

DÉPARTEMENT DE SANTÉ COMMUNAUTAIRE  
DU CENTRE HOSPITALIER DE VALLEYFIELD

LA CONTAMINATION ENVIRONNEMENTALE  
PAR LE PLOMB A KAHNAWAKE :  
ÉCOTOXICOLOGIE ET IMPACT DE SANTÉ PUBLIQUE

MAI 1992

QV  
292  
B44  
1992



## PRÉAMBULE

Cette étude, réalisée à la demande de la population de Kahnawake et de Santé et Bien-être social Canada, n'est pas une étude épidémiologique, mais un travail d'analyse d'interprétation et d'intégration d'informations existantes souvent non publiées, incomplètes, confidentielles ou obtenues par entrevues avec les responsables impliqués.

Nous remercions de leur collaboration les responsables des Kahnawake Environment et Survival School, de Santé et Bien-être social Canada et d'Environnement Canada à Montréal, du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec et de l'école de médecine vétérinaire de St-Hyacinthe, du ministère de l'Environnement du Québec à Longueuil et Montréal. Nous remercions également le docteur Donald Haigh et le docteur Raymond Van Coallie pour leur support scientifique.

Nous espérons que notre interprétation de la problématique sera de nature à permettre une estimation de l'importance de l'impact de santé publique de cette contamination au plomb d'une partie du territoire de Kahnawake. Nous voulons ainsi orienter les évaluations épidémiologiques ou environnementales futures dans le but de contrôler les éventuels impacts de santé publique.

Jocelyne Sauvé  
Directeur  
Département de santé communautaire  
du Centre hospitalier de Valleyfield

<b>TABLE DES MATIERES</b>
---------------------------

Mise en garde.....	6
Résumé de gestion.....	7
Executive Summary.....	7a
CHAPITRE I - PROBLÉMATIQUE.....	10
1.1 Historique du dossier et du mandat.....	10
1.2 Historique de la contamination.....	11
1.3 Procédé de NOVA-PB.....	11
CHAPITRE II - ÉCOTOXICOLOGIE DU PLOMB.....	14
2.1 Caractéristiques physico-chimiques.....	14
2.2 Source du plomb.....	14
2.3 Utilisateurs du plomb.....	15
2.4 Dispersion du plomb.....	15
2.5 Cheminement abiotique du plomb.....	16
2.5.1 Air.....	16
2.5.2 Eau.....	17
2.5.3 Sols.....	19
2.6 Cheminement biotique du plomb.....	20
2.7 Toxicologie du plomb.....	22
2.7.1 Toxicocinétique.....	23
2.7.2 Effets sur la santé.....	25
CHAPITRE III - INTERPRÉTATION DES DONNÉES EXISTANTES.....	32
3.1 Données environnementales pour les sols.....	32
3.1.1 Étude d'Environnement Canada.....	33
3.1.2 Étude du MENVIQ.....	35
3.1.3 Étude du Kahnawake Survival School.....	37
3.1.4 Étude de Éco-Recherche Inc.....	37

**TABLE DES MATIERES**  
**(suite)**

3.2 Données environnementales pour l'eau de consommation..... 39

3.3 Données environnementales pour contamination l'air..... 41

3.4 Données environnementales phytotoxicologiques..... 41

3.5 Données biologiques humaines..... 42

3.6 Intoxications animales..... 44

CHAPITRE IV - ..... 48

4.1 Opinion sur l'impact de santé publique..... 48

4.2 Hypothèses écotoxicologiques..... 49

    4.2.1 Hypothèse sur la dispersion du plomb..... 49

    4.2.2 Hypothèse d'intoxication animale..... 50

CONCLUSION..... 51

RECOMMANDATIONS ET SUIVI..... 52

RÉFÉRENCES..... 53

## MISE EN GARDE

L'interprétation des données a été effectuée bien sûr à partir de normes ou recommandations contemporaines, mais a dû recourir à l'information d'histoires de cas souvent obtenue de deuxième main. Si nous n'avons pas vérifié à leur source ces informations, nous les avons tirées de références dignes de confiance qui sont mentionnées explicitement dans le texte. Certains biais d'interprétation sont donc possibles en raison de techniques d'échantillonnage ou d'analyse différentes entre nos données et celles de la littérature, ou même des données locales entre elles, mais devraient être minimisées par la large connaissance de la toxicologie et des techniques d'analyse en usage pour le plomb.

Pour permettre au lecteur de se faire sa propre compréhension de notre démarche analytique, nous avons jugé indispensable de présenter les éléments pertinents de comparaison retrouvés dans la littérature dans un chapitre d'écotoxicologie plus théorique. Enfin, pour simplifier la lecture, nous avons converti les données, lorsque possible, en unités PPB (partie par milliard ou microgramme par litre) pour les liquides et PPM (partie par million ou milligramme par kilo) pour les solides, sauf indication contraire explicite dans le texte.

## RÉSUMÉ DE GESTION

A la demande des résidants de Kahnawake et de Santé et Bien-être social Canada, l'équipe de santé environnementale du Département de santé communautaire du Centre hospitalier de Valleyfield a intégré l'interprétation des données environnementales (air, eau, sols) et biologiques (plombémies humaines, intoxications animales et plomb dans les végétaux) récentes sur une portion de territoire de Kahnawake contaminé par du plomb.

Si les contaminations de l'eau de consommation ou de l'air peuvent être jugées non significatives, la contamination des sols est réelle bien que généralement très limitée en étendue et faible dans les zones sensibles. Malgré ceci, une dispersion inégale par l'érosion hydrique et la sédimentation pourrait expliquer des zones fortement contaminées et possiblement responsables de l'intoxication animale.

L'étude des données biologiques de la population de l'école révèle des niveaux normaux de plomb sanguin qui ont diminué sensiblement de 1985 à 1989 comme partout en Amérique du Nord depuis l'élimination du plomb dans l'essence.

Quelques études sur le foin, la laitue ou le radis cultivés en zone contaminée semblent confirmer une élévation du contenu en plomb proportionnelle à la contamination des sols, laquelle est fonction de la distance de la source présumée de contamination.

A partir de notre analyse des données existantes, si nous pouvons affirmer l'absence de risque d'atteinte à la santé d'une population adulte la plus environnementalement exposée, nous n'excluons pas que l'imprégnation des enfants et surtout des bébés pourrait atteindre des niveaux significatifs de surveillance ou d'intervention.

En effet, les enfants de 6 mois à 5 ans et particulièrement les bébés de 1 à 2 ans, non seulement sont plus susceptibles d'ingérer les poussières contaminées, mais l'absorbent beaucoup mieux et y sont beaucoup plus vulnérables. C'est pourquoi le niveau d'intervention chez l'enfant, fixé à 200 PPB de plomb sanguin, comparativement à 600 ou 700 chez l'adulte, peut être retrouvé, notamment dans les villes, même sans contamination environnementale industrielle.

Pour conclure à une opinion de santé publique adéquate, la prochaine étape selon le DSC de Valleyfield serait une évaluation de la plombémie des enfants de 6 mois à 5 ans inclusivement vivant dans le rayon de contamination des sols, tel que défini par les ministères de l'environnement.

Si des valeurs supérieures à l'objectif de santé publique étaient retrouvées dans cette population, l'étude des plombémies d'un groupe contrôle non exposé du territoire permettrait d'estimer le bruit de fond. La fraction attribuable à la pollution locale, sur laquelle des actions devraient être prises, pourra ainsi être mise en évidence.

Lorsque ces données seront disponibles, nous serons en mesure de faire les recommandations d'intervention pertinentes pour la protection de la santé publique, si nécessaire.

Par ailleurs, le cas d'intoxication animale ayant été un événement alarmant qui n'a pas encore trouvé d'explication satisfaisante, nous formulons quelques hypothèses écotoxicologiques à vérifier au besoin.

Enfin, tant que les doutes persistent, nous suggérons à la population vivant en zone contaminée les mesures d'hygiène usuelles pour prévenir l'ingestion orale de poussières ou de terre par les bébés.

L'éleveur devrait s'assurer temporairement que le bétail ne puisse s'abreuver de l'eau de fonte des neiges, surtout dans les fossés de drainage susceptibles de concentrer la contamination.

## EXECUTIVE SUMMARY

As requested by the population of Kahnawake as well as Health and Welfare Canada, the Environmental Health team of the Department of Community Health, Valleyfield Hospital released a comprehensive report concerning lead contamination within the boundaries of Kahnawake. This report was based on the most recently available environmental (air, water, & soil) and biological (human, animal, & plant) data.

Analysis of the environmental data led to the conclusion that ambient air and drinking water was not significantly contaminated, and that soil contamination, when present, was well circumscribed and in low concentrations in environmentally sensitive areas. It was hypothesised that differential deposition of lead caused by water erosion particularly during the spring run-off could have caused the high soil lead levels necessary to cause previously reported cases of animal intoxication.

Study of the biological data derived from school occupants showed a decline in blood lead levels from 1985 to 1989. This trend had been reported in other parts of North America and appears to be related to the elimination of lead from gasoline. Vegetable contamination with lead (hay, lettuce, and radishes) appeared to be proportional to the local soil contamination and also appeared to be related to the distance of the plants from the presumed contamination source.

Globally it was concluded that there was no risk of lead intoxication for the adult population of Kahnawake. However it was noted that children aged 6 months to 5 years, particularly babies aged 1 to 2 years, are not only more susceptible to lead ingestion,

but also are higher absorbers of intestinal lead. Given that the action level recommended for children is 200PPB as compared to 600-700 PPB for adults, it could not be concluded that the pediatric population in this community was risk-free.

Therefore the Environmental Health Team recommended that further studies were needed to document the exposure of this target population to lead. The possible studies enumerated were:

- A descriptive study of blood lead levels of children aged 6 months to 5 years living within areas of soil contamination, as described by environment ministeries.
- If these results are above the public action levels for blood lead in children, a study of a control group of children living in an uncontaminated area of Kahnawake would permit us to evaluate what fraction of lead intake come from local pollution.

With this information, we will be able to act properly for public health protection.

The only preventive measures suggested, pending further study, were avoiding ingestion of soil by infants, and avoiding watering cattle with snow melt water especially that found accumulated in drainage ditches.

~~BÉLANGER, M. 1992. La contamination environnementale par le plomb à Kahnawake : Ecotoxicologie et impact de santé publique. D.S.C. du Centre Hospitalier de Valley Field. 55 pages.~~

BÉLANGER, M. 1992. La contamination environnementale par le plomb à Kahnawake : Ecotoxicologie et impact de santé publique. D.S.C. du Centre Hospitalier de Valley Field. 55 pages.

Une usine de recyclage du plomb, Nova PB, fut mise en opération au début des années '80 à ville St-Catherine à la limite sud-est de la réserve amérindienne de Kahnawake et à proximité d'une école secondaire de cette réserve.

L'eau était parfois

## CHAPITRE I - PROBLÉMATIQUE

### 1.1 HISTORIQUE DU DOSSIER ET MANDAT

Une usine de recyclage du plomb, aujourd'hui appelée Nova PB, fut mise en opération au début des années '80 à ville Ste-Catherine, à la limite sud-est du territoire de Kahnawake et à proximité de l'école secondaire Kahnawake Survival School.

L'école étant parfois balayée par les fumées en provenance de Nova PB, le personnel prit, en 1984, l'initiative de faire des analyses de sol qui révélèrent des chiffres inquiétants. Par la suite, les jours de vents défavorables, les autorités de l'école ont pris à quelques reprises la décision de fermer l'école.

Suite à leur demande, Santé et Bien-être social Canada et Environnement Canada ont commandé ou exécuté diverses études pour évaluer la contamination environnementale ou humaine en même temps que d'autres études fédérales ou provinciales ont évalué les opérations de la compagnie dans le cadre de programmes réguliers de surveillance.

En 1991, quatre bovins d'un troupeau de huit furent décimés par ce qui se révéla être une intoxication au plomb. Bien sûr, la compagnie Nova PB fut pointée du doigt et de nombreuses études médico-environnementales furent commandées.

A une rencontre réunissant le personnel d'environnement et de santé communautaire de Kahnawake, de Santé et Bien-être social Canada, avec les DSC de l'Hôpital Charles LeMoine et du Centre hospitalier de Valleyfield, ce dernier accepta d'émettre à court terme une opinion de santé environnementale et publique

sur la problématique de la contamination au plomb du territoire de Kahnawake, et le cas échéant, de faire les recommandations utiles à la protection de la santé publique.

## 1.2 HISTORIQUE DE LA CONTAMINATION

Bien que plusieurs causes de contamination au plomb soient présentes à Kahnawake, il est évident que la fonderie de plomb de seconde fusion, aujourd'hui appelée Nova PB, est perçue comme source importante.

Cependant, il ne faut pas oublier que le bruit de fond de contamination environnementale par le plomb contenu jusqu'à récemment dans l'essence doit être élevé en raison de la situation géographique de Kahnawake, pratiquement sous le pont Mercier et au croisement d'une route nationale (132). De plus, le pont Mercier a déjà été peint avec une peinture au plomb et sablé au jet à plusieurs reprises. Une compagnie de recyclage de carcasses automobiles, voisine de Nova PB, a pu manipuler des batteries ou de l'huile usée et apporter une contribution significative à la pollution par le plomb et les autres métaux. Une voie ferrée donne également accès à ces compagnies qui peut représenter une autre source de dispersion du plomb.

## 1.3 PROCÉDÉ DE NOVA PB (Réf. # 12)

Construite en 1979-1980 sur un terrain de 209 000 m<sup>3</sup>, l'usine évaluée à 65 000 000 \$ en 1989, recycle des batteries usées, principalement, avec d'autres résidus industriels à forte teneur en plomb. Avec une capacité de fusion de 60 000 tonnes/an et d'affinage de 120 000 tonnes/an, sa production annuelle de plomb varie de 24 à 30 000 tonnes/an, ou 150 tonnes par jour, ce qui en fait le plus gros producteur québécois de plomb et le troisième producteur canadien.

La matière première principale, les batteries, sont concassées pour en séparer les parties métalliques et le plomb des acides, plastiques et ébonite. Les résidus industriels autres sont livrés en barils qui sont déchetés. Le mélange est mis en fusion dans un four rotatif et ensuite refroidi dans des pots de coulée; les scories autrefois enfouies sont maintenant entreposées sur le site même.

On a estimé, en 1989, que la moitié des coûts d'immobilisation de Nova PB ont servi à des systèmes de contrôle anti-pollution. Les étapes de production susceptibles de produire des poussières sont faites sous hottes d'aspiration, les vapeurs, gaz ou poussières étant refroidis et filtrés par dépoussiéreurs à sacs filtrants. Les poussières captées sont recyclées dans la production.

Le procédé n'utilise pas d'eau mais les eaux de lavage et de ruissellement sont collectées, décantées et rejetées dans le fleuve.

Les mesures d'émission de plomb à la cheminée se sont toujours révélées être largement inférieures aux normes. Hélas, aucune granulométrie ni spéciation du plomb n'est disponible.

Une mesure environnementale en station fixe au sud et à proximité du terrain de l'usine a révélé une moyenne sur 18 mois de 0,36 ug/m<sup>3</sup> de plomb dans l'atmosphère, ce qui correspond sensiblement au bruit de fond canadien.

Ainsi, en raison d'un équipement adéquat de décontamination, la dispersion atmosphérique du plomb par l'émission des fumées semble bien contrôlée. Par conséquent, la plus grande part de la contamination des sols constatée au pourtour de l'usine serait due à la manipulation des matières premières et des

rejets. Les poussières ainsi générées seraient plus lourdes que les fumées, mais susceptibles d'être dispersées localement par les vents de sol.

La spéciation du plomb dispersé devrait donc correspondre aux matières premières utilisées, principalement le sulfate, les oxydes de plomb des batteries ou le plomb élémentaire, mais aussi le chromate et le carbonate de plomb.

Le fer, le cadmium, l'antimoine, l'arsenic, le bismuth et beaucoup d'autres métaux pourraient être dispersés, en faible quantité cependant, surtout par la manipulation des scories. Beaucoup de ces métaux sont également susceptibles de provenir de Allied Steel qui déchiquète des automobiles juste à côté de Nova PB.

Pour les fins de cette évaluation, nous ne considérerons que la contamination environnementale au plomb.

## CHAPITRE II - ÉCOTOXICOLOGIE DU PLOMB

Ce chapitre est conçu pour apporter au lecteur une connaissance utile de l'écotoxicologie du plomb en mettant en évidence les connaissances acquises qui nous permettront de formuler une opinion sur le cas de Kahnawake.

### 2.1 CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES

Le plomb avec un poids moléculaire de 207,19 gm, une gravité spécifique de 11,3437 (10° C), un point de fusion à 327,5° C et d'ébullition de 1740° C, est un métal lourd, ductile, gris argenté qui n'existe pas à l'état pur dans la nature. Il est faiblement soluble dans l'eau, insoluble dans l'alcool ou les solvants. L'acidité favorise sa solubilisation dans l'eau.

### 2.2 SOURCE DU PLOMB

L'extraction minière se fait généralement sous forme de galène ou sulfure de plomb (PbS), souvent associé à l'argent au zinc, à l'arsenic ou au bismuth (Réf. 1, p. 1687), mais surtout au cuivre, zinc et au nickel, au Québec (Réf. 7, p. 18).

Le Canada, en 1973, avec sa production de 180 000 tonnes était le troisième producteur mondial et le deuxième exportateur de plomb (Réf. 6, p. 12). Le Québec comptait pour 2% de cette production, principalement comme matériau secondaire de raffinage d'autres métaux (Réf. 7, p. 17). Les industries de plomb de seconde fusion créées depuis sont devenues les premiers producteurs québécois de plomb comblant en tonnage sensiblement notre consommation intérieure de plomb. Ainsi, la compagnie Nova PB serait, en 1992, le seul producteur important de plomb au Québec.

### 2.3 UTILISATEURS DE PLOMB

L'industrie des accumulateurs d'automobile est le plus important utilisateur sur le continent et au Québec en particulier, depuis le bannissement du plomb dans l'essence du moins. Loin derrière, viennent la fabrication d'équipements électriques, le soudage, certaines pièces de toiture, la plomberie et les pigments des peintures qui peuvent contenir jusqu'à 1% de plomb sans être considérées comme peinture au plomb (Réf.6, p. 12).

### 2.4 DISPERSION DU PLOMB

On estimait en 1982 que, parmi les 73 000 tonnes de plomb dispersées au Canada dans l'environnement, 61 000 tonnes étaient sous forme de déchets solides, les batteries automobiles notamment (Ref. 16); 12 000 tonnes étaient perdues dans l'atmosphère sous forme de particules dont 63% par le tétraéthyle de plomb dans l'essence, et le reste par les procédés de fabrication du plomb sous forme inorganique (Réf. 16, p. XXX). Les eaux d'effluents municipaux ou industriels dispersent relativement peu de plomb dans l'environnement.

En 1992, d'après un estimé de 1982, la libération atmosphérique du plomb par combustion de l'essence ne devrait représenter que 141 tonnes par an, au Canada (Réf. 16, p. XXXII).

Environnement Canada a estimé, en 1989, lors d'une expérience de recyclage que pour produire 4 000 tonnes de plomb, on aurait libéré 34 Kg de plomb par les cheminées de l'usine. L'émission annuelle totale par Nova PB dans l'atmosphère serait de l'ordre de 250 Kg/an (Réf. 12, p. 14).

## 2.5 CHEMINEMENT ABIOTIQUE DU PLOMB

La dispersion atmosphérique du plomb liée aux activités économiques est la première, sinon la source la plus significative de dispersion environnementale du plomb.

Une concentration élevée de plomb des sols ou de l'eau est possible naturellement ou à la périphérie des producteurs ou utilisateurs importants, auxquels cas la dispersion sera généralement très localisée.

### 2.5.1 Air

La concentration de base du plomb (bruit de fond) est de 0,001 ug/m<sup>3</sup> au-dessus de l'océan, mais la concentration normale de plomb dans l'air canadien varie de 0,25 à 1,35 microgrammes par mètre cube (ug/m<sup>3</sup>) (Réf. 6, p. 20), mais jusqu'à 40 ug/m<sup>3</sup> en ville (Réf. 6, p. 19). Ces niveaux seraient en baisse constante depuis l'élimination du plomb tétraéthyle dans l'essence. Par exemple, à Montréal, le plomb serait passé de 2,6 à 0,2 u/m<sup>3</sup> de 1975 à 1987 (Réf. 9, p. 32, tiré de la revue Milieu, Environnement Canada).

Le plomb atmosphérique est constitué de particules de plomb métallique, de carbonate ou d'oxydes de plomb adsorbés à d'autres matières organiques. Il se retrouve à 90% dans de fines particules de moins de 1,0 micron (um) et donc respirables. A cette dimension, les particules se comportent pratiquement comme un gaz, pouvant rester en suspension des semaines ou des mois avec une moyenne de temps de résidence de 10 jours (Réf. # 16, p. XXXII), mais jusqu'à 14 semaines pour les particules de 0,2 micron (Réf. 6, p. 18). Elles seront précipitées par les pluies, ce qui explique qu'on le retrouve même dans les glaces polaires qui sont passées de 1 PPB en 800AC, à plus de 200 PPB maintenant (Réf. 6, p. 19).

A Rouyn-Noranda, en zone contaminée, on a retrouvé des concentrations moyennes géométriques de 0,35 ug/m<sup>3</sup> de plomb atmosphérique. Ces niveaux sont inférieurs à la norme canadienne annuelle de 2 ug/m<sup>3</sup> et semblables au bruit de fond canadien. Il est cependant possible que certains jours, comme on l'a constaté à Rouyn-Noranda, les niveaux ponctuels dépassent la norme canadienne quotidienne de 5 ug/m<sup>3</sup> (Réf. 7, p. 25). Ceci n'a cependant pas d'impact de santé publique vu qu'il n'y a pas d'incidence possible d'intoxication aiguë = Seule la bioaccumulation peut créer des impacts de santé à ces niveaux d'exposition.

Ces données étant antérieures à la suppression du plomb dans l'essence, une grande part de cette contamination pouvait représenter le "bruit de fond" dû aux transports routiers et à la dispersion continentale, toute provenance confondue.

#### 2.5.2 Eau

La solubilité du plomb dans l'eau est très faible et fonction de sa spéciation chimique et des propriétés physico-chimiques de l'eau. Ainsi, le plomb et ses sels peuvent, à saturation, atteindre 500 PPB dans l'eau douce, mais seulement 30 PPB dans l'eau dure. L'acidité de l'eau influencera grandement sa spéciation chimique et accroîtra sa solubilité.

Quelques normes ou critères de provenances diverses permettent de cadrer les niveaux tolérables dans l'environnement.

- Normes: eau de consommation E.P.A.
 

O.M.S.	50 PPB
MENVIQ	
- Critère provisoire canadien:
 

eau de consommation	10 PPB
irrigation	200 PPB
eau pour bétail	100 PPB
- Critère québécois pour qualité générale de l'eau 30 PPB
- OMS, aliments (fruits et légumes, céréales) 500 PPB

Aux Etats-Unis, sur 2 595 échantillons d'eau de consommation, on a retrouvé 1,4% des prélèvements au-dessus de 50 PPB avec un maximum de 640 PPB (Réf. 5, p. 1031). Au Canada, en 1973, sur 241 prélèvements, on a retrouvé des écarts de 0 à 320 PPB avec une moyenne de 11,82 PPB (Réf. 6, p 75).

Cependant, la principale source de contamination de l'eau potable provient de la tuyauterie. On a par exemple retrouvé en Belgique dans des régions d'eau douce avec des canalisations en plomb des teneurs de 1 200 PPB (Réf. 2, p. 142).

Bien sûr, les eaux de lixiviation de décharges municipales ou des usines qui manipulent le plomb sont plus contaminées. Les eaux de ruissellement et de lavage de Nova PB contenaient, en 1989, 120 PPB de plomb, en deça de la norme provinciale de 200 PPB (Réf. 12, p. 12). Ces eaux peuvent donc être rejetées sans décontamination, mais pourraient contaminer des eaux de consommation, notamment des puits de surface en cas de fuite ou de défaut de l'équipement de collecte.

Enfin, la neige qui précipite les particules en suspension peut contenir de 8 à 200 PPB de plomb selon la localisation rurale ou urbaine avec une moyenne de 10 PPB (Réf. 9, p. 36-38) voisine du bruit de fond de 5 à 9 PPB.

La neige des quartiers les plus contaminés sur un rayon de 5 kilomètres à Rouyn-Noranda s'élevait de 1 000 PPB jusqu'à 6 000 PPB (Réf. 7, p. 28) et même 11 000 PPB (Réf. 9, p. 38).

La quantité de plomb dans la neige prélevée à la fin de l'hiver constituerait donc la meilleure estimation des taux de déposition annuelle (Réf. 9, p. 34) et permet même d'estimer les variations saisonnières ou mensuelles.

### 2.5.3 Sols

La plus grande partie du plomb retrouvé après utilisation, dans l'environnement (61 000 tonnes des 73 000 tonnes) est sous forme solide, inerte. On estime que la persistance du plomb dans le sol est de 3 000 ans. En outre, le plomb atmosphérique sera ultimement précipité lors d'une pluie ou avec la neige, après 10 à 100 jours de suspension en moyenne.

Le taux moyen de plomb dans les sols est de 15 mg/Kg ou 15 PPM, dans la croute terrestre exception faite bien sûr des zones contaminées ou des sols miniers, exploités ou non.

De nombreux critères ont été élaborés sur le contenu de plomb dans les sols et les recommandations ou mêmes les normes ont varié dans le temps (Réf. 6, 7, 10, 16, 17, 18).

La norme de décontamination des sols du Québec, qui date de 1988 permet un usage illimité des sols en bas de 50 PPM, demande une surveillance entre 50 et 200 PPM, formalise une restriction de l'utilisation, (notamment pour les enfants) entre 200 à 600 PPM, permet un usage industriel de 600 à 1 000 PPM et peut ordonner la décontamination au-dessus de 1 000 PPM. Les récents critères de décontamination proposés par le conseil canadien des ministres de l'Environnement permet un usage résidentiel ou récréatif jusqu'à 100 PPM, agricole jusqu'à 150 PPM et industriel jusqu'à 500 PPM. Il considère un sol normal en bas de 50 PPM et incite à une décontamination au-dessus de 500 PPM (Réf. 10).

A cet effet, on a retrouvé des teneurs jusqu'à 25 000 PPM près des installations de fonderie de Rouyn-Noranda, 5 000 PPM à St-Jean-sur-Richelieu, à proximité de la Balmat (Réf. 11). Des concentrations jusqu'à 77 000 PPM ou 77 g/Kg ont été décrites en Californie (Réf. 37, p. 222). On a retrouvé des

sédiments contaminés à plus de 300 PPM près d'une usine d'épuration des eaux usées et à plus de 1 300 PPM dans un dépotoir à neige urbain (Réf. 16, p. 22). Les sédiments du fleuve St-Laurent auraient environ 30 PPM, mais certains lacs contaminés révèlent des concentrations jusqu'à 510 PPM (Réf. 7, p. 27).

En comparaison, l'étude des sols a révélé une concentration maximale de 2 700 PPM sur les terrains contigus de la fonderie Nova PB à Ste-Catherine (Réf. 13). Enfin, de nombreuses études américaines ont relevé des taux jusqu'à 8 000 PPM, principalement en milieu urbain ou près des autoroutes, avec des moyennes de 585 PPM dans les villes (Réf. 5, p. 1031).

## 2.6 CHEMINEMENT BIOTIQUE DU PLOMB

Le plomb libéré dans l'environnement par l'activité humaine est sous une forme inorganique particulière pour sa portion atmosphérique dispersable, et respirable à 90% comme nous l'avons vu.

Tôt ou tard, ce plomb est précipité par gravité, mais surtout avec les précipitations d'eau ou de neige. Les particules qui se déposent par gravité sont susceptibles de se retrouver, en grande partie, dans les eaux de ruissellement où le plomb sédimentera, ultérieurement, sur le parcours des eaux.

Les sédiments des eaux stagnantes et calmes sont donc les plus susceptibles de cumuler les concentrations des plus significatives de plomb dans l'environnement. Subséquemment, les organismes sédentaires qui y vivent sont les plus susceptibles d'absorber un excès de plomb.

Si on n'a pu trouver à ce jour aucune utilité biologique du plomb chez aucune espèce vivante, on en a largement prouvé la toxicité chez les espèces supérieures.

La concentration normale du plomb dans les plantes aquatiques est de 1 PPM, mais peut s'élever jusqu'à 200 PPM sans dommage apparent. La végétation terrestre présente la même résistance au plomb et la même plage de bioaccumulation. Cependant, l'accumulation est fonction d'une multitude de facteurs reliés aux composés et propriétés physico-chimiques des sols. Par exemple, l'addition de phosphate, de matières organiques ou de chaux diminue la biodisponibilité du plomb dans l'eau dure, le calcium compétitionnant avec le plomb.

Le plomb sous ses formes solubles absorbé par la racine est ensuite transporté à travers la tige dans les feuilles, mais les racines cumulent la plus grande part du plomb absorbé. La concentration de plomb dans les feuilles varie selon la maturation de la plante; elle s'échelonne de 1 PPM (poids sec) en pleine période de croissance jusqu'à 40 PPM (poids sec) en période de dormance ou de fin de croissance pour le fourrage poussant en sols non contaminés (Réf. 6, p. 33).

De plus, en zone contaminée par des retombées atmosphériques, une proportion variable du plomb peut être due à des dépôts particuliers sur la plante. L'interprétation des données de plomb dans les végétaux doit donc être abordée avec beaucoup de réserves, à moins d'être en mesure de faire toutes ces distinctions subtiles.

Des études datant d'avant la suppression du plomb dans l'essence révèlent des taux jusqu'à 200 PPM (poids sec) de plomb dans l'herbage aux échangeurs d'autoroutes, diminuant à 5 PPM à 300 mètres. D'autre part, le lavage avant l'analyse diminuait facilement de moitié la quantité de plomb pour les herbages poussant dans ces sites contaminés (Réf. 6, p. 31 à 41, Réf. 7, p. 28-29).

Les organismes vivants qui consomment les végétaux bioaccumulent le plomb et la charge corporelle totale augmentera avec l'âge. Cependant, contrairement à d'autres produits tels que le mercure et les BPC et dioxines, le plomb n'a pas tendance à être bioamplifié; les espèces les plus élevées dans la chaîne alimentaire présentent généralement des concentrations plus basses que les autres (Réf. 16, p. XXXVI).

Cependant, les espèces animales sont affectées à des concentrations relativement basses et peuvent en mourir. La référence 6 est particulièrement bien documentée à ce sujet et nous résumerons en disant que les cas d'intoxication franche sont documentés pour les poissons (omble des fontaines) qui présentent des déformations squelettiques, les oiseaux (aquatiques surtout) où on rapporte qu'il y aurait eu deux à trois millions de décès d'oiseaux par saturnisme en Amérique du Nord en 1977. De nombreux cas de décès des bovins, de chevaux et de nombreux cas d'intoxication humaine chez les enfants et surtout chez les travailleurs exposés au plomb sont décrits. Mais dans tous les cas d'intoxication ou de décès, il y a absorption directe et bioconcentration du plomb (Réf. 33). Quelques cas seulement ont été reliés à un biotransfert alimentaire "normal" de fourrage très contaminé (Réf. 37).

## 2.7 TOXICOLOGIE DU PLOMB

Métal lourd toxique parmi les mieux connus, la documentation toxicologique sur le plomb est imposante, se comptant en dizaine de milliers de publications, ce qui ne signifie pas que nous sachions tout; au contraire, il y a encore énormément à savoir. A peu près toutes les références qui traitent de toxicologie du plomb traitent des mécanismes suivants et les chiffres concordent bien, en général.

## 2.7.1 Toxicocinétique

### Voies d'absorption

On estime que l'ingestion quotidienne "normale" de plomb en Amérique du Nord est d'environ 0,45 mg/jour dont plus de 90% par la nourriture seulement (Réf. 7, p. 11). En l'absence de contamination environnementale directe, l'eau et l'air ne représentent qu'une faible part de l'exposition humaine environnementale. Enfin, l'exposition globale a diminué depuis le bannissement du plomb dans l'essence dans les zones urbaines du moins (Réf. 3, p. 129).

De multiples études évaluent les principales sources de contamination dans les aliments (Réf. 2, p. 142; Réf. 5, p. 1031; Réf. 6, p. 71-84; Réf. 7, p. 11; Réf. 16, p. XXXVII-XL et surtout Réf. 17, 18 et 29).

### Absorption

Comme mentionné précédemment, 90% du plomb retrouvé dans l'air se retrouve dans des particules de moins d'un micromètre de diamètre qui peuvent atteindre l'alvéole pulmonaire: on les dit respirables. Lawerys (Réf. 2) rapporte qu'environ 50% de ces particules seront absorbées et auront une demi-vie de six heures dans le poumon. La portion rejetée des poumons sera éventuellement déglutie, avec les plus grosses particules déposées dans les bronches pour être absorbée par la voie digestive. On estime que l'absorption de chaque  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de plomb atmosphérique supplémentaire fera augmenter la plombémie de 10 PPB (Réf. 6, p. 74).

Le plomb qui aboutit dans le système digestif est absorbé de façon variable selon sa spéciation (organique, inorganique ou

métallique), mais est globalement estimé à 40-45% chez l'enfant et 10-15% chez l'adulte sans qu'on sache pourquoi; toutes les références consultées font consensus sur ces faits.

L'absorption cutanée est très faible et s'observera seulement dans le cas de certains composés organiques, notamment le tétraéthyle de plomb (Réf. 20). Compte tenu des quantités totales ingérées, sauf en cas d'exposition professionnelle, l'absorption digestive est la voie dominante de contamination publique avec le plomb.

### **Distribution**

Après l'absorption, 90% du plomb se fixera aux globules rouges où il a une demi-vie de 30 à 40 jours, selon les divers auteurs. Il se forme un équilibre entre le plomb dans les globules rouges, le sérum et les tissus mous, mais surtout avec les os qui cumulent chez l'adulte 90-95% de la charge corporelle totale comparativement à 70-75% chez l'enfant. La demi-vie du plomb dans le tissu osseux est évaluée de 10 à 30 ans, ce qui explique les plombémies et une charge corporelle qui est fonction de l'âge du sujet. La demi-vie dans les tissus mous, notamment le foie, le rein ou les tissus nerveux est de l'ordre de 45 jours.

La charge corporelle d'un adulte de 70 Kg non professionnellement exposé varie de 100 à 400 mg; elle s'élève jusqu'à 1 660 mg chez le travailleur exposé (Réf. 6, chapitre 9). On estime que la concentration dans la moelle osseuse est proportionnelle, mais d'un facteur de 50 fois la concentration sanguine (Réf. 3).

Enfin, le plomb traverse la barrière placentaire et les niveaux sanguins de l'enfant naissant est semblable à celui de la mère. Il passe également dans le lait (Réf. 37).

## **Excrétion**

Vu la faible absorption digestive, c'est dans les selles qu'on retrouve la plus grande part du plomb ingéré. Cependant lorsqu'il a été absorbé, il sera excrété par voie urinaire à 65% ou par la bile à 35%. Les pertes dans les phanères ou la sudation sont marginales (Réf. 9, p. 6).

### **2.7.2 Effets sur la santé**

L'étude des effets aigus, subaigus et chroniques, ainsi que l'effet sur les organes cibles doivent être considérés. Nous en résumerons sommairement les éléments importants pour l'interprétation du cas qui nous occupe, bien que l'intoxication humaine y soit improbable.

### **Toxicité aiguë**

L'intoxication aiguë au plomb est rare maintenant depuis le bannissement de la peinture au plomb. Elle peut cependant survenir accidentellement par ingestion orale comme on l'a souvent vu chez les enfants qui absorbent des écailles de peinture au plomb (Réf. 21) et en milieu de travail. Les symptômes vont de la simple fatigue, troubles du sommeil, constipation chronique, colique saturnique, anémie ou névrite jusqu'à l'encéphalite avec nausées et vomissements, anorexie, apathie, stupeur, ataxie, convulsions, coma ou mort en 1 à 5 jours.

D'importantes variations de doses toxiques sont évidentes selon la spéciation chimique, les espèces étudiées et la voie d'administration.

Allcroft et Blaxtes, en 1950, ont intoxiqué un veau en lui donnant de l'acétate de plomb dans l'alimentation à la dose de

1 gm/jour pendant 18 mois et 2 gm/jour pendant 12 autres mois sans effet apparent. Ils ont ensuite augmenté la dose à 3 gm/jour pendant cinq mois et l'animal après avoir été anorexique et constipé pendant les deux derniers mois est devenu ataxique et finalement grabataire dans les quatre derniers jours. Il serait mort tranquillement par arrêt respiratoire (Réf. 6 p. 61-64). Les doses létales chez le bovin sont estimées être de 6-7 mg/kg/jour, soit 3 gm/jour pour une bête de 500 kg. Enfin, ce dernier s'avère être parmi les animaux les plus sensibles, dix fois plus que le cheval, que la chèvre et probablement plus sensible que l'homme (Réf. 34, p. 6 et 7).

De nombreux cas d'intoxication au plomb sont documentés chez l'animal d'élevage. Ils se produisent au printemps et à l'automne, le plus souvent lors des déplacements du troupeau de la grange au champ et vice versa. A ce sujet, Younge conclut qu'en Alberta, l'intoxication au plomb est "a management disease" (Réf. 33). Il y a toutefois quelques cas reliés à la monoalimentation avec du fourrage contaminé (Réf. 31, 32, 34 et 37); le fourrage contaminé comprenait jusqu'à 570 PPM (poids sec) de plomb, niveau retrouvé très près des routes importantes ou en sol très contaminé (77 000 PPM dans ce cas).

Généralement chez l'animal, on diagnostique une intoxication si les mesures sanguines du plomb dépassent 600 PPB (normal = 100 PPB) ou 10 PPM dans le foie (normal = 1 PPM) et en l'absence d'autres maladies. En effet, la nécropsie est le plus souvent négative en cas d'intoxication aiguë ou subaiguë.

## Intoxication chronique

Contrairement à la plupart des toxiques, on connaît mieux chez l'homme, l'intoxication chronique que l'intoxication aiguë. Les symptômes varient selon la phase d'intoxication. Lawerys (1982) décrit trois phases:

- 1° Imprégnation
- 2° Intoxication franche (clinique)
- 3° Intoxication ancienne

La phase d'imprégnation correspond à des plombémies, à l'état d'équilibre, de l'ordre de 300 à 700 PPB. A ce niveau, certains auteurs décrivent des symptômes non spécifiques plus fréquents que chez la population non exposée, tels une fatigue, des symptômes gastro-intestinaux, divers problèmes de concentration ou du sommeil peu interprétables au niveau individuel. Certains tests récents ont fait la preuve d'être capables de discriminer entre groupes d'individus exposés ou non exposés: les mesures de conduction nerveuse électromyographiques ou certains tests de psycho-motricité peuvent être diminués chez des portions significatives de sujets exposés et asymptomatiques. Enfin, un test récent qui mesure l'absorption d'irradiation par le plomb des os (tibia et rotule) avec un appareil rayon X à fluorescence K (K-XRF) permet d'estimer la charge corporelle de plomb, mesure actuellement possible uniquement par des études nécropsiques (Réf. 25, 26 et 30). D'autres tests biologiques enzymatiques, notamment l'ALAD (acide delta aminolévulinique deshydrogénase des hématies) peuvent détecter des effets biologiques du plomb, même sur des populations non professionnellement exposées au plomb, à partir de plombémies de 150-200 PPB.

Comme le démontre le tableau suivant, tiré de Patty (Réf. 1), le niveau d'imprégnation était fréquemment atteint en 1965 aux États-Unis, dans les villes. Les travailleurs du secteur des transports routiers et des activités connexes, dû au plomb dans l'essence, semblaient particulièrement imprégnés par le plomb.

**Table 29.18.3. Blood Pb Levels of Adults**

Sampling Group	$\mu\text{g Pb } 100\text{ml}^{-1}$ Blood
Suburban nonsmokers. Philadelphia	110 PPB
Suburban smokers. Philadelphia	150 PPB
All policemen. Cincinnati	250 PPB
Service station attendants. Cincinnati	280 PPB
Traffic policemen. Cincinnati	300 PPB
Tunnel employees. Boston	300 PPB
Parking lot attendants. Cincinnati	340 PPB
Garage mechanics. Cincinnati	380 PPB

Des niveaux semblables ont été constatés à Montréal chez les chauffeurs de taxi.

Le tableau suivant, tiré de la même référence permet de quantifier le niveau d'effets attendus selon les résultats de quelques tests biologiques dont nous ne traiterons pas en détail dans ce document.

**Table 29.18.2. Categories of Biologic Response for Lead\***

Test	Normal	Acceptable	Biologic TLV	Excessive	Dangerous
Blood test	<40 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$	40-80 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$	80 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$	80-120 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$	>120 $\mu\text{g}/100\text{ ml}$
Urinary lead	<80 $\mu\text{g}/\text{liter}$	80-150 $\mu\text{g}/\text{liter}$	150 $\mu\text{g}/\text{liter}$	150-250 $\mu\text{g}/\text{liter}$	>250 $\mu\text{g}/\text{liter}$
Urinary coproporphyrin	<150 $\mu\text{g}/\text{liter}$	150-500 $\mu\text{g}/\text{liter}$	500 $\mu\text{g}/\text{liter}$	500-1500 $\mu\text{g}/\text{liter}$	>1500 $\mu\text{g}/\text{liter}$
Urinary $\delta$ -aminolevulinic acid	<0.6 $\text{mg}/100\text{ ml}$	0.6-2 $\text{mg}/100\text{ ml}$	2 $\text{mg}/100\text{ ml}$	2-4 $\text{mg}/100\text{ ml}$	>4 $\text{mg}/100\text{ ml}$
Erythrocyte $\delta$ -amino-levulinic acid	0.92* 0.16*	0.42 0.38	0.42 0.2	0.38 0.2	>0.2

\* After Lane et al., *Brit. Med. J.*, 4, 501 (1968); Conference on Inorganic Lead, *Arch. Environ. Health*, 23, 245 (1971).

\* Activity expressed as  $\mu\text{moles}$  porphobilinogen synthesized per milliliter packed red blood cells per hour incubation

L'intoxication clinique n'apparaît généralement pas sous des niveaux de 600 à 800 PPB de plomb sanguin.

La phase d'intoxication franche est caractérisée par une symptomatologie clinique assez semblable à l'intoxication aiguë. Ce type d'intoxication est peu susceptible de survenir dans le cas qui nous préoccupe, mais néanmoins la connaissance des effets sur les principaux organes cibles est indispensable pour comprendre la toxicologie du plomb.

Les coliques saturniques, manifestation clinique généralement la plus précoce, ont probablement pour origine des atteintes neurologiques du système nerveux autonome et consécutives à la constipation qu'elles auront provoquées.

Le plomb absorbé se lie à 90% aux globules rouges où il interfère dans la moelle osseuse avec la synthèse de l'hème. Toutes les mesures biologiques de l'effet de plomb sont basées sur ce mécanisme et explique que l'anémie, bien que peu sévère et tardive, est une complication usuelle de l'intoxication saturnique.

Le plomb sans qu'on comprenne bien le mécanisme, a une affinité avec les tissus nerveux où il provoque une démyélinisation des fibres nerveuses, principalement du système nerveux périphérique, notamment le syndrome du poignet tombant du travailleur d'avant les années 1900. L'encéphalite saturnique au plomb, l'ataxie ou la cécité par atrophie du nerf optique chez l'homme ou l'animal intoxiqué au plomb sont des présentations extrêmes d'intoxication aiguë ou chronique. Ces manifestations ne seront, en général, que partiellement réversibles à l'arrêt de l'intoxication ou avec les traitements chélateurs qui favorisent l'excrétion du plomb.

Étant la voie principale d'excrétion du plomb, le rein d'individus cliniquement intoxiqués démontrera généralement des lésions anatomiques ou des atteintes fonctionnelles en plus de cumuler, bien sûr, des concentrations élevées de

plomb. Bien qu'on ait tenté à plusieurs reprises de le démontrer, il n'y a pas consensus sur le lien entre intoxication au plomb, glomérulonéphrite et hypertension, sauf dans les cas d'intoxication chronique extrême de longue durée.

L'information récente sur les effets génotoxiques du plomb n'est pas concluante chez l'homme. Des alterations chromosomiques ont été rapportées comme étant plus fréquentes dans les populations intoxiquées au plomb sans que l'on puisse en évaluer les effets réels. Enfin, il y a consensus sur la non cancérogénicité du plomb chez l'humain.

### **Toxicité chez l'enfant**

Il est capital de mentionner que l'absence d'effet de l'intoxication au plomb pendant la phase dite d'imprégnation ne s'applique pas à l'enfant. Si des plombémies inférieures à 600 PPB sont tolérables chez l'adulte, l'enfant sera sensible à des doses inférieures et plus l'exposition sera précoce dans son développement, plus les effets seront apparents. Needleman et d'autres chercheurs tendent à faire consensus sur un constat de difficultés d'apprentissage, de comportement, et une réduction significative du quotient intellectuel des enfants présentant des plombémies élevées.

C'est pourquoi le U.S. Health Department Service, suivi de l'OMS et du Comité de santé environnementale des DSC du Québec ont adopté un objectif de santé publique visant à ce que la moyenne géométrique des plombémies des enfants de 6 mois à 5 ans (inclusivement) soit inférieure à 80 PPB avec moins de 5% des cas dépassant 150 PPB en l'an 2000. Ces chiffres correspondent pratiquement au bruit de fond non urbain actuel et seraient dépassés dans la plupart des agglomérations urbaines importantes.

Il est d'autre part maintenant admis que les enfants nés de mère imprégnée à plus de 300 PPB de plomb sanguin sont de plus petit poids de naissance et plus souvent prématurés que les autres, un peu comme dans le cas des mères s'adonnant au tabagisme pendant la grossesse. Ces faits ont conduit l'OMS à recommander un niveau maximal acceptable de plomb de 300 PPB chez la femme enceinte ou susceptible de le devenir.

C'est donc dire que, malgré que des incertitudes existent encore sur ces connaissances récentes, les autorités de santé publique admettent que le bruit de fond de contamination au plomb est le maximum tolérable pour les enfants et devrait même être abaissé idéalement.

## CHAPITRE III - INTERPRÉTATION DES DONNÉES EXISTANTES

Pour évaluer l'impact sur la santé publique dans le cas de la contamination au plomb à Kahnawake, nous avons des données dans les sols, l'eau de consommation, l'air et du substrat végétal local (foin, radis, laitue). Nous avons également des données biologiques chez l'homme et un cas d'intoxication animale documenté.

Dans chacun des cas, la provenance de l'information et/ou la référence seront mentionnées avec les indications techniques pertinentes, les résultats globaux et/ou l'interprétation lorsque disponibles.

Nous fermerons chaque chapitre par nos propres interprétations d'impact de santé publique dans le contexte particulier qui nous intéresse, en faisant référence au chapitre d'écotoxicologie qui précède.

### 3.1 DONNÉES ENVIRONNEMENTALES POUR LES SOLS

L'information sur la contamination des sols par le plomb à Kahnawake nous provient de deux sources principales: Environnement Canada et le ministère de l'Environnement du Québec.

Environnement Canada a publié quatre documents qui concernent cette problématique; ils sont cités comme références aux numéros 12, 13, 14 et 15. Parmi ceux-ci, la référence 13, intitulée "Etude sur la teneur en plomb dans le sol à proximité de la fonderie Nova PB à ville Ste-Catherine", publiée en 1987, constitue la source la mieux documentée à ce jour.

D'autre part, des données brutes d'échantillonnage nous ont été rendues disponibles par le MENVIQ. Si la stratégie d'évaluation selon un quadrillage et des échantillons composites et l'analyse d'autres métaux paraissent plus exhaustives que dans l'étude d'Environnement Canada, aucune interprétation n'est disponible à date. Néanmoins, ces données brutes pourront nous servir pour fin de comparaison avec le rapport d'Environnement Canada. Une troisième étude des sols a été réalisée en 1985 par le personnel de l'école secondaire Survival School et une dernière, par Eco-Recherche Inc., sur les sols de quelques résidences du secteur contaminé.

### 3.1.1 Étude d'Environnement Canada

Le rapport d'Environnement Canada faisait suite aux travaux de la Commission d'étude du plomb dans l'environnement qui identifiait les fonderies de plomb de seconde fusion comme "points chauds" de contamination et visait à planifier une étude des retombées du plomb en identifiant les sites de mesure du plomb dans l'air ambiant. Deux séquences d'échantillonnage de sols, à une profondeur de 5 cm, ont cumulé 50 échantillons dans un rayon de 1,5 km de Nova PB. Les sites d'échantillonnage ont été choisis pour leur facilité d'accès, pour recouper des sites de l'étude de 1985 par le personnel de l'école et enfin, pour avoir des valeurs de référence en vue d'estimer le bruit de fond. L'analyse s'est faite par la technique standard d'absorption atomique, mais la granulométrie des prélèvements, qui influence grandement les résultats, ne fut pas considérée.

En plus du plomb, on a fait quatre analyses de zinc, chrome, nickel, cuivre, cadmium et arsenic sur la première série de prélèvements (4 juin 1987) et huit analyses du cadmium pour les échantillons de la deuxième série (22 juillet 1987).

Enfin, on a interprété les résultats en fonction d'une cartographie, en considérant donc la distance de l'échantillon et sa direction par rapport à l'usine Nova PB et par rapport aux critères indicatifs de la contamination des sols proposés par Environnement Québec.

On a finalement comparé ces données à l'étude de l'école en 1985 pour en vérifier la concordance. Ce rapport constate que:

- 1° "Le plomb présent dans le sol de cette zone provient probablement en majeure partie des activités de la fonderie depuis sa mise en opération";
- 2° "Les teneurs mesurées en 1987 sont du même ordre de grandeur que celles mesurées en 1985";
- 3° "La teneur en plomb des 50 échantillons de sol prélevés dans un rayon de 1,5 km autour de la fonderie de plomb varie de 55 à 2 700 PPM. A partir de ces résultats, il a été possible d'évaluer l'étendue de la zone autour de l'usine où la teneur en plomb serait supérieure à 600 PPM."
- 4° "La majeure partie de cette zone se situe du côté nord-est de l'usine";
- 5° "Du côté de l'école, sous juridiction de la réserve indienne, la zone contaminée s'étendrait le long de la route sur une distance d'environ 500 mètres et une largeur de 75 mètres".

Par ailleurs, on constate que:

"Les 12 échantillons qui ont été analysés pour le cadmium ont tous présenté des teneurs supérieures à ce qui est considéré comme teneur de fond (1,5 ug/g)," et que "La présence de cadmium est souvent associée à celle du plomb".

L'évaluation environnementale du cas est résumée comme suit:

"L'impact sur la santé du plomb présent dans le sol est minimisé par la présence du couvert végétal sur la majeure partie de la zone identifiée et de l'absence de puits d'eau potable. L'impact environnemental serait peu significatif puisque l'on ne retrouve pas de milieux sensibles à proximité".

### 3.1.2 Étude du ministère de l'Environnement du Québec

L'étude de novembre 1990 du MENVIQ, faite selon un quadrillage, présente une analyse exhaustive du plomb à un premier niveau compris entre <sup>une</sup> 0 et 7 pouces et à un deuxième niveau variant de 2 à 12 pouces variant dans chaque cas selon le type de surface (gazon, gravier, boisé, etc.) Beaucoup d'échantillons sont composites, c'est-à-dire constitués d'un mélange de deux à cinq prélèvements de sol, pour un total de 64 analyses. Les autres métaux mesurés sont : aluminium, arsenic, barium, cadmium, cobalt, chrome, cuivre, fer, manganèse, molybdène, nickel, antimoine, zinc et le Ph - alkalinité. Ces données ne concernent que le territoire d'investigation de Kahnawake. L'étude est donc exhaustive et très intéressante, mais nous ne pouvons en faire qu'une analyse cartographique visuelle, avec l'information disponible. Nous risquons quelques hypothèses d'interprétation qui représentent, au mieux, des questions ou des observations peut-être intéressantes à vérifier.

- 1° Les niveaux de plomb dans <sup>la</sup> ~~la~~ terre de premier niveau sont superposables aux résultats dans deux études précédentes d'Environnement Canada et du Survival School et montrent une contamination modérée des sols sur un périmètre étroit, vis-à-vis la compagnie Nova PB principalement.
- 2° On observe une chute des taux, exception faite de la proximité des routes, dans les boisés. Mais la stratégie de prélèvement, qui a prévu un prélèvement de six pouces dans cette zone par rapport à deux ailleurs, a pu diluer les concentrations. On observe des pics, par conséquent, dans les zones déboisées, difficiles à interpréter.
- 3° L'analyse des sols du deuxième niveau démontre peu de contamination par le plomb. Il est donc exact que le plomb demeure en surface pour de longues périodes de temps. Cependant on observe quelques élévations de plomb en profondeur, dans du gravier où la sédimentation est plus profonde.
- 4° Lorsque le plomb est élevé, le long des routes notamment, la plupart des autres métaux le sont aussi. On se serait attendu à une dominance plus nette de contamination au plomb par rapport aux autres métaux, compte tenu des matériaux manipulés par la source suspecte d'émission.
- 5° La contamination déborde plus dans l'axe sud-ouest/nord-est, ce qui correspond aux vecteurs de vents dominants de la région.

### **3.1.3 Étude du Kahnawake Survival School**

L'étude effectuée en 1985 par la communauté sur le territoire de Kahnawake (Réf. 38) révèle des taux jusqu'à 18 000 PPM à cinq pieds de la route qui sépare l'usine de la réserve diminuant de façon exponentielle en fonction de la distance. Les deux prélèvements très élevés auraient probablement été effectués dans le canal de drainage de la route, diminuant rapidement jusqu'à 300 PPM à 25 pieds. A part les deux prélèvements de la route, le tableau général de la contamination des sols se superpose aux deux autres études.

### **3.1.4 Étude de Eco-Recherche Inc.**

Un dernier examen réalisé par Eco-Recherche (Canada) Inc. en 1987 (Réf. 39) concernait le sol près de trois résidences à proximité de la source présumée de contamination. Aucune des huit analyses d'échantillons de sols n'a dépassé 90 PPM de plomb.

Schéma de localisation des sites  
de prélèvement des sols  
Teneur en plomb dans le sol (ppm)

( 1<sup>ère</sup> série )

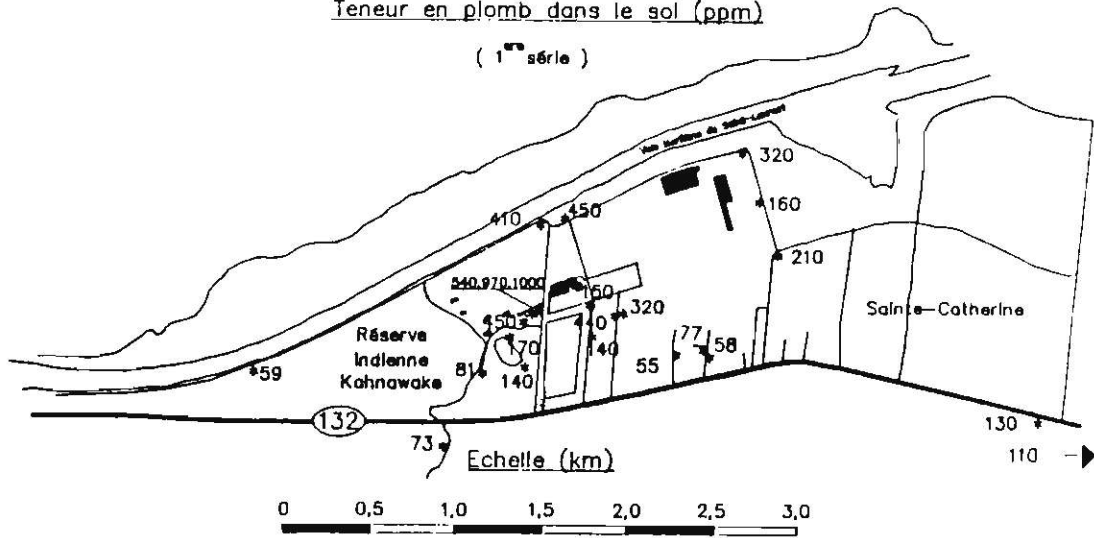
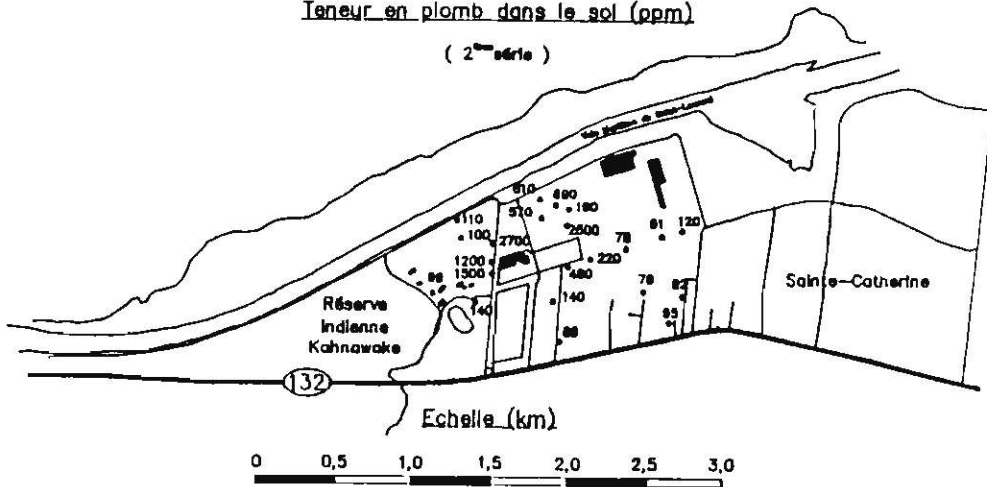
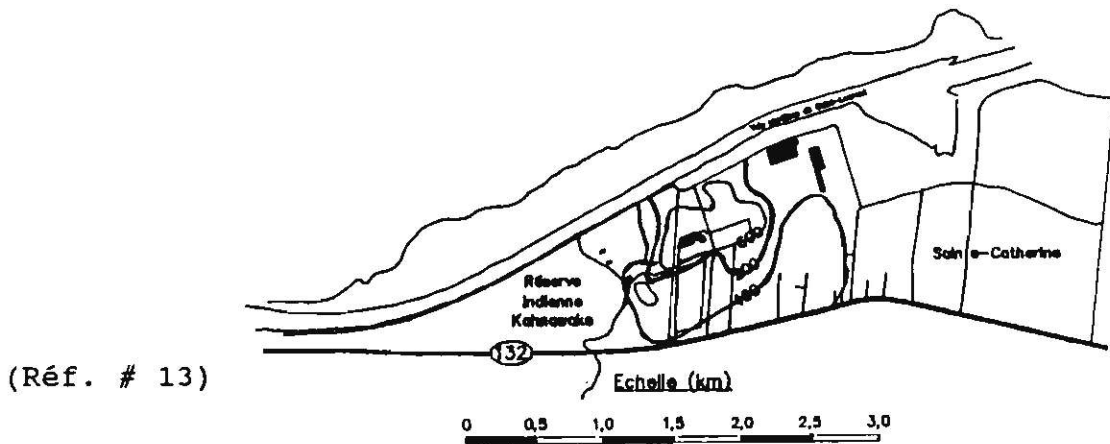


Schéma de localisation des sites  
de prélèvement des sols  
Teneur en plomb dans le sol (ppm)

( 2<sup>ème</sup> série )



COURBES DES NIVEAUX DES TENEURS  
EN PLOMB DANS LE SOL



(Réf. # 13)

### 3.2 DONNÉES ENVIRONNEMENTALES POUR L'EAU DE CONSOMMATION

Les données sur la qualité de l'eau de consommation proviennent de Santé et Bien-être social Canada. L'échantillonnage s'est effectué sur 19 puits de la réserve de Kahnawake et s'est échelonné de mars à novembre 1991. En plus du plomb, une dizaine de substances inorganiques ont été analysées dans la plupart des puits.

Pour évaluer la potabilité de l'eau de consommation, on s'est référé au Règlement provincial sur l'eau potable (Q-2, r.4.1) qui stipule des normes microbiologiques et physico-chimiques. En l'absence de norme provinciale pour certains paramètres analysés, on a utilisé les recommandations fédérales de Santé et Bien-être social Canada.

Pour tous les paramètres analysés, les normes provinciales et les recommandations fédérales sont les mêmes sauf pour le plomb [(Norme provinciale : 0,05 mg/L; recommandation fédérale : 0,01 mg/L (CMA proposée)]. Toutefois, la norme provinciale a toujours préséance sur la recommandation fédérale.

#### **Plomb**

Selon l'OMS, l'eau potable contenant 50 PPB de Pb, soit la norme provinciale ne contribuerait que pour le quart ou la moitié de la dose hebdomadaire admissible de plomb ingéré par l'adulte et environ le tiers pour l'enfant. Si l'on considère le plomb absorbé, 50 PPB de Pb équivaldrait entre un cinquième et un tiers de la dose hebdomadaire chez les adultes et un tiers pour les enfants.

Sur les 18 puits échantillonnés, 23 analyses de plomb ont été effectuées. Si on compare les 18 puits avec la concentration maximale admissible (CMA), qui est de 10 PPB, six résultats

d'analyse correspondants à quatre puits dépassent la CMA. Les résultats varient de 10,2 PPB à 166 PPB.

Si on compare les résultats avec la norme provinciale qui est de 50 PPB, une seule analyse à 166 PPB effectuée au mois de juin ne respecte pas la norme. Ce puits a été échantillonné à quatre reprises, soit mai, juin, juillet et novembre 1991. Toutefois, les résultats du mois de mai, juillet et novembre respectaient la norme.

Ce cas devrait peut-être faire l'objet d'une investigation, mais puisqu'il est isolé, ne peut être représentatif d'une contamination de la nappe phréatique.

Selon les résultats d'analyse, il n'y aurait pas de contamination de l'eau souterraine par le plomb, toutes les teneurs étant à une exception près sous la norme provinciale.

#### **Autres paramètres analysés**

Tous les puits échantillonnés pour l'arsenic, le baryum, le chrome, le bore et les nitrates respectent les normes provinciales du Règlement sur l'eau potable et les recommandations fédérales de SBSC. Quant au sélénium, aux nitrites et à l'uranium, ils n'ont pas été détectés. Par contre, certains paramètres ont dépassé les normes provinciales. Il s'agit du cadmium (hors-norme dans un puits), des fluorures (hors-norme dans deux puits), des cyanures (hors-norme dans trois puits) et du mercure (hors-norme dans un puits). Comme ces résultats sont basés sur un nombre très restreint d'analyses, l'interprétation demeure difficile. Ainsi, une investigation plus poussée en terme de nombre d'analyses nous donnerait un portrait plus réaliste de la situation.

### 3.3 DONNÉES ENVIRONNEMENTALES POUR LA CONTAMINATION DE L'AIR

Concernant la contamination de l'air, nous avons seulement quelques données, d'abord à la cheminée par Environnement Canada et dans l'air ambiant par le MENVIQ (Réf. 12, 13, 14 et 15).

Dans la mesure où nous assumons la qualité scientifique de ces quelques analyses, les émissions de plomb à la cheminée sont inférieures de l'ordre de 5 fois aux normes d'émission de la qualité de l'air, soit  $5,8 \text{ mg/m}^3$  de particules pour une norme de 46, alors que le plomb représentait 13,4% de la masse des poussières, comparativement à une norme de 63% (Réf. 12, p. 12).

Bien que nous n'ayons pas de granulométrie des poussières à la cheminée, le système de filtration de Nova PB, lorsqu'il est en opération normale, ne laisse échapper qu'une fraction des poussières filtrées, probablement les plus petites. La dispersion atmosphérique de ces particules avec une durée de suspension de 10 jours devrait protéger les territoires environnants de façon satisfaisante. Ceci serait confirmé par l'analyse d'Environnement Québec qui, par une moyenne géométrique de mesures prises en station fixe à proximité de l'usine pendant deux ans (1983 à 1985), a retrouvé des concentrations moyennes de  $0,36 \text{ ug/m}^3$  de plomb dans l'atmosphère, de l'ordre de cinq fois inférieures à la norme de  $2 \text{ ug/m}^3$ .

### 3.4 DONNÉES ENVIRONNEMENTALES PHYTOTOXICOLOGIQUES

Une petite étude (non publiée) par le MAPAQ, lors de l'enquête vétérinaire, a révélé une concentration de plomb dans le foin qui dépasse le bruit de fond attendu. Nous traiterons plus amplement cette question dans le chapitre "Intoxications animales" (voir 3.6).

Une étude de la contamination au plomb de la laitue et de radis cultivés sur quatre sites du terrain de l'école et en serre a été réalisée en 1987 (Réf. 40).

On retrouva une élévation importante du plomb dans les feuilles ou les racines de ces légumes.

Les mises en garde de l'auteure sur l'ingestion de ces légumes ont mené l'arrêt des activités agricoles par le Kahnawake Survival School. Les données reproduites dans le rapport ne nous permettent pas de commenter cette décision de santé publique.

### 3.5 DONNÉES BIOLOGIQUES HUMAINES

Deux études, réalisées sous la supervision de Santé et Bien-être social Canada à la demande des habitants de la réserve de Kahnawake, ont porté sur des mesures biologiques humaines et nous ont été rendues disponibles.

La première date de 1985 et a vérifié les plombémies et l'arsenic urinaire de 100 étudiants ou membres du personnel du Kahnawake Survival School. On semble avoir fait deux analyses de plomb sur chaque échantillon de sang et le résultat est constitué dans chaque cas de la moyenne des deux analyses. Seules les données brutes sont disponibles, la démarche ne semblant pas avoir été l'objet d'un rapport d'interprétation.

La seconde étude, faite en mai 1989, a été réalisée sur 23 étudiants ou membres du personnel de l'école qui avaient été testés en 1985, ce qui permet une comparaison 1985-1989. De plus, huit analyses provenant de témoins non exposés ont été faites.

L'étude de ces données nous apprend que, pour les 100 plombémies de 1985, nous retrouvons des moyennes géométriques de 65 PPB dans le sang, une médiane à 61,5 PPB avec un écart-type de 14 PPB pour des plombémies extrêmes variant de 33 à 170 PPB.

L'âge moyen était de 21 ans avec une médiane à 16 ans et un écart-type de 11,5 ans pour des extrêmes de 12,5 à 63 ans. La distribution de l'âge était bimodale, la population étant composée majoritairement d'étudiants du secondaire d'une part et du personnel d'autre part.

Nous avons donc divisé le groupe en deux, ceux de 20 ans et moins (73 cas) et ceux de plus de 20 ans représentant respectivement les étudiants et le personnel de l'école.

La différence des moyennes géométriques des plombémies, soit de 63,93 PPB pour le groupe de 20 ans et moins et de 67,93 pour le groupe de plus de 20 ans n'est pas statistiquement significative.

Nous avons ensuite comparé les résultats de 1985 et 1989 chez la même population, toujours présente en 1989 à l'école. En 1989, avec une moyenne d'âge de 4 ans plus élevée, les moyennes géométriques des plombémies sont passées de 65,69 PPB en 1985 à 44,30 PPB en 1989, réduction statistiquement significative ( $p < 0,001$ ).

Si, comme nous l'avons vu, ici, l'âge n'influence pas significativement les résultats, cette diminution est possiblement le reflet de la suppression du plomb dans l'essence, constatée à l'échelle nord-américaine, puisque aucune modification de procédé de Nova PB ne pourrait expliquer une telle diminution.

Enfin, nous avons constaté que, même en 1985, les résultats sanguins du plomb répondaient aux objectifs de l'an 2 000 du U.S. Health Department and Human Services, repris par les DSC du Québec, où l'on souhaite que pas plus de 5% des enfants de six mois à cinq ans ne dépassent 150 PPB de plomb sanguin, avec une moyenne géométrique en bas de 80 PPB. Ces critères sont respectés chez l'adulte, mais nous n'en savons rien chez les enfants de 6 mois à 5 ans à qui ils s'adressent.

On a souvent constaté, en présence de contamination des sols, un doublement des mesures de plombémies moyennes des enfants de 1 à 2 ans par rapport à des adultes vivant la même exposition environnementale. Cette clientèle s'avère la plus sensible par plusieurs mécanismes. Le fait que les bébés portent à la bouche tout ce qu'ils touchent, explique que le bébé et l'enfant ingèrent, avant six ans, la moitié de leur consommation de terre à vie. L'enfant absorbe dans son système digestif trois fois plus de plomb que l'adulte (40-45% versus 10-15%) et une fois absorbé, il l'accumule moins dans l'os, soit 70% versus 90 ou 95%. Chez l'enfant, il y a donc plus de plomb ingéré, absorbé et disponible avec des tissus nerveux en forte croissance; il est dès lors toxicologiquement plus sensible.

*Si on  
a des  
enfants  
à la  
maison  
120*

### 3.6 INTOXICATIONS ANIMALES

En avril-mai 1991, la mortalité de la moitié d'un troupeau de huit bêtes dans un champ situé en face de l'école, suite à une intoxication possible au plomb a effrayé, à juste titre, la population de Kahnawake.

Il s'agissait d'un troupeau de reproduction comprenant six vaches et deux bouvillons, à ce moment. En l'espace d'une semaine, à la fin du mois de mai, les deux vaches plus âgées (8-10 ans) sont décédées avec des symptômes classiques d'intoxication au plomb chez les animaux. Le vétérinaire a

soumis à la nécropsie le foie et le rein de l'une d'entre elles, après euthanasie sur place, et une autre vache a été traitée à St-Hyacinthe à l'école vétérinaire. L'une des vaches est décédée le lendemain de la mise bas d'un veau qui a survécu.

Les résultats d'analyse de foie et de rein révèlent des concentrations de plomb dans le foie respectivement de 25 et de 12 fois la normale. L'intoxication au plomb s'en trouve donc confirmée. Malheureusement, aucune analyse sanguine n'a été faite chez les vaches décédées et ces tissus ne sont plus disponibles.

Cependant, il faut rappeler qu'il existe généralement un équilibre entre les compartiments sanguins et tissus mous ou les os, en situation d'intoxication chronique à tout le moins.

Ces animaux ont passé l'hiver à l'extérieur. L'abreuvoir n'est pas automatisé et doit être rempli avec un tuyau d'arrosage branché sur l'aqueduc. L'eau a été analysée; étant conforme aux normes, elle ne peut être considérée comme une source significative de plomb. Trois analyses du plomb dans le foin ont été effectuées vers la mi-juillet soit:

- 1° foin, en fin de croissance, vert = 14 PPM (poids sec)
- 2° foin, engrangé depuis 1990 = 43 PPM (poids sec)
- 3° foin de 1990, prélevé sur place en 1991 = 21 PPM (poids sec)

Notons que le foin n'est pas cultivé et le champ n'aurait pas été labouré depuis 1978. Ces concentrations de plomb, même si elles dépassent de 10 à 20 fois le bruit de fond attendu (2 PPM), sont 10 fois inférieures à ce qu'on a retrouvé dans d'autres cas de contamination. De plus, rappelons ici que, même en sol non contaminé, la concentration de plomb dans les végétaux, s'élève jusqu'à 40 PPM lorsque la période de

croissance rapide est terminée (voir paragraphe 2.6). Le lavage avant analyse aurait peut-être révélé que, comme des études l'ont démontré, une partie de ce plomb était adsorbé en surface et non dans les tissus, si les dépôts atmosphériques sont contributoires à cet endroit.

Dans le pire cas, l'absorption moyenne de 10 kg du foin le plus contaminé aurait pu fournir un apport de 0,45 grammes/jour, ce qui s'avère largement inférieur aux trois à sept grammes quotidiens de plomb nécessaires pour intoxiquer les bovidés.

Enfin, la vache peut boire, par température chaude, 50 litres d'eau par jour pour ses besoins physiologiques, additionné du volume de lait dans le cas des vaches laitières. Même 100 litres d'eau par jour ne fourniraient pas un apport significatif avec l'eau de l'aqueduc à 12 PPB. Or ces vaches ne sont pas des vaches laitières et il ne faisait pas chaud en avril.

Enfin, on a fait les plombémies du troupeau restant à la mi-juillet, et on a retrouvé une moyenne de 125 PPB (110 à 170 PPB) légèrement supérieurs aux 100 PPB attendus. Il est à noter que le niveau le plus élevé appartenait au veau dont la mère était décédée deux mois et demi plus tôt et qui est mort par la suite de pneumonie.

L'enquête vétérinaire n'a donc rien constaté pouvant expliquer l'intoxication de ces animaux.

Dans le présent cas, on ne pouvait incriminer une contamination, ni aérienne, ni hydrique, ni alimentaire et, en l'absence d'évidence d'éléments expliquant une intoxication accidentelle, on n'a eu aucune explication à offrir.

Bien que nous admettions ces points, nous ne croyons pas que les causes environnementales "naturelles" soient exclues, à ce stade-ci de l'enquête.

## CHAPITRE IV

### 4.1 OPINION SUR L'IMPACT DE SANTÉ PUBLIQUE

Compte tenu de la provenance diversifiée, de la qualité et de la quantité des données pour le plomb dans les sols et des données de littérature qui permettent de relativiser ces données, nous croyons qu'il y a contamination significative, mais faible des sols dans une zone très limitée au pourtour des terrains de l'usine Nova PB dans l'axe des vents dominants.

Le risque de contamination humaine à partir de sols contaminés au plomb est très faible chez l'adulte. Cependant, chez l'enfant, des cas d'imprégnation significative demeurent possibles parce qu'ils ingèrent et absorbent plus de poussières éventuellement contaminées et que le niveau de tolérance est bas. Pour la protection de la santé publique, on devrait axer toute évaluation ou intervention médico-environnementale future selon la perspective particulière de la contamination des enfants.

Les niveaux de surveillance de 150 PPB de plomb sanguin ou d'intervention de 200 PPB seront-ils alors atteints? Les résultats respecteront-ils l'objectif de santé publique de l'an 2 000? Il faudrait sans doute répondre à ces questions qui sont au centre de l'impact de santé publique dans ce cas-ci.

Le nombre d'enfants exposés est faible et les données seront difficilement interprétables statistiquement. Mais il est certain que si les enfants de 6 mois à 5 ans ne dépassent pas les zones de surveillance de plomb sanguin, les chances de

contamination de provenance environnementale des autres enfants ou des adultes sont virtuellement nulles.

Pour cette raison, nous ne jugeons pertinente aucune démarche d'évaluation chez l'adulte, ni la femme enceinte comme l'a démontrée l'évaluation de cette clientèle dans un cas semblable à St-Jean-sur-Richelieu (Réf. 1, page 27 et Réf. 2, page 17).

Globalement, compte tenu du niveau de contamination au plomb des sols dans les zones habitées, la probabilité d'apparition d'impacts de santé reliés à la contamination environnementale au plomb nous paraît faible, même chez la population la plus exposée et sensible de Kahnawake.

#### 4.2 HYPOTHESES ÉCOTOXICOLOGIQUES

##### 4.2.1 **Hypothèse sur la dispersion du plomb**

A moins d'erreurs grossières dans l'échantillonnage ou l'analyse, la contamination atmosphérique de plomb par la cheminée ne paraît pas être significative. En effet, sauf en cas d'arrêt de l'équipement de filtration, même des pics probables dépassant la norme sont peu significatifs en terme de santé publique dans ce contexte particulier.

A partir des facteurs considérés au chapitre III et de la revue scientifique, nous formulons une hypothèse de dispersion qui serait intéressante à vérifier.

Sauf la contamination immédiate par les grosses particules lourdes très près du terrain de l'usine ou des routes, la dispersion et la contamination des sols se ferait principalement par la neige ou la pluie qui précipitent les fines particules de toutes provenances, y compris de Nova PB.

Les zones de dépôt et de sédimentation du plomb correspondraient donc aux zones d'accumulation de neige, mais surtout aux zones de drainage et de sédimentation de l'eau de pluie ou de fonte des neiges. De plus, les poussières qui précipitent par simple gravité auraient tendance à imiter la déposition de la neige. Une étude de sols près de Nova PB par scarification des zones de sédimentation des eaux de surface démontrerait sans doute des résultats élevés de plomb en zone de percolation des eaux par comparaison avec des sols surélevés à faible accumulation d'eau ou de neige.

#### **4.2.2 Hypothèse d'intoxication animale**

Comme cet incident a été alarmant pour la population du territoire dans l'évolution du dossier, nous pensons qu'il serait utile d'en résoudre la cause.

Si l'hypothèse de dispersion environnementale énoncée aux précédents paragraphes s'avérait exacte, il est plausible qu'elle soit à l'origine d'une intoxication animale de provenance environnementale.

Un fossé de drainage traverse en effet le champ où les intoxications animales sont survenues. Tant l'eau de fonte des neiges que l'eau de pluie sont susceptibles de transporter et finalement de concentrer la contamination d'un grand bassin hydrographique à son point le plus bas. Année après année, les particules contaminées pourraient donc sédimenter au même endroit.

Un troupeau s'abreuvant à ce site mettrait alors en suspension, par leur va-et-vient, les sédiments contaminés et pourrait en absorber des quantités très significatives. Un seul kilogramme de sédiments contaminés à 7 000 PPM de plomb pourrait causer un décès de bovidé, rappelons-le.

## CONCLUSION

Notre analyse des données existantes sur la problématique de la contamination par le plomb d'une partie du territoire de Kahnawake nous amène à conclure que:

- 1° Il n'y a aucune évidence de contamination de l'eau de consommation par le plomb.
- 2° Il n'y aurait pas de contamination significative de l'atmosphère, à l'extérieur des bâtiments de la compagnie du moins.
- 3° La contamination des sols par le plomb est limitée à la proximité de l'usine; elle semble généralement peu élevée par comparaison à d'autres sites semblables.
- 4° Il n'y a aucune évidence de contamination significative au plomb dans la population de l'école Kahnawake Survival School en 1985 et en 1989.
- 5° Il y a eu quatre intoxications animales mortelles dues au plomb, à proximité de l'usine et de l'école. Si la source de contamination peut, à notre avis, être due à une contamination environnementale, le vecteur hypothétique de contamination (absorption de sédiments contaminés) ne concerne guère l'humain.

6° Cependant, nonobstant nos conclusions qui peuvent paraître rassurantes jusqu'ici, nous ne pouvons pas affirmer l'absence d'impact de santé publique. De fait, aucune donnée ne concerne la clientèle cible la plus sensible, l'enfant de six mois à cinq ans, pour qui le niveau de tolérance est très faible.

#### RECOMMANDATIONS ET SUIVI

Pour mieux évaluer les impacts de santé publique, le DSC suggère d'effectuer une plombémie des enfants de 6 mois à 5 ans vivant dans la zone de contamination des sols.

Advenant des niveaux élevés, susceptibles de se produire surtout chez les enfants de 18 à 24 mois, une seconde étude d'un groupe contrôle non exposé du territoire permettra d'estimer le bruit de fond. La fraction attribuable à la contamination environnementale locale sur laquelle des mesures de prévention pourraient être prises serait ainsi mise en évidence. Enfin, si jugé pertinent, on pourrait vérifier l'hypothèse de la consommation de boues de sédimentation de la fonte des neiges comme explication de l'intoxication des vaches.

Selon l'information que nous pourrions tirer de ces études, nous serons en mesure de faire, le cas échéant, des recommandations précises de protection de la santé publique. Nos impressions à ce stade-ci n'allant pas dans le sens de problèmes significatifs de santé publique, nous suggérons des mesures d'hygiène générales visant à prévenir l'ingestion de poussières, terre ou objets contaminés par les bébés surtout et les enfants de moins de six ans en général.

Enfin, l'éleveur devrait empêcher son bétail de s'abreuver dans le fossé de drainage, surtout au printemps et, ceci à titre préventif jusqu'à ce que l'hypothèse soit vérifiée.

## RÉFÉRENCES

1. WITEYS AND SONS (1981). *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology*. Clayton & Clayton, ed., Vol. 2A, Third Edition, Chap. 29; 1687-1728.
2. LAWERYS, R. (1982). *Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles*. Masson & Cie ed., 2ème édition; 141-169.
3. CARSON, ELLIS, McCANN (1987). *Toxicology and Biological Monitoring of Metal in Humans*. Lewis Publishers Inc., Second Edition; 128-135.
4. DOULL, J., KLAASSEN, C.D., AMDUR, M.D. (1986) *Toxicology*. MacMillan Publishing Co., Second Edition, Chap. 19; 582-635.
5. ELLENHORN, M.J. and BARCELOUX, D.G. (1986) *Medical Toxicology*. Elsevier. Chap. 37; 1030-1041.
6. CONSEIL NATIONAL DE RECHERCHES CANADA (1973). *Lead in the Canadian Environment*. Publications NRCC/CNRC, No B473-7(ES); 115 p.
7. BUREAU D'ÉTUDES SUR LES SUBSTANCES TOXIQUES (1980). *Plomb*. Environnement Québec; 49 p.
8. GOULET, L. et al. (jan. 1992). *Plombémie des enfants de la zone contaminée après deux ans d'application du programme de santé publique*. DSC Hôpital du Haut-Richelieu; 5 p.
9. COMITÉ DE SANTÉ ENVIRONNEMENTALE DES DÉPARTEMENTS DE SANTÉ COMMUNAUTAIRE DU QUÉBEC (1991). *La santé publique et la contamination de l'environnement par le plomb*; 60 p.
10. CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT. *Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés*. Rapport CCME EPCS34 (1991); 21 p.
11. DSC DE L'HOPITAL DU HAUT-RICHELIEU (1990). *La contamination environnementale par le plomb d'un quartier résidentiel à St-Jean-sur-Richelieu, Tome II*. Rapports 1 à 5 et annexes.
12. ENVIRONNEMENT CANADA (1989). *Recyclage de résidus plombifères dans un four rotatif*. Rapport SPE 3/HA/6; 20 p.
13. ENVIRONNEMENT CANADA (1987). *Étude sur la teneur en plomb dans le sol à proximité de la fonderie Nova PB à Ville Ste-Catherine*. Rapport interne Dir. Prot. Env.; 19 p.

14. ENVIRONNEMENT CANADA (1988). *Rapport sur l'observation du règlement sur les normes nationales de dégagement des fonderies de plomb de seconde fusion. Rapport et annexes.*
15. ENVIRONNEMENT CANADA (1991). *Rapport sur l'observation des arrêtés d'urgence et règlements sur le rejet d'amiante, de chlorure de vinyle, de plomb de seconde fusion, de mercure par les fabriques de chlore; 26 p. et annexes.*
16. COMMISSION ON LEAD IN THE ENVIRONMENT. ROYAL SOCIETY OF CANADA (1986). *Lead in the Canadian Environment: Science and Regulation. Final Report; 46 p.*
17. MADHAVAN, ROSENMAN, SHEBRITA (1989). *Lead in Soil: Recommended Maximum Permissible Levels. Environmental Research, 49; 136-142.*
18. SEDMAN, R. (1989). *The Development of Applied Action Levels for Soil Contact: A scenario for the Exposure of Humans to Soil in a Residential Setting. Environmental Health Perspective, 79; 291-313.*
19. DSC HOPITAL MAISONNEUVE-ROSEMONT. (1991). *Recommandations du comité d'experts ad hoc concernant le dossier de la contamination par le plomb du quartier résidentiel Guybourg, situé dans l'est de Montréal. Rapport 7P et annexes.*
20. ENVIRONNEMENT CANADA (1985). *Le plomb tétrathyle. Collection Enviroguide; 82 p.*
21. RABIN, R. (Déc. 1989). *Warnings Unheeded : A History of Child Lead Poisoning. American Journal of Public Health; 79; 1668-1674.*
22. BOTTA SAMATI, GIOCANTI, MIGNERET. (1986). *Contribution à l'amélioration du dépistage précoce biotoxologique du saturnisme. Revue de médecine du travail. Tome XIII; 21-23.*
23. MAIZLISH et al. (1990). *Elevated Blood Lead in California Adults, 1987 : Results of a Statewide Surveillance Program Based on Laboratory Reports. American Journal of Public Health. 8; 931-934.*
24. RUDOLF et al. (1990). *Environmental and Biological Monitoring for Lead Exposure in California Workplaces. American Journal of Public Health. Vol 80; 921-925.*
25. SOMERVAILLE et al. (1988). *In Vivo Tibia Lead Measurements as an Index of Cumulative Exposure in Occupationally Exposed Subjects. BJIM, 45; 174-181.*

26. HU, PEPPER, GOLDMAN (1991). Effects of Repeated Occupational Exposure to Lead Cessation of Exposure, and Chelation on Levels of Lead in Bone. *AJIM*, 20; 723-735.
27. NEEDLEMAN, H.L. (1983). Lead at Low Dose and the Behavior of Children. *Acta Psychiat. Scand.* 67, Suppl. 303; 26-37.
28. RATCLIFF and al. (1989). Lead Toxicity and Iron Deficiency in Utah Migrant Children. *AJPH*. Vol. 79; 631-633.
29. RABINOWITZ et al. (1985). Environmental Correlates of Infant Blood Lead Levels in Boston. *Environmental Research* 38; 96-107.
30. NEEDLEMAN, H.L. (1989). *The Persistent Threat of Lead : A Singular Opportunity*. *AJPH*. 79; 643-645.
31. DERIVEAUX, J. et LIÉGOIS, F. *Toxicologie vétérinaire*; 137-153.
32. RADELIFT, R.D. *Veterinary Toxicology*; 170-173.
33. YOUNGE, K.S. et MORDAN, B.B. (1989) Bovine Lead Poisoning in Alberta : A Management Disease. *Can. Vet. J.*, 30; 42-45.
34. LEARY, S.L. et al. (1970) *Epidemiology of Lead Poisoning in Cattle*; Iowa State University Veterinarian; 112-117.
35. DIRECTION DES LABORATOIRES D'EXPERTISES ET D'ANALYSES ALIMENTAIRES (1991). *Addenda à la fiche toxicologique du plomb*. 2 p.
36. CPAQ. *Guide d'évaluation de la qualité de l'eau consommée par les animaux de ferme*; 355, 21, 3 p.
37. GALEY, F.D. et al. (1989). *Lead Concentrations in Blood and Milk from Periparturiant Dairy Heifers Seven Months After An Episode of Acute Lead Toxicosis*. *Proceeding of the 32<sup>nd</sup> Annual Meeting of the AAVLD*; 222-226.
38. HUTCHINSON, T.C. (1985). *Lead Concentration of Soil Samples on Kahnawake Survival School Campus*. Institute for Environment Studies University of Toronto.
39. LABERGE, Yvon (1987). *Soil Testing Report for Community Health Association Kahnawake*. *Echo Research (Canada) M.C.*, 6 p.
40. SCOTT, Lee (1986). *Accumulation of Lead in Radish and Lettuce Grown Near a Secondary Lead Multer*. 20 p.

P 8007  
Ex.2

E-2639

Bélanger, Marcel

AUTEUR

Gaudreau, Danielle

Belleville, Denis

La contamination environnementale

du plomb à Kahnawake: écotoxi

P 8007  
Ex.2