources principales d'intoxication suite à l'enquête environnementale. La contribution à l'exposition était jugée « élevée » pour 38,5% et « très élevée » pour 61,5% des cas (tableau 2).

Tableau 2 – Description des sources d'intoxication des cas incidents de saturnisme infantile exposés au plomb laminé (n=39) et résidant à Paris. DO enregistrées par l'ARS-75 sur la période de 2011 à 2019.

	n	%
Nombre de sources principales identifiées		
1	10	25,6
2	15	38,5
3	12	30,8
4	1	2,6
5	1	2,6
Autres sources associées au revêtement en plomb laminé		
Peintures intérieures	20	51,3
Peintures des parties communes ou extérieures	8	20,5
Poussières intérieures	13	33,3
Poussières sur balcon ou terrasse	1	2,6
Poussières sur voirie	1	2,6
Vaisselle en céramique	3	7,7
Contribution du balcon à l'exposition		
élevée	15	38,5
très élevée	24	61,5
Fréquentation du balcon par l'enfant		
oui	25	64,1
non	1	2,6
non renseigné	13	33,3
Dégradation du balcon		
oui	16	41
non	7	17,9
non renseigné	16	41

Le revêtement en plomb laminé représentait une source unique d'intoxication pour 10/39 enfants (26%). Les sources principales associées au plomb laminé, pour les 29 autres enfants, étaient les peintures intérieures du logement (51% des cas), les poussières intérieures (33%), les peintures des parties communes ou des barreaudages (20%), la vaisselle en céramique (8%), les poussières sur le trottoir devant l'immeuble (3%) et les poussières du balcon (3%). Le balcon ou la terrasse était le plus souvent fréquenté par l'enfant (64%) et en état de dégradation (41%).

Les plombémies des 39 enfants variaient de 50 à 491 µg/L avec une moyenne géométrique de 102,9 µg/L (Tableau 3). Les enfants étaient âgés de 9 mois à 7 ans (2,7 ans en moyenne). L'intoxication (plombémie supérieure ou égale à 50 µg/L) d'au moins un membre de la fratrie était identifiée pour 52% (15/29) des cas avec fratrie et 31% (9/29) des cas avaient un frère ou une sœur présentant une plombémie supérieure ou égale à 100 µg/L.

Tableau 3 – Distribution des plombémies des 39 cas incidents de saturnisme infantile exposés au plomb laminé et résidant à Paris. DO enregistrées par l'ARS-75 sur la période de 2011 à 2019.

Plombémie (µg/L)	N	min	max	moyenne géométrique	p25	p50	p75
	39	50	491	102,9	64	98	146

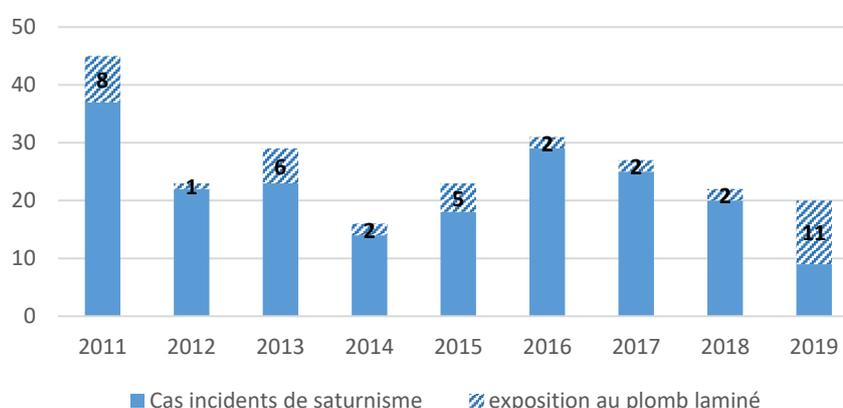
Les cas résidaient dans 14 arrondissements parisiens (tableau 4). Le 10^{ème}, 17^{ème} et 18^{ème} arrondissement concentraient le plus grand nombre de cas.

Tableau 4 – Code postal de résidence des cas

Code postal	75004	75005	75006	75007	75008	75010	75011	75014	75015	75017	75018	75019	75020	Total
n	2	2	4	3	3	5	4	1	1	6	5	1	2	39
%	5,1	5,1	10,3	7,7	7,7	12,8	10,3	2,6	2,6	15,4	12,8	2,6	5,1	100,0

Des cas d'intoxication due à une exposition au plomb laminé ont été constatés chaque année depuis 2011 mais on note un nombre plus élevé de cas en 2019 (n=11), identifiés pour la majorité dans le cadre du dépistage massif (1250 plombémies) réalisé suite à l'incendie de la cathédrale Notre-Dame dans les 4^{ème}, 5^{ème}, 6^{ème} et 7^{ème} arrondissements (Figure 1).

Figure 1 – Répartition, par année, des 39 cas incidents de saturnisme infantile exposés au plomb laminé et résidant à Paris. DO enregistrées par l'ARS-75 sur la période de 2011 à 2019.



Conclusion

Sur la période de 2011 à 2019, 39 enfants ont été intoxiqués suite à des expositions impliquant, parmi d'autres sources, du plomb laminé présent sur le balcon ou la terrasse de leur domicile parisien. Ils représentaient 12,9% des enfants présentant une plombémie élevée (supérieure à 50 ou 100 µg/L) dont la DO a été enregistrée par l'ARS-75 sur cette période à Paris. Le plomb laminé était la source unique d'intoxication identifiée par l'enquête du SPSE pour le compte de l'ARS, pour 10 de ces 39 enfants. La mesure d'une teneur en plomb élevée dans les poussières prélevées à proximité des fenêtres communicant avec le balcon ou la terrasse a permis de renforcer l'hypothèse du rôle de la dégradation du plomb laminé dans la contamination des poussières intérieures du logement. L'intoxication des enfants est en effet

possible par contact direct avec le revêtement du balcon ou par l'intermédiaire des poussières émises par l'usure du revêtement en plomb.

La recherche du plomb laminé parmi les sources d'intoxication par le plomb des cas de saturnisme infantile n'a pas été systématique dans les autres départements d'Ile-de-France mais aucun signalement n'était connu des services santé-environnement des délégations départementales de l'ARS. L'utilisation du plomb laminé étant spécifique à l'architecture haussmannienne, il est donc cohérent de retrouver l'ensemble des cas sur la ville de Paris.

Les expositions au plomb laminé sont donc toujours des sources non négligeables de contamination des enfants de la ville de Paris. Des techniques de recouvrement des feuilles ou plaques de plomb (résine, caillebotis...) permettent efficacement d'éviter l'exposition des enfants. Une information sur les risques pour la santé des enfants et sur les méthodes de recouvrement pourraient être diffusées auprès des familles et propriétaires bailleurs sur Paris pour prévenir de nouvelles intoxications.

Validé, le 28 janvier 2021, par la Commission spécialisée « Risques liés à l'environnement » :

*20 membres qualifiés sur 23 membres qualifiés votant étaient présents, 0 conflit d'intérêt ;
le texte a été approuvé par 20 votants, 0 abstention, 0 vote contre.*

Le 1^{er} février 2021

Haut Conseil de la santé publique

14 avenue Duquesne

75350 Paris 07 SP

www.hcsp.fr