

11

Voie atmosphérique et contamination des sols

Depuis l'Antiquité, le plomb a été extrait de minerais, notamment pour la production de monnaie et la soudure. Cette activité métallurgique a connu son apogée sous la République et l'Empire romains, avant de renaître avec la révolution industrielle (figure 11.1). Aujourd'hui, le plomb a été supprimé des peintures et est de moins en moins utilisé dans l'essence, au moins dans les pays occidentaux. Il demeure cependant un problème préoccupant en raison de la pollution par les poussières intérieures et extérieures contaminées souvent depuis des décennies ou même plus d'un siècle (Olden, 1993).

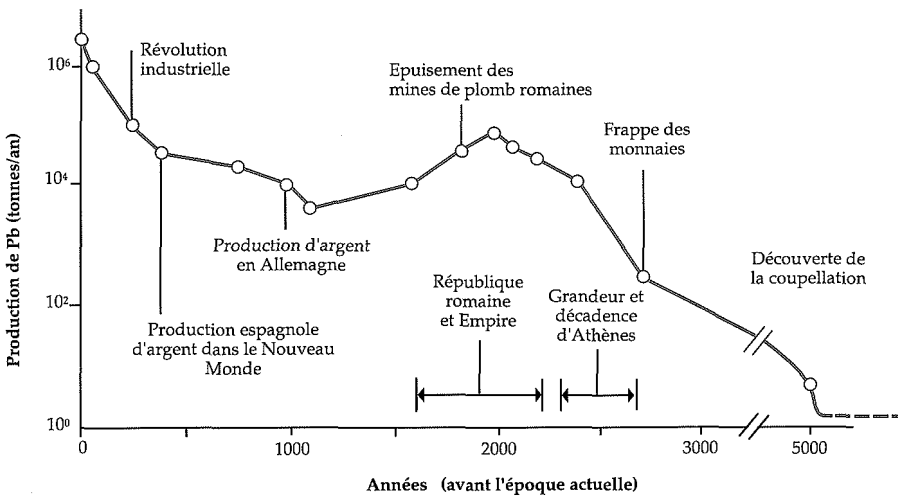


Figure 11.1 : Evolution de la production mondiale de plomb au cours des 5 000 dernières années (d'après *National Academy of Sciences*, 1980).

Evolution de la production de plomb au xx^e siècle

Au XX^e siècle, la production annuelle de plomb, à l'échelle du globe, a dépassé les 100 000 tonnes, passant de $9,3 \cdot 10^4$ t par an à $31 \cdot 10^5$ t par an entre 1700 et

1970 (Settle et Patterson, 1980). Cette production a été concentrée sur le continent nord-américain, en Europe et au Japon, qui totalisaient 85 % de la production mondiale en 1970 (dont 40 % pour les seuls Etats-Unis). La dispersion par voie atmosphérique des émissions de plomb aux cheminées des fonderies s'est donc considérablement accrue au cours des deux derniers siècles.

A la fin du XIX^e siècle est apparue une seconde source de dispersion massive de plomb dans l'environnement : l'utilisation de sels de plomb dans les pigments de peintures servent notamment à revêtir les parois intérieures et extérieures des habitations jusqu'au milieu du XIX^e siècle (tableau 11.I). Depuis les années 1940, le plomb a été remplacé progressivement dans les peintures par des oxydes de titane. Il est interdit aux Etats-Unis depuis 1978 à des teneurs supérieures à 600 ppm dans les peintures par la *Consumer Product Safety Commission*. Si l'usage professionnel des peintures au plomb (la céruse) est réglementé en France depuis 1913, et interdit depuis 1926, ces restrictions ne s'appliquaient pas alors aux particuliers propriétaires ou locataires. C'est pourquoi ce sel de plomb a continué à être largement utilisé comme pigment ou siccatif. Ce n'est que depuis le 1^{er} février 1993 qu'un arrêté interdit la mise sur le marché, en France, de peintures contenant des sels de plomb.

Tableau 11.I : Utilisation de plomb pour les peintures aux Etats-Unis.

Année	Consommation (10 ³ tonnes)
1880	50
1915	140
1925	170
1940	60
1960	5
1977	3

A partir de 1960, la production mondiale de plomb s'est subitement accrue. Cette troisième période de dispersion massive de plomb dans l'environnement s'était ouverte avec la découverte, en 1923, dans les usines de Dayton (Ohio) de la *General Motors*, des propriétés antidétonantes du plomb tétraéthyle (puis d'autres dérivés alkyles : tétraméthyle, triéthylméthyle...) utilisé comme additif dans l'essence. On estime que la quantité annuelle de plomb émis dans le milieu sous forme d'additif aux carburants automobiles a atteint en moyenne $2,3 \cdot 10^5$ tonnes pendant la période 1960-1980, et a connu son acmé en 1969 aux Etats-Unis (figure 11.2). A cette époque, 60 % de la consommation mondiale de plomb étaient concentrés dans le secteur automobile, principalement dans la fabrication des batteries et dans les carburants

(Rhue et coll., 1992). En 1983, l'essence plombée était encore la principale source d'émission de plomb dans le monde.

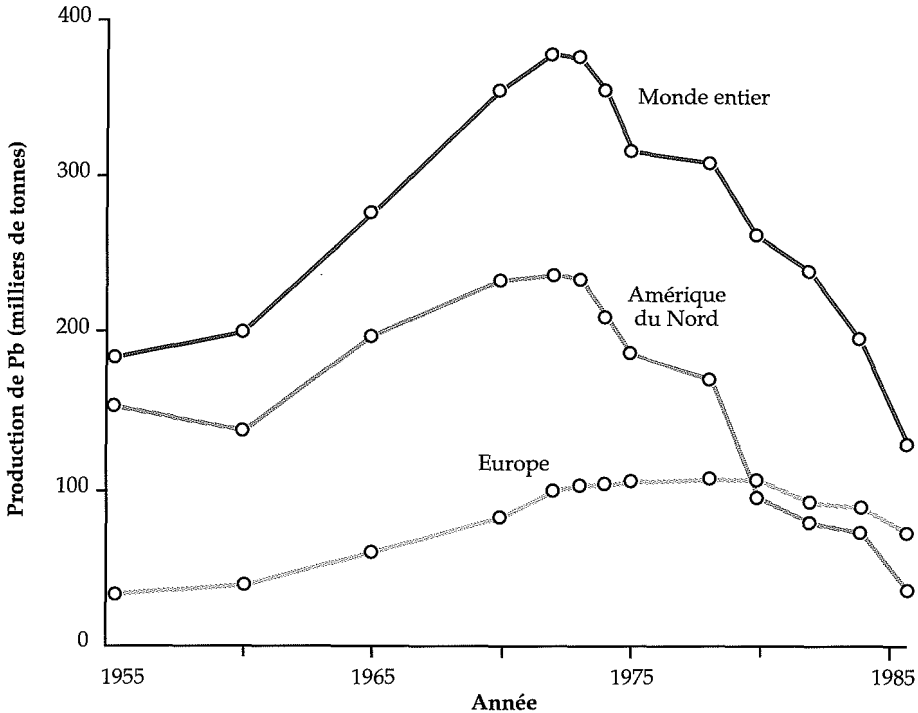


Figure 11.2 : Production mondiale de plomb (en milliers de tonnes) pour la production d'additif aux carburants automobiles (d'après Larbey et Bain, 1988).

Outre son caractère massif, cette source d'émission se caractérise par sa très grande dispersion. Depuis les années 1970, dans les pays industrialisés, l'utilisation de plomb dans l'essence diminue progressivement. Elle est cependant encore courante dans les pays moins avancés, en particulier dans les grandes mégalofoles des pays en développement (Menkes et Fawcett, 1997). Ainsi, le plomb est le métal ayant connu la plus grande dispersion d'origine anthropique à l'échelle du globe (Rhue et coll., 1992).

En 1995, la production européenne de plomb représentait $14,54 \cdot 10^5$ tonnes dans 51 unités industrielles ; plus de la moitié était produite dans des fonderies secondaires de recyclage du plomb contenu dans des matériaux divers (Union européenne, 1997). Selon des estimations de 1990, la France représentait le troisième pays européen émetteur de plomb dans l'environnement (ESQUAD, 1994), dont 83,7 % liés au trafic automobile (tableau 11.II), rang qu'elle occupe encore en 1994.

Tableau 11.II : Emission de plomb dans l'environnement en Europe, en 1990 (d'après ESQUAD, 1994).

Contribution relative des différentes sources par rapport aux émissions totales de chaque pays (%)							
Pays	Totaux (tonnes/an)	Trafic routier	Fer et acier	Carburant	Métaux non ferreux	Autres	Contribution relative par rapport aux émissions aux USA
Autriche	292	80,3	17,3	1,0	1,3	0,1	1,6
Belgique	577	50,0	43,8	1,1	2,9	2,3	3,1
Danemark	168	90,6	4,2	1,9	0,0	3,3	0,9
Finlande	217	78,8	16,4	1,4	3,1	0,2	1,2
France	2 987	83,7	9,3	0,6	4,5	1,8	16,2
Allemagne	2 859	71,2	19,2	1,4	7,8	0,4	15,5
Grèce	496	95,5	2,3	2,2	0,0	0,0	2,7
Irlande	133	91,2	2,8	2,6	3,4	0,0	0,7
Italie	2 771	83,5	11,5	1,2	3,2	0,6	15,0
Luxembourg	97	51,9	47,7	0,3	0,0	0,0	0,5
Pays-Bas	377	75,7	15,8	0,9	3,0	4,6	2,0
Portugal	628	96,6	1,5	1,9	0,1	0,0	3,4
Espagne	3 234	91,1	4,9	1,7	1,7	0,6	17,5
Suède	448	79,0	12,5	0,7	7,4	0,4	2,4
Royaume-Uni	3 165	85,4	6,9	1,6	5,0	1,1	17,2

Adsorbé principalement sur des particules de petite taille, ce plomb émis dans l'atmosphère par les activités métallurgiques et le trafic automobile peut être transporté sur de longues distances. On retrouve la marque de cette pollution diffuse jusque dans les glaces du Groenland : en prélevant des carottes très profondes dans la calotte glaciaire, il est possible de mesurer les concentrations de plomb déposées avec les précipitations depuis des milliers d'années, à plusieurs milliers de kilomètres des sources d'émission. La figure 11.3 visualise la brutale augmentation des teneurs en plomb au cours du dernier siècle (l'échelle est logarithmique).

Du fait de ces dépôts massifs sur une période relativement brève à l'échelle de l'histoire de l'humanité, le total de plomb accumulé à la surface du Groenland au cours des 800 années antérieures à l'avènement de l'empereur Constantin (306 de notre ère) ne représente pas plus de 15 % des dépôts survenus au cours des 60 années qui viennent de s'écouler ; en moyenne, la concentration de plomb dans les glaces datant de l'an 1520 est voisine de 4 pg/g, contre 100 pg/g de neige entre 1930 et 1990 (Candelone et coll., 1995).

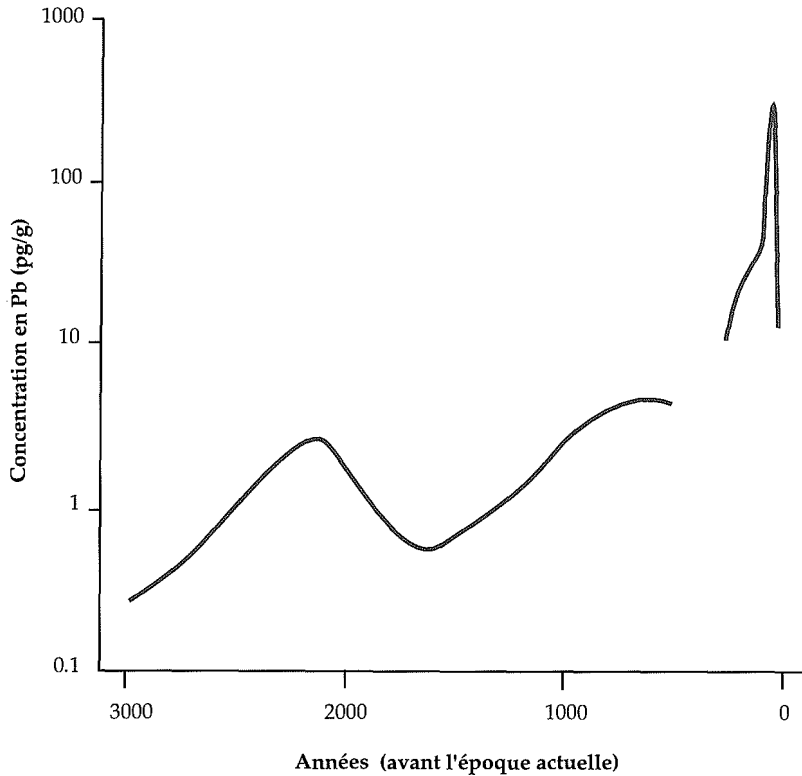


Figure 11.3 : Evolution des concentrations de plomb (en pg/g de glace) dans la calotte glaciaire du Groenland central, depuis 3 000 ans (d'après Candelone et coll., 1995).

L'étude de jeunes arbres peut également constituer un indicateur de l'évolution de la contamination d'un environnement par le plomb (Eklund et coll., 1996).

Recul des émissions de plomb depuis 1970

L'instauration de réglementations concernant les émissions de polluants d'origine industrielle à partir des années 1960 a contribué à une meilleure maîtrise des flux de plomb dans l'atmosphère. En France, la loi de 1976 sur les installations classées pour la protection de l'environnement a consolidé ce dispositif pour les gros émetteurs industriels. Mais l'essentiel des gains enregistrés depuis trente ans est le résultat des réglementations relatives aux sources mobiles : la fixation des teneurs limites de plomb dans l'essence et l'introduction des pots catalytiques proscrivant l'usage du plomb.

Les Etats-Unis ont interdit l'adjonction de plomb dans les carburants pour tous les véhicules postérieurs à 1975 (Wilson, 1985). En Europe, le mouvement a été plus tardif. Une directive (78/611) fixe la teneur limite à 0,40 g/l d'essence en 1978 (les teneurs étaient souvent supérieures à 0,60 g/l avant 1970) ; cette valeur passe à 0,15 g/l en 1985 (directive 85/210). Cette disposition permettra d'atteindre progressivement la valeur limite de concentration de plomb dans l'air, fixée à 2 µg/m³ en moyenne annuelle par une directive de 1982 (82/884) (Union européenne, 1997). Cependant, pour un total de 183 millions de véhicules dans l'Europe des Quinze, en 1995 (dont 161 millions de véhicules de tourisme), les émissions dans l'atmosphère s'élèvent encore à 8 119 tonnes. Alors que la proportion de véhicules n'utilisant plus d'essence au plomb atteint 100 % en Autriche, au Danemark, en Finlande et en Suède, et 94 % en Allemagne, la proportion de carburants au plomb vendus en France, compte tenu de la structure du parc automobile français, est encore de 50 % (tableau 11.III).

En France, ces progrès, bien que lents, sont liés à trois facteurs : la diesélisation croissante du parc automobile (phénomène qui pose d'ailleurs d'autres

Tableau 11.III : Usage d'essence plombée dans l'Union Européenne en 1995 (d'après Union européenne, 1997).

Pays	Consommation d'essence (10 ³ tonnes)			Teneurs en Pb (g/l)	% essence sans plomb	Utilisation de Pb élémentaire (tonnes)
	Totale	Avec plomb	Sans plomb			
Autriche	2 400	0	2 400	0	100	0
Belgique	2 792	838	1 954	0,15	70	170
Danemark	1 848	0	1 848	0	100	0
Finlande	1 838	0	1 838	0	100	0
France	15 494	7 713	7 781	0,15	50	1 562
Allemagne	29 686	1 781	27 905	0,15	94	361
Grèce	2 574	1 751	823	0,15	32	355
Hollande	3 960	594	3 366	0,15	85	120
Irlande	1 024	446	578	0,15	56	90
Italie	16 438	9 698	6 740	0,15	41	1 964
Luxembourg	502	95	407	0,15	81	19
Portugal	1 889	1 216	673	0,40	36	657
Espagne	8 172	5 802	2 370	0,15	29	1 175
Suède	4 192	0	4 192	0	100	0
Royaume-Uni	21 960	8 127	13 833	0,15	63	1 646
Total	114 769	38 061	76 708	-	67	8 119

problèmes sérieux de santé publique), le renouvellement peu rapide du parc (en raison de la « guerre de tranchée » engagée par certains motoristes français, ce n'est que depuis le 1^{er} janvier 1993 que tous les véhicules neufs ont dû être équipés d'une catalyse trois voies) et, enfin, la réduction différée des valeurs limites de plomb dans l'essence (elles sont passées à 0,25 g/l au 1^{er} août 1989 et à 0,15 g/l au 1^{er} juin 1991, soit six ans après la directive européenne).

Ce retard de l'Europe peut se mesurer dans les glaces du Groenland, grâce à l'analyse des abondances relatives de différents isotopes du plomb. D'après l'équipe du laboratoire de glaciologie et de géophysique de l'environnement de Grenoble, le ratio $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ signerait l'origine des émissions, le minerai de plomb américain utilisé pour la production d'alkyls étant plus riche en ^{206}Pb . Le tableau 11.IV montre une réduction sensible des dépôts de plomb issu des sources localisées aux Etats-Unis, entre 1968 et 1988 (- 86,9 %), alors que la baisse est moins forte pour les sources eurasiennes et canadiennes (- 64,5 %).

Tableau 11.IV : Evolution des concentrations de plomb dans les glaces du Groenland selon l'origine géographique des émissions (d'après Rosman et coll., 1994).

	Concentration en plomb (pg/g)		
	1968	1988	Rapport 1988/1968 (%)
Eurasie + Canada	71,2	25,3	35,5
Etats-Unis	64,2	8,4	13,1
Total	135,5	33,7	24,8

La longue histoire des émissions de plomb dans l'atmosphère, à courte et longue distance, a entraîné une accumulation du métal dans les sols. Cette accumulation est diffuse dans toutes les métropoles urbaines du globe, où elle concerne particulièrement les voisinages immédiats des grandes voiries (additifs des carburants) ; pour les sources industrielles, elle est plus localisée autour des fonderies primaires, des industries du recyclage, des usines d'incinération des déchets... (tableau 11.V).

Le plomb peut être dispersé dans le milieu par d'autres voies que la dégradation des peintures anciennes ou l'émission de particules chargées dans l'atmosphère. Après dépôt humide sur les voiries, il est lessivé par les pluies et atteint les réseaux d'eaux usées. Ainsi, d'une part il se déverse dans les cours d'eau dans lesquels sont envoyés les effluents bruts ou traités, d'autre part il se retrouve concentré dans les boues des stations d'épuration (STEP). Une directive de l'Union européenne (86/278) limite à $4\ 110\ \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$ les apports de plomb autorisés pour l'épandage de boues de STEP sur des terres à vocation

Tableau 11.V : Quantités de plomb déposées au sol par unité de surface, dans différents sites de Belgique, en 1995 (Union européenne, 1997).

Sites	Quantité de plomb ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{f}$)
Au voisinage de fonderies de métaux non ferreux	1 500 à 8 700
Au voisinage d'installations sidérurgiques	50 à 80
Dans des sites urbains	500
Dans des zones rurales distances de sources	25

agricole, soit 15 kg par an et par hectare. Par cette voie, le plomb peut apparaître dans la chaîne alimentaire.

Parallèlement à ces différentes sources d'origine anthropique, le plomb existe naturellement dans les milieux. Présent dans la croûte terrestre à des concentrations typiques de 10 à 30 ppm, il peut être transporté avec les poussières formées par érosion. Il est également émis lors d'éruptions volcaniques, ou à l'occasion de feux de forêts ou de broussailles.

Émis sous forme d'alkyls, le plomb additif R_4Pb est photodégradé en Pb^{2+} avec une demi-vie de 2 à 10 heures en été, et de 8 à 34 heures en hiver (Rhue et coll., 1992). Une fois déposé sur le sol, le plomb a tendance à s'accumuler ; il se lie plus ou moins fortement dans la matrice organique du sol et n'est pas entraîné par percolation dans les couches profondes. Il reste ainsi dans les couches supérieures, à une profondeur de 20 à 30 cm. Sa biodisponibilité dans le sol est très variable : elle dépend du pH du sol, de la taille des particules sur lesquelles il est adsorbé, de sa forme chimique, de la forme minéralogique et de la matrice organique du sol (Evans et coll., 1992 ; Davis et coll., 1993). Sa diffusion verticale est modeste car il pénètre lentement dans les végétaux. Ses processus de transformation biotique sont mal connus.

Voies et niveaux d'exposition au plomb

Les voies par lesquelles l'homme est exposé au plomb sont diverses : l'inhalation d'air, l'ingestion de poussières déposées sur le sol, l'ingestion d'aliments ou d'eau contenant du plomb (figure 11.4).

Des valeurs typiques d'absorption de plomb chez des enfants de 2 à 3 ans, population critique pour l'intoxication par le plomb, ont été estimées par l'Agence américaine de l'environnement à partir de teneurs de plomb mesurées dans divers médias (tableau 11.VI). Selon les hypothèses qui fondent ces estimations, les deux sources principales d'exposition sont l'alimentation et les poussières de maison ou du sol ingérées par les enfants par portage main-bouche. L'inhalation est devenue une voie marginale d'exposition. Mais ces

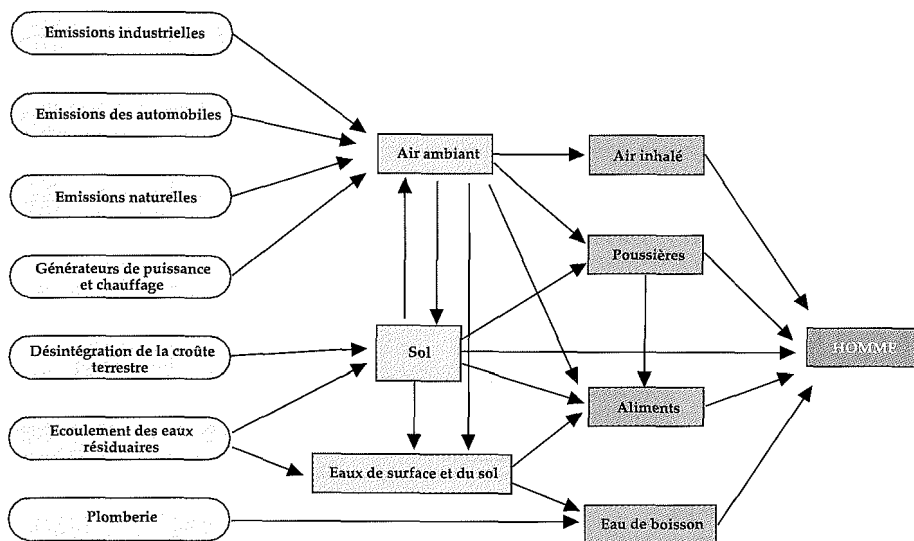


Figure 11.4 : Voies d'exposition de l'homme au plomb.

valeurs moyennes connaissent de fortes variations selon les caractéristiques de l'environnement des personnes (Gulson et coll., 1995). Aux Etats-Unis, comme dans les pays européens, l'apport quotidien moyen a diminué sensiblement au cours des deux dernières décennies (ATSDR, 1998).

Tableau 11.VI : Apports et absorption de plomb chez des enfants âgés de 2 à 3 ans, aux Etats-Unis (d'après US-EPA, 1989).

Exposition au média (quantité)	Intensité du contact avec le Pb ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Taux de pénétration (%)	Incorporation ($\mu\text{g}/\text{l}$)
Air ($2,5 \text{ m}^3$)	0,5	40	0,2
Alimentation	6,8	50	3,4
Sol (45 mg)	9,0	30	2,7
Poussière (55 mg)	11,0	30	3,1
Eau (0,5 l)	2,0	50	1,0
Total	29,3	—	10,6

Diminution des immissions urbaines

Les figures 11.5 et 11.6 montrent, pour Paris et Grenoble, l'évolution sur 10 ans des concentrations moyennes annuelles de plomb (immissions) pour différents sites de mesure. La valeur limite prescrite par la directive 1981/884

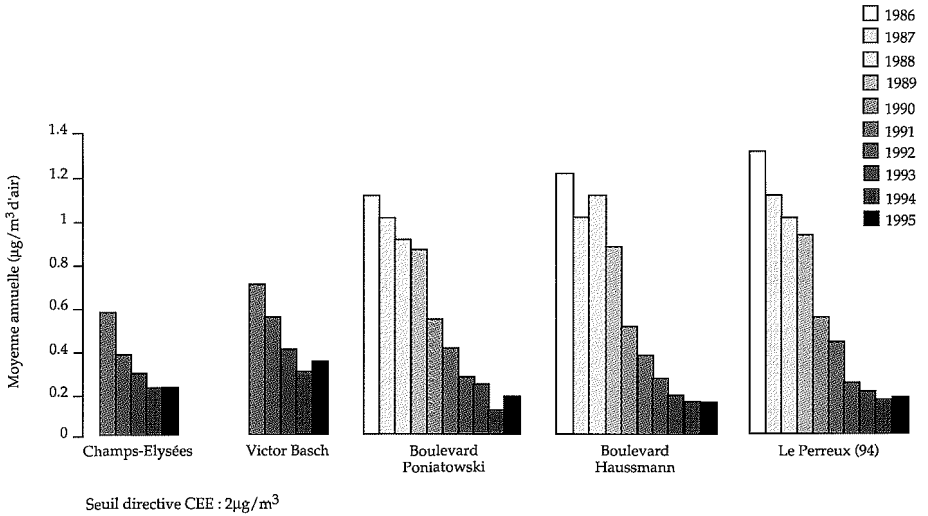


Figure 11.5 : Evolution des moyennes annuelles de plomb dans l'air à Paris (d'après AIRPARIF).

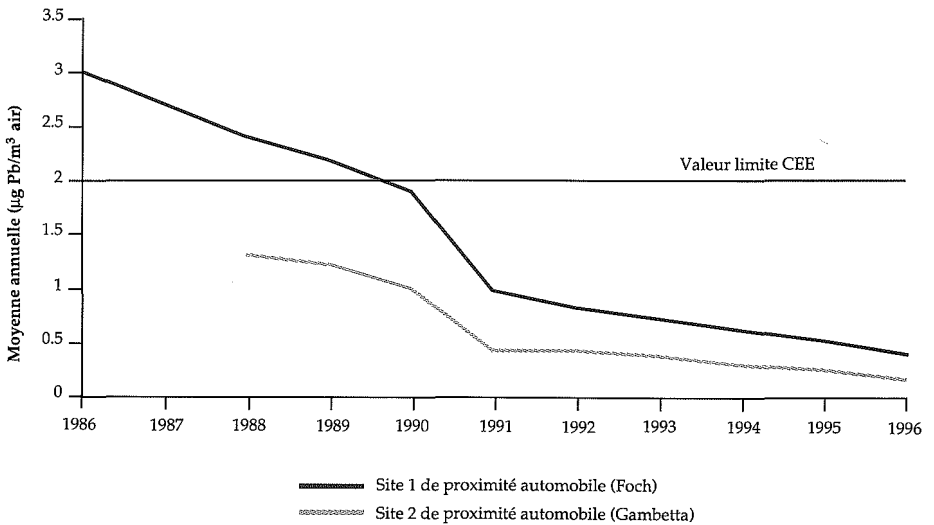


Figure 11.6 : Evolution des moyennes annuelles de plomb dans l'air à Grenoble (d'après ASCOPARG).

de l'Union européenne est $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne annuelle) ; l'*Environment Protection Agency* (EPA) l'a fixée à $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le bureau européen de l'OMS a recommandé en 1994 une valeur guide de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tableau 11.VII).

Tableau 11.VII : Critères pour la détermination de la valeur guide du plomb dans l'air (OMS-Europe 1997).

- L'objectif étant que 98 % de la population aient une plombémie inférieure à $100 \mu\text{g}/\text{l}$, la médiane doit être inférieure à $54 \mu\text{g}/\text{l}$.
- L'estimation de la contribution du plomb inhalé dans l'augmentation de la plombémie est de $16 \mu\text{g}/\text{l}$ pour $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ chez l'adulte, et de $19 \mu\text{g}/\text{l}$ chez l'enfant. Cependant, alors que chez l'adulte, l'inhalation constitue une source prédominante d'exposition, d'autres apports priment chez l'enfant. Pour prendre en compte ces autres facteurs d'exposition de l'enfant, une marge de sécurité supplémentaire est considérée : il est estimé que $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de plomb inhalé contribue à accroître la plombémie de $50 \mu\text{g}/\text{l}^*$.

- La plombémie de base, sans source d'exposition anthropogénique, est estimée à $10-30 \mu\text{g}/\text{l}$.

En conséquence, pour ne pas excéder $55 \mu\text{g}/\text{l}$, soit $30 \mu\text{g}/\text{l} + 25 \mu\text{g}/\text{l}$, il faut que l'apport de l'atmosphère soit inférieur à $25 \mu\text{g}/\text{l}$: cela conduit à une immission moyenne de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

*Pour l'ATSDR, aux Etats-Unis, une augmentation de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des concentrations moyennes dans l'air entraînerait un accroissement moyen de la plombémie de 50 à $60 \mu\text{g}/\text{l}$ (ATSDR, 1990).

En règle générale, les teneurs dans les villes françaises sont voisines de $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, avec des baisses de 70 à 85 % entre 1987 et 1995. Actuellement, les concentrations les plus élevées en France sont d'origine industrielle, mais elles ont aussi tendance à décroître (-27 % entre 1992 et 1995, ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du territoire, 1998).

Cette évolution n'est pas propre à la France. On la retrouve dans tous les pays ayant pris des mesures pour réduire le plomb dans l'essence et pour diminuer (voire proscrire) l'usage d'essence plombée (Rodamilans et coll., 1996 ; Bono et coll., 1995 ; Chisolm et coll., 1994). Dans les pays qui n'ont pas encore pris ces dispositions, au contraire, la distance aux voiries et l'intensité du trafic constituent des prédicteurs majeurs des concentrations ambiantes (tableau 11.VIII).

Preuve de l'importance de la voie directe d'exposition par inhalation, les plombémies moyennes ont suivi, en parallèle, l'évolution des concentrations atmosphériques du plomb en milieu urbain, comme le montre la figure 11.7 aux Etats-Unis. Des résultats semblables ont été observés en Europe. A Barcelone, la plombémie moyenne des adultes a baissé de 52,4 % entre 1984 et 1994 (Rodamilans et coll., 1996) ; à Turin, la baisse a été comparable (62,4 % chez des hommes et 49,6 % chez des femmes, entre 1985-1986 et 1993-1994) (Bono et coll., 1995).

Grâce à cette réduction considérable des immissions urbaines dans les pays ayant renoncé au plomb dans l'essence, les plombémies sont moins influencées que par le passé par les concentrations atmosphériques du plomb. Dans des

Tableau 11.VIII : Immissions moyennes du plomb atmosphérique selon l'intensité du trafic à proximité, au Cap, en Afrique du Sud¹ (von Schirnding et coll., 1996).

Intensité du trafic (véhicules/jour)	Immission ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
> 20 000	2,1
18 000	1,3
8 000	1,3
1 000	0,9
250	0,4-0,7

¹ : Les teneurs moyennes en plomb dans l'essence sont de 0,4 g/l. L'essence sans plomb n'est disponible que depuis 1996.

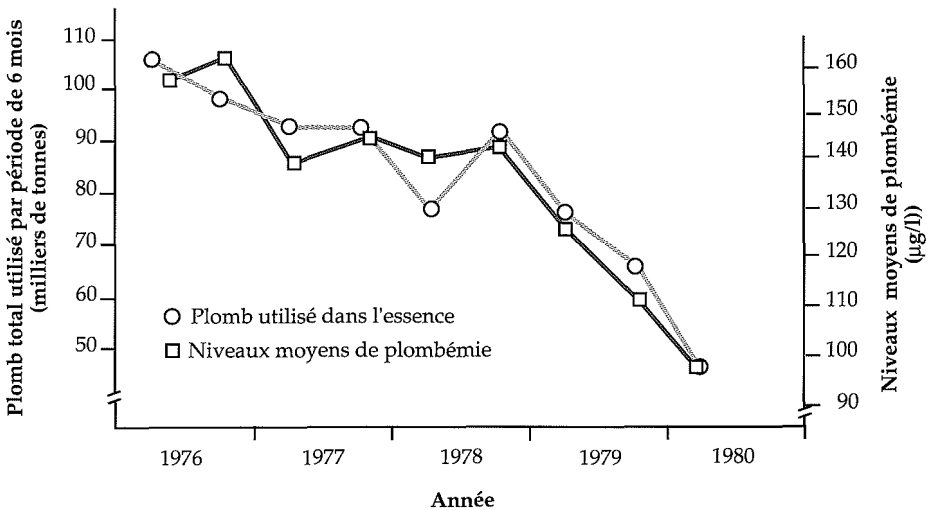


Figure 11.7 : Evolution des plombémies moyennes des enfants aux Etats-Unis, en relation avec la baisse de l'usage de l'essence plombée entre 1976 et 1980 (d'après Annett, 1983).

sites urbains non soumis à l'influence de sources industrielles, les caractères de l'habitat et d'autres facteurs liés aux comportements des enfants prennent le pas, comme facteurs prédictifs des expositions au plomb, sur la proximité aux sources automobiles (Clark et coll., 1985 ; Alexander et coll., 1993 ; Elhelu et coll., 1995).

Une vaste analyse groupée des données individuelles collectées dans le cadre de douze études épidémiologiques réalisées entre 1982 et 1997, et totalisant 1 861 enfants de 6 à 36 mois, a pu apprécier la part relative de quatre sources potentielles de contamination des enfants : les poussières de maison, le sol des

jardins privés, la peinture des revêtements intérieurs, l'eau du robinet (Lanphear et coll., 1998). Les facteurs prédictifs majeurs de la plombémie sont, dans l'ordre : la charge en plomb dans les poussières de maison (poids par unité de surface), la teneur en plomb du sol voisin, l'âge des enfants, leur comportement main-bouche et leur catégorie sociale. Dans ce travail, ni le taux de plomb dans les peintures ni le plomb dans l'eau du robinet n'influencent la plombémie des enfants (le plomb atmosphérique n'a pas été pris en compte, les auteurs estimant que son rôle était devenu marginal). La proportion d'enfants présentant une plombémie supérieure à 100 µg/l ne croît que de 1,2 % à 6,5 % lorsque les teneurs en plomb dans le sol passent de 100 à 4 000 ppm à concentrations égales dans les poussières de maison (1 µg/pied²), alors que, inversement, lorsque cette concentration croît d'un même facteur (de 1 à 40 µg/pied²), la prévalence de cette plombémie élevée croît de 1,2 % à 20 %, pour un plomb dans le sol stable à 100 ppm. Le modèle proposé par les auteurs paraît valide car il était apte à prédire de manière fidèle la plombémie moyenne observée dans l'enquête nationale NHANES III (1991-1994) chez des enfants de même âge, lorsque les niveaux d'exposition au plomb dans les différents milieux considérés étaient fixés aux valeurs médianes retrouvées dans les enquêtes représentatives de l'habitat américain (5 µg/pied² des poussières de maison, 72 ppm dans le sol, valeur maximale de plomb des peintures intérieures = 1,6 mg/cm², plomb d'origine hydrique = 1 µg/l). Toutefois, ce travail important pose un problème lié à la non-prise en compte du plomb d'origine alimentaire. Il montre cependant que la présence de plomb dans l'environnement particulaire des jeunes enfants (par les poussières de maison et du sol) représente une voie majeure d'intoxication, du fait de leur propension à absorber ces particules par contact main-bouche. L'origine de ces poussières peut être diverse : retombées de l'aérosol issu des pots d'échappement des véhicules, panache des émissions industrielles, déchets d'activités minières, érosion ou lessivage des peintures au plomb à l'intérieur ou à l'extérieur des maisons.

Influence persistante des activités industrielles et de la contamination du sol

Dans le bassin minier proche de Douai, deux sites de la métallurgie des métaux non ferreux (fusion primaire de plomb et fonderie de zinc) ont entraîné une contamination importante du voisinage par voie atmosphérique : en 1984, les estimations des émissions de plomb représentaient respectivement 135 kg et 35 g par jour. Si les rejets atmosphériques des métaux lourds ont été considérablement réduits depuis, de plus de 90 %, une pollution persistante des sols a pu être mesurée (à plus de 1 000 ppm) sur une surface totale de 2 à 3 km² concernant 3 000 à 4 000 habitants des communes alentour (Declercq et coll., 1990).

Les anciens sites de pollution industrielle ont marqué pour longtemps leur environnement. A Leadville, dans le Colorado, ancien site minier d'extraction d'or, d'argent et de zinc, une fonderie fermée en 1961 a produit en un siècle un million de tonnes de plomb. Trente ans plus tard, une étude (Cook et coll., 1993) montre que 150 enfants de 6 à 71 mois résidant dans 105 maisons présentent encore des plombémies moyennes très élevées (tableau 11.IX).

Tableau 11.IX : Plombémie moyenne chez des nourrissons de Leadville et prévalence de plombémies excessives (d'après Cook et coll., 1993).

Age (mois)	Plombémie moyenne (µg/l) (écart-type)	Proportion (%) d'enfants ayant des plombémies		
		> 100 µg/l	> 150 µg/l	> 250 µg/l
6-36	104 (58)	44,1	16,2	1,5
37-71	99(54)	37,8	13,4	2,4
Total	101(56)	40,7	14,7	2,0

L'origine de ces expositions élevées se situe dans le plomb accumulé au fil des ans dans les jardins (concentrations moyennes de 1 674 ppm, écart-type = 1 460, étendue : 49 000 à 74 000 ppm) et dans les poussières de maison (moyenne : 1 000 ppm, écart-type 1 155 ; étendue de 8 à 11 000 ppm), du fait des retombées des émissions de l'usine et de l'épandage dans les jardins de scories et de déchets de la fonderie, afin d'alléger la terre. L'habitude, pour les enfants, de manger dehors ou de sucer des objets prélevés par terre, la présence d'un chat ou d'un chien à la maison, ou le fait d'avoir un parent mineur ramenant ses vêtements à la maison, sont très prédictifs de plombémies élevées chez les jeunes enfants.

En Pologne, 60 % des enfants de 7 à 15 ans vivant au voisinage de fonderies de métaux non ferreux ont une plombémie supérieure à 100 µg/l (pour 11 à 26 % des enfants, selon l'âge, elle est supérieure à 200 µg/l) (Dutkiewicz et coll., 1993). Des résultats semblables, quoique moins préoccupants, ont été retrouvés au voisinage d'autres sites industriels. A côté d'une fonderie de recyclage ayant pollué l'environnement pendant 80 ans (25 % des échantillons de sols montrent des teneurs en plomb supérieures à 750 ppm), on retrouve 12,1 % d'enfants de moins de 6 ans avec des plombémies supérieures à 100 µg/l (Berny et coll., 1994, 1995).

Contamination par ingestion de poussières du sol

La quantité de poussières du sol qu'un enfant ingère quotidiennement est une variable importante déterminant l'apport de différents polluants présents dans

cette matrice. Les critères de qualité des sols dérivent d'objectifs de protection de telles intoxications, et s'appuient souvent sur des estimations issues de travaux conduits par l'équipe de Calabrese (Stanek et Calabrese, 1991). Les auteurs ont calculé chez 64 enfants, en mesurant différents traceurs (silicone, yttrium, aluminium), que la valeur médiane des taux d'ingestion variait de 9 à 96 mg/j. L'EPA a considéré, sur de telles bases, que des concentrations maximales devaient être fixées à 500 ppm afin d'éviter que plus de 5 % de la population ait une plombémie supérieure à 100 µg/l (US-EPA 1991). Pour déterminer cette valeur limite, l'hypothèse est faite qu'un enfant absorbe, 350 jours par an, 200 mg/j de sol contenant du plomb dont la biodisponibilité est de 100 % (Chrostowski et Wheeler, 1992).

Ces valeurs sont jugées trop prudentes par divers auteurs. S'appuyant sur des études réalisées en Australie ou en Grande-Bretagne (Baltrop et coll., 1975 ; Heyworth et coll., 1981), chez des enfants résidant dans des logements construits sur des sols à teneur en plomb très contrastées, De Silva (1994) estime que la valeur moyenne de l'ingestion de poussières du sol est plutôt de 4 mg/j. Selon l'auteur, cette estimation est la plus compatible avec la corrélation trouvée entre les écarts de plomb dans les sols (de 420 à 13 969 ppm) et les différences de plombémie chez les enfants (de 207 à 290 µg/l en moyenne) pour une biodisponibilité jugée voisine de 40 à 50 %.

La biodisponibilité du plomb présent dans le sol est sans doute inférieure à 100 %. Par rapport à du sel de plomb très soluble (acétate) introduit dans le régime de rats Fisher pendant 15 à 44 jours, et dont on a mesuré la charge en plomb dans l'os, le rein ou dans divers autres tissus, le plomb présent dans des poussières issues de sols contaminés par des déchets miniers ou des rejets de fonderies a un taux de pénétration sensiblement réduit (de 3 à 10 fois moins par rapport à un taux voisin de 14 à 17 % pour l'acétate de plomb) (Freeman et coll., 1996). Le plomb de sols miniers aurait ainsi une biodisponibilité particulièrement faible, en raison de sa structure minéralogique (Davis et coll., 1993).

La Society for Environmental Geochemistry and Health propose une approche empirique très pratique pour déterminer des critères de qualité d'un sol, selon l'importance des autres sources de plomb, selon les objectifs de protection poursuivis et la biodisponibilité du plomb dans le sol considéré (Wixson et Davies, 1994). La concentration en plomb acceptable dans un sol (moyenne géométrique en ppm), est déterminée par l'équation :

$$S = \text{valeur absolue de } [(T/G^n) - B] / \partial$$

dans laquelle :

- T est la plombémie à ne pas dépasser, en µg/l ;
- B est la plombémie de base dans la population considérée résultant des autres sources d'exposition, exprimée en µg/l ;

- G est l'écart-type géométrique de la plombémie ; typiquement, $G = 13$ à $15 \mu\text{g/l}$;
- n est le nombre de déviations standard par rapport à la plombémie cible ; il détermine le pourcentage de population n'excédant pas T ;
- ∂ mesure la biodisponibilité du plomb et la quantité ingérée ; elle s'exprime en $\mu\text{g/l}$ de sang, par ppm dans le sol et varie typiquement de 1 à 8.

Le tableau 11.X propose, sur ces prémisses, des valeurs (en ppm) de concentrations acceptables, selon la plombémie cible à ne pas dépasser et la proportion de la population que l'on entend protéger de valeurs supérieures. Lorsque la valeur de ∂ double, la valeur limite de plomb dans le sol doit être réduite de moitié pour satisfaire les mêmes objectifs de protection de la population.

Tableau 11.X : Concentrations en plomb acceptables dans les sols, en fonction du degré de protection et de la plombémie maximale souhaités (Wixson et Davies, 1994).

Plombémie à ne pas dépasser ($\mu\text{g/l}$)	Concentration acceptable dans les sols (ppm)		
	Pourcentage de la population à protéger		
	95 %	98 %	99 %
100	880	500	300
150	2 300	1 860	1 400
200	3 750	3 000	2 600

Bases de calcul : $\delta = 2$; $B = 40 \mu\text{g/l}$; $G = 14 \mu\text{g/l}$

Influence de la réhabilitation de l'environnement sur la plombémie

L'étude des facteurs prédictifs de la plombémie montre que, outre un environnement contaminé, des facteurs socio-éducatifs jouent un rôle non négligeable (Cook et coll., 1993 ; Lanphear et coll., 1998). Peut-on cependant réduire l'exposition biologique des enfants au plomb en éliminant ou réduisant l'apport environnemental par des mesures d'hygiène du milieu ? Un essai préventif dans la communauté a tenté, à Boston, de répondre à cette question. Au sein d'un quartier défavorisé de la ville ayant rassemblé 30 % des cas d'intoxication enregistrés dans l'agglomération entre 1979 et 1985, 151 enfants ont été affectés par tirage au sort à trois groupes d'action :

- un groupe bénéficiant d'un remplacement de la couche superficielle de la terre des jardins privatifs par de la terre propre (moins de 100 ppm de plomb), sur 12 à 702 m². A cela s'est ajouté un nettoyage unique par aspiration à haut débit des poussières de maison, suivi d'un lavage des sols à l'eau, ainsi que d'une aspiration soigneuse des poussières issues des parois intérieures et extérieures des logements et d'un nettoyage à l'eau.

- le second groupe ne bénéficiait pas, par rapport au premier, du remplacement de la terre du jardin ;
- le troisième se distinguait du second par le fait que l'aspiration se limitait aux parois du foyer (pas au sol).

Toutes les familles ont bénéficié d'un suivi socio-éducatif comparable. Au bout de 6 à 11 mois (phase 1), les résultats étaient considérés comme « décevants » par les promoteurs de l'essai : les écarts moyens de plombémie étaient de 12,8 µg/l (contraste groupes 1 et 2) ou 14,8 µg/l (contraste groupes 1 et 3). Après ajustement sur divers facteurs de confusion, le gain associé au remplacement du sol de surface était qualifié de « modeste » (4 à 20 µg/l de baisse de la plombémie, intervalle de confiance à 95 %) (Weitzman et coll., 1993). Un groupe de 45 enfants a pu être suivi jusqu'à l'âge de 2 ans. Chez eux, l'amélioration était plus sensible, avec une réduction de 23 à 43 µg/l de la plombémie (IC 95 %) (Aschengrau et coll., 1994). Le remplacement des terres contaminées par des dépôts de la pollution automobile et du lessivage des peintures des parois extérieures a permis de réduire de 1 790 ppm la concentration moyenne du plomb dans le sol au voisinage de la maison (la concentration moyenne était supérieure à 3 000 ppm dans ce quartier, pour des valeurs typiques de l'ordre de 600 ppm dans le reste de Boston), pour un coût unitaire moyen de 9 600 dollars.

Ainsi, le contrôle des sources d'exposition aboutit à une réduction modeste mais appréciable de la pénétration de plomb chez l'enfant.

En conclusion, si la réglementation européenne a contribué, depuis 1978, à une meilleure maîtrise des flux de plomb dans l'atmosphère, elle reste encore très en retard sur la législation américaine, notamment en France, où l'usage d'essence au plomb reste élevé. Pourtant, dans les pays ayant pris des mesures pour réduire le plomb dans l'essence ou pour limiter l'utilisation de l'essence plombée, la plombémie diminue. Il a été montré que la présence de plomb dans l'environnement de l'enfant (poussières de maison, sols de jardins, peintures intérieures, eau du robinet) constitue une voie majeure d'intoxication. L'alimentation, l'environnement industriel et les conditions socio-éducatives restent également des facteurs prédictifs déterminants de la plombémie chez l'enfant. On sait aujourd'hui que le contrôle de ces facteurs peut aboutir à une réduction appréciable de la pénétration du plomb chez l'enfant.

BIBLIOGRAPHIE

ALEXANDER LM, HEAVEN A, DELVES HT, MORETON J, TRENOUTH MJ. Relative exposure of children to lead from dust and drinking water. *Arch Environ Health* 1993, **48** : 392-400

ANNETT JL. Trends in the blood lead levels of the US population. In : Lead versus health. RUTTER M, JONES RR, Eds. New York : John Wiley and sons, 1983, 33-58

ASCHENGRAU A, BEISER A, BELLINGER D, COPENHAFFER D, WEITZMAN M. The impact of soil lead abatement on urban children's blood lead levels : phase II results from the Boston Lead-In-Soil Demonstration Project. *Environ Res* 1994, **67** : 125-148

ATSDR (Agency for Toxic Substance and Disease Registry). Toxicological Profile for Lead. Atlanta, GA, 1998

BALTROP D, STREHLOW CD, THORNTON I et coll. Absorption of lead from dust and soil. *Postgrad Med J* 1975, **51** : 801-804

BERNY PJ, COTE LM, BUCK WB. Relationship between soil lead, dust lead, and blood lead concentrations in pets and their owners ; evaluation of soil lead threshold values. *Environ Res* 1994, **67** : 84-97

BERNY PJ, COTE LM, BUCK WB. Can household pets be used as reliable monitors of lead exposure to humans ? *Sci Total Environ* 1995, **172** : 163-173

BONO R, PIGNATA C, SCURSATONE E, ROVERE R, NATALE P, GILLI G. Updating about reductions of air and blood lead concentrations in Turin, Italy, following reductions in the lead content of gasoline. *Environ Res* 1995, **70** : 30-34

CALABRESE EJ, STANEK EJ. A guide to interpreting soil ingestion studies. II. Qualitative and quantitative evidence of soil ingestion. *Reg Toxicol Pharmacol* 1991, **13** : 278-292

CANDELONE JP, HONG S, PELLONE C, BOUTRON CF. Post-industrial revolution changes in large-scale atmospheric pollution of the northern hemisphere by heavy metal as documented in central Greenland snow and ice. *J Geophysic Res* 1995, **100** : 16605-16616

CHISOLM JJ JR, FARFEL MR. Environmental control and deleading. *Pediatr Ann* 1994, **23** : 627-631

CHROSTOWSKI PC, WHEELER JA. Comparison of the integrated uptake biokinetic model to traditional risk assessment approaches for environmental lead. *ASTM-STP-1158-Superfund-risk-assessment-in-soil-contamination-studies* 1992 : 151-166

CLARK CS, BORNSCHEIN RL, SUCCOP P, QUE HEE SS, HAMMOND PB, PEACE B. Condition and type of housing as an indicator of potential environmental lead exposure and pediatric blood lead levels. *Environ Res* 1985, **38** : 46-53

COOK M, CHAPPELL WR, HOFFMAN RE, MANGIONE EJ. Assessment of blood lead levels in children living in a historic mining and smelting community. *Am J Epidemiol* 1993, **137** : 447-455

DAVIS A, DREXLER JW, RUBY MV, NICHOLSON A. Micromineralogy of mine wastes in relation to lead bioavailability, Butte, Montana. *Environ Sci Technol* 1993, **27** : 1415-1425

DE SILVA PE. How Much Soil Do Children Ingest-a New Approach. *Appl Occup Environ Hyg* 1994, **9** : 40-43

DECLERCQ C, LAHOUTE C, MERCIER JF, HAGUENOER JM. Evaluation de l'exposition au plomb de 2 groupes d'enfants de la région Nord-Pas-de-Calais. Résultats préliminaires. Observatoire Régional de la Santé Nord-Pas-de-Calais, Lille, 1990

DUTKIEWICZ T, SOKOLOWSKA D, KULKA E. Health risk assessment in children exposed to lead compounds in the vicinity of mine-smelter plant « Orzel Bialy ». *Pol J Occup Med Environ Health* 1993, **6** : 71-78

EKLUND M, BERGBACK B, LOHM U. Historical cadmium and lead pollution studied in growth rings of oak wood. *Environ Hist* 1996, 2 : 347-357

ELHELU MA, CALDWELL DT, HIRPASSA WD. Lead in inner-city soil and its possible contribution to children's blood lead. *Arch Environ Health* 1995, 50 : 165-169

ESQUAD. The impact of atmospheric deposition of non-acidifying pollutants on the quality of European forest soils and the North Sea. Main report from the ESQUAD projet. Van den Hout KD (ed.). RIVM, Bilthoven, the Netherlands, 1994

EVANS E, MA M, KINGSTON L, LEHARNE S, CHOWDHRY B. The speciation pattern of lead in street dusts and soils in the vicinity of two London schools. *Environ Int* 1992, 18 : 153-162

FREEMAN GB, DILL JA, JOHNSON JD, KURTZ PJ, PARHAM F, MATTHEWS HB. Comparative absorption of lead from contaminated soil and lead salts by weanling Fischer 344 rats. *Fund Appl Toxicol* 1996, 33 : 109-119

GROBLER SR, THEUNISSEN FS, MARESKY LS. Evidence of undue lead exposure in Cape Town before the advent of leaded petrol. *S Afr Med J* 1996, 2 : 169-171

GULSON BL, DAVIS JJ, MIZON KJ, KORSCH MJ, BAWDEN SMITH J. Sources of lead in soil and dust and the use of dust fallout as a sampling medium. *Sci Total Environ* 1995, 166 : 245-262

HEYWORTH F, SPICKETT J, DICK M et coll. Tailings from a lead mine and lead levels in school children. *Med J Austr* 1981, 2 : 232-234

LANPHEAR BP, MATTE TD, ROGERS J, CLICKNER RP, DIETZ B et coll. The contribution of lead-contaminated house dust and residential soil to children's blood lead levels. A pooled analysis of 12 epidemiologic studies. *Environ Res* 1998, 79 : 51-68

LARBEY RJ, JR BAIN. Trends in the use of lead as a gasoline antiknock additive. Paper presented at the International Lead and Zinc Conference. The Associated Ocel Company Limited, London, Oct. 5-7, 1988

MENKES DB, FAWCETT JP. Too easily lead ? Health effects of gasoline additives. *Environ Health Perspect* 1997, 105 : 270-273

MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE. La qualité de l'air en France en 1995-1996, 1998

MOSEHOLM L, LARSEN EH, ANDERSEN B, NIELSEN MM. Atmospheric deposition of trace elements around point sources and human health risk. I : Impact zones near a source of lead emissions. *Sci Total Environ* 1992, 126 : 243-262

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. Lead in the environment. Report prepared by the committee on lead in the human environment. NAS, Washington DC, 1980, 265-349

OLDEN K. Environmental risks to the health of American children. *Prev Med* 1993, 22 : 576-578

RHUE RD, MANSELL RS, OU L T, COX R, TANG SR, OUYANG Y. The fate and behavior of lead alkyls in the environment : a review. *Crit Rev Environ Control* 1992, 22 : 169-193

RODAMILANS M, TORRA M, TO-FIGUERAS J, CORBELLA J, LOPEZ B et coll. Effect of the reduction of petrol lead on blood lead levels of the population of Barcelona. *Bull Environ Contam Toxicol* 1996, 56 : 717-721

- ROSMAN KJR, CHISLHOLM W, BOUTRON CF, CANDELONE JP, HONG S. Isotopic evidence to account for changes in the concentration of lead in Greenland snow between 1960 and 1988. *Geochim Cosmochim* 1994, **58** : 3265-3269
- SCHUHMACHER M, GRANERO S, BELLES M, LLOBET J M, DOMINGO J L. Levels of metals in soils and vegetation in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Toxicol Environ Chem* 1996, **56** : 119-132
- SETTLE DM, PATTERSON CC. Lead in albacore : guide to lead in the America. *Science* 1980, **207** : 1167
- STANEK EJ, CALABRESE EJ. A guide to interpreting soil ingestion studies. I. Development of a model to estimate the soil ingestion detection level of soil ingestion studies. *Reg Toxicol Pharmacol* 1991, **13** : 263-277
- UNION EUROPEENNE. Air quality daughter directives. Position paper on lead. DGXI, Commission des Communautés européennes, Bruxelles, nov. 1997
- US-EPA. Review of the National ambient air quality standards for lead : exposure analysis methodology and validation. Office for air quality planning and standards. Research Triangle Park, NC 1989
- VON SCHIRNDING YE, FUGGLE RF. A study of the distribution of urban environmental lead levels in Cape Town, South Africa. *Sci Total Environ* 1996, **188** : 1-8
- WEITZMAN M, ASCHENGRAU A, BELLINGER D, JONES R, HAMLIN JS, BEISER A. Lead-contaminated soil abatement and urban children's blood lead levels. *JAMA* 1993, **269** : 1647-1654
- WILSON R. EPA's phase down action. *APA J.* 11/2/1985
- WIXSON BG, DAVIES BE. Guidelines for lead in soil : proposal of the society for Environmental Geochemistry and Health. *Environ Sci Technol* 1994, **28** : 26A-31A