
SUIVI DE LA SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE

DANS LE QUARTIER NOTRE-DAME DE ROUYN-NORANDA – PÉRIODE 1991 À 2006

DÉCEMBRE 2007

Édition produite par :

Agence de la santé et des services sociaux
de l'Abitibi-Témiscamingue
1, 9^e Rue
Rouyn-Noranda (Québec) J9X 2A9

Téléphone : (819) 764-3264
Télécopieur : (819) 797-1947
Site Web : sante-abitibi-temiscamingue.gouv.qc.ca

Rédaction :

Daniel Gagné, agent de planification et de programmation sociosanitaire
Direction de santé publique

Mise en page :

Annette Picard, agente administrative
Direction de santé publique

ISBN : 978-2-89391-334-6 (version imprimée)
ISBN : 978-2-89391-335-3 (version pdf)

Dépôt légal - Bibliothèque nationale du Québec,
Dépôt légal - Bibliothèque nationale du Canada,

Prix : 9 \$ + frais de manutention

Vous pouvez vous procurer ce document au centre de documentation de l'Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, au 1, 9^e Rue, Rouyn-Noranda (Québec) J9X 2A9, Tél. 819 764-3264, poste 49209.

Toute reproduction totale ou partielle de ce document est autorisée, à condition que la source soit mentionnée.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES.....	v
LISTE DES ANNEXES.....	vi
INTRODUCTION	1
CHAPITRE PREMIER – MÉTHODOLOGIE	3
CHAPITRE 2 – RÉSULTATS	9
2.1 Plomb	11
2.1.1 Retombées au sol (jarres).....	11
2.1.1.1 Évolution dans le temps.....	11
2.1.1.2 Variations spatiales	13
2.1.2 Poussières en suspension dans l'air (haut débit).....	15
2.1.2.1 Évolution dans le temps.....	15
2.1.2.2 Variations spatiales	15
2.1.3 Mesures des sols résidentiels	18
2.1.3.1 Évolution dans le temps.....	18
2.1.3.2 Variations spatiales	20
2.2 Arsenic	20
2.2.1 Retombées au sol (jarres).....	20
2.2.1.1 Évolution dans le temps.....	20
2.2.1.2 Variations spatiales	22
2.2.2 Poussières en suspension dans l'air (haut débit).....	24
2.2.2.1 Évolution dans le temps.....	24
2.2.2.2 Variations spatiales	26
2.2.3 Mesures des sols résidentiels	27
2.2.3.1 Évolution dans le temps.....	27
2.2.3.2 Variations spatiales	29
CHAPITRE 3 – COMMENTAIRES	31
3.1 Plomb	33
3.2 Arsenic	34
CONCLUSION	37
ANNEXES	41
BIBLIOGRAPHIE	49

SUIVI DE LA SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE

DANS LE QUARTIER NOTRE-DAME

PÉRIODE 1991 À 2005

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Comparaison des teneurs moyennes de plomb au sol (ppm) dans les parcelles échantillons.....	20
Tableau 2 : Comparaison des teneurs moyennes d'arsenic au sol (ppm) dans les parcelles échantillons.....	29

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Retombées de plomb au sol dans le quartier Notre-Dame vs jarre témoin : moyennes arithmétiques de 1991 à 2005	11
Figure 2 : Évolution des retombées de plomb au sol pour l'ensemble des six jarres situées dans l'axe est-ouest : moyennes arithmétiques de 2000 à 2005.....	12
Figure 3 : Répartition des retombées de plomb au sol dans le quartier, selon un axe nord-sud : moyennes arithmétiques par jarre de 1991 à 2005	13
Figure 4 : Dispersion des retombées de plomb au sol, selon un axe est-ouest : moyennes arithmétiques annuelles pour chaque jarre de 2000 à 2005.....	14
Figure 5 : Évolution des concentrations moyennes de plomb en suspension dans l'air dans le quartier : moyennes géométriques des trois stations de mesure de 1991 à 2005	15
Figure 6 : Plomb en suspension dans l'air : moyennes géométriques de 1991 à 2005 pour chaque station.....	16
Figure 7 : Variation du taux de plomb (ppm) dans les sols du quartier entre 1999, 2001 et 2004	17
Figure 8 : Retombées d'arsenic au sol de 2002 à 2005 : moyennes arithmétiques des cinq jarres nord-sud dans le quartier par rapport au témoin.....	19
Figure 9 : Moyennes arithmétiques annuelles des retombées d'arsenic au sol pour l'ensemble des six jarres situées dans l'axe est-ouest du quartier Notre-Dame, de 2000 à 2005.....	21
Figure 10 : Variation des retombées nord-sud d'arsenic au sol, selon la localisation des jarres (moyennes arithmétiques de 2002 à 2005)	22
Figure 11 : Variation des retombées d'arsenic au sol pour chacune des jarres selon un axe est-ouest (2000-2005)	23

Figure 12 : Moyennes géométriques de l'arsenic en suspension dans l'air pour l'ensemble des trois échantillons à haut débit installés dans le quartier (1991 à 2005).....	24
Figure 13 : Moyennes géométriques d'arsenic en suspension dans l'air pour chacune des trois stations dans le quartier, de 1991 à 2005.....	25
Figure 14 : Concentrations d'arsenic dans les sols des différentes parcelles de terrains résidentiels échantillonnées en 1999, 2001 et 2005	26
Figure 15 : Moyennes géométriques d'arsenic en suspension dans l'air pour les cinq stations situées dans un axe est-ouest, de 2005 à 2007.....	27
Figure 16 : Concentration d'arsenic dans les sols des différentes parcelles de terrains résidentiels échantillonnées en 1999, 2001, 2005 et 2007	28

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Carte géographique du quartier Notre-Dame à Rouyn-Noranda	43
Annexe 2 : Cartes de localisation des jarres, échantillonneurs à haut débit et parcelles de sols résidentiels	45
Annexe 3 : Moyennes géométriques comparées aux moyennes arithmétiques d'arsenic.....	47

INTRODUCTION

Depuis plus d'une quinzaine d'années la Direction de santé publique se préoccupe des impacts possibles des retombées atmosphériques de la fonderie Horne sur la santé des résidants du quartier voisin, appelé quartier Notre-Dame. Une des activités réalisées dans le cadre de cette intervention consiste à vérifier si les mesures correctives mises en place par la fonderie ont permis ou non d'améliorer la qualité de l'air et des sols dans le quartier.

À cette fin, un réseau de surveillance de la qualité de l'air et des sols fut mis en place à la fin de l'année 1990. Cette surveillance s'est effectuée à l'aide de moniteurs installés dans le quartier, et par des prélèvements de sols de surface, grâce à la collaboration du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) et de la fonderie elle-même.

Auparavant, la surveillance environnementale visait uniquement le plomb, car il était logique de croire que les sources de contamination étaient à peu près les mêmes dans l'usine. Donc, si on surveillait le plomb, on surveillait également les autres métaux lourds, tels l'arsenic et le cadmium. Les modifications constantes apportées au procédé depuis quelques années nous font soupçonner que ce n'est peut-être plus aussi vrai qu'auparavant. C'est pourquoi, la surveillance englobe l'arsenic et le béryllium autant que le plomb depuis près de deux ans. Un programme d'action spécifique à l'arsenic a d'ailleurs été mis sur pied par la fonderie et le MDDEP à partir de 2003. Quatre autres stations de mesure des poussières en suspension se sont rajoutées aux trois déjà en place, ce qui fait du quartier Notre-Dame la superficie de un kilomètre carré la plus surveillée au Québec.

Le contrôle des émissions à la fonderie Horne a connu deux phases successives pour ainsi dire. La première, mise en place il y a une trentaine d'années, visait à récupérer, traiter ou filtrer les émissions aux cheminées principales afin de protéger l'environnement naturel dans les 30 ou 50 km autour de la fonderie. La construction de l'usine d'acide sulfurique en 1989 et l'adaptation du procédé de façon à pouvoir traiter près de 95 % des gaz du procédé a permis d'y arriver en bonne partie en 2005. Dans l'intervalle, la fonderie avait mis en place un système de contrôle intermittent (SCI) qui lui permettait de diminuer volontairement ses émissions à la cheminée principale lorsque le panache menaçait de retomber sur la ville de Rouyn-Noranda (située au sud de la fonderie).

La seconde étape consiste à contrôler ses émissions fugitives¹. Ce sont elles qui sont les principales responsables de l'exposition de la population maintenant. Ce sont donc celles qui interpellent le plus la santé publique. Depuis une dizaine d'années des progrès importants ont été accomplis en ce domaine également et parmi l'ensemble de la ville de Rouyn-Noranda, seul le quartier Notre-Dame est affecté. De plus en plus, celle la portion nord de ce quartier est touchée.

De façon indirecte, ce bilan brosse un portrait des efforts consentis pour améliorer la qualité de vie des résidants du quartier ND et donne des indications sur ce qui reste à accomplir. Un bilan complet de la situation, pour la période 1991-2002, fut présenté en 2003², mis à jour 1991-2005 en 2006. Le bilan actuel constitue en une mise à jour du précédent travail en y incorporant les données pour la période 2005-2006.

¹ Émissions atmosphériques gazeuses ou particulières qui ne proviennent pas de la cheminée principale mais d'un ensemble de petites sources diffuses, comme les ventilateurs de toit au-dessus de l'allée des convertisseurs.

². Daniel GAGNÉ, *Dix années de surveillance environnementale dans le quartier Notre-Dame. Période 1991 à 2002*, Régie régionale de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, 2003.

CHAPITRE PREMIER

MÉTHODOLOGIE

MÉTHODOLOGIE

Le quartier Notre-Dame couvre une superficie d'environ 1 km² au sud des installations de la fonderie. Les résidences les plus proches sont situées à environ 100 mètres des installations industrielles et les plus éloignées, à environ 1 kilomètre. Il comprend environ 700 terrains résidentiels et une population qui avoisine 2 500 personnes, dont environ 120 enfants âgés entre 0 et 5 ans. Plusieurs institutions telles que des écoles, l'hôpital, l'aréna, le centre commercial, les garderies, etc. y sont localisées tout près. On trouvera une carte géographique de la ville de Rouyn-Noranda (carte n° 1) ainsi que du quartier (carte n° 2) à l'annexe 1.

Les vents dominants proviennent de l'ouest (nord-ouest en hiver et sud-ouest en été). Les printemps se caractérisent par des vents fortement dominants provenant du nord, tandis qu'à l'automne nous retrouvons surtout des vents du sud. Les épisodes calmes (vents inférieurs à 2 kilomètres à l'heure) sont présents environ 10 % du temps³.

Le suivi des émissions depuis 1991 s'est fait à l'aide de trois types d'échantillonneurs :

- les jarres à poussières, qui mesurent essentiellement les grosses particules retombant rapidement sur le sol, par gravité;
- les échantillonneurs à haut débit, qui mesurent surtout les fines particules en suspension dans l'air;
- les carottes de terre de surface (premiers 2 centimètres de sol) sur les terrains résidentiels du quartier, qui représentent l'accumulation au sol des retombées quotidiennes sur le quartier.

Les jarres à poussières sont des cylindres d'environ 15 centimètres de diamètre et 40 centimètres de hauteur, remplis d'eau et dans lesquels les poussières retombent par gravité. Ces appareils sont situés à faible hauteur (environ 3 mètres du sol), dans des endroits peu influencés par des obstacles naturels ou artificiels (arbres, palissades, édifices élevés, etc.). La poussière qui s'y dépose pendant un mois (30 jours) est ensuite analysée pour son contenu en métaux (plomb, arsenic et béryllium). Ce qui nous donne douze mesures par année par appareil. Cinq jarres sont installées selon un axe nord-sud au centre du quartier depuis 1990 et un témoin est installé à 2 kilomètres au sud de la fonderie dans un autre quartier de la ville. Ces jarres sont gérées par le MDDEP. Six autres jarres sont installées selon un axe est-ouest au nord du quartier depuis mai 2000. Ces jarres sont gérées par le laboratoire environnemental de la fonderie Horne.

On trouvera sur la carte n° 3 à l'annexe 2 une localisation des différentes jarres dans le quartier. Comme il n'y a pas de normes ou de recommandations particulières actuellement au Canada pour ce genre de retombées, nous avons choisi de présenter les données en µg/m²/jour, unité qui semble avoir obtenu la faveur de d'autres projets (par ex. : Trail, en Colombie-Britannique) de surveillance des retombées au sol.

Trois échantillonneurs à haut débit sont installés dans le quartier depuis octobre 1990. Ces appareils recueillent sur un filtre d'esters de cellulose les poussières en suspension dans les airs grâce à un puissant aspirateur qui fonctionne en continu pendant 24 heures à tous les six jours (61 mesures par année, par appareil). Le contenu en métaux des poussières totales recueillies sur le filtre est ensuite analysé en laboratoire par spectrophotométrie d'émission

³. Données cumulatives de 1955 à 1995 provenant de la station météo d'Environnement Canada à Val-d'Or.

atomique au plasma (ICP). Deux des échantillonneurs sont gérés par le MENV et un troisième par les laboratoires de la fonderie Horne.

Ces appareils sont situés sur de hauts édifices (quatre étages) dans le quartier (sauf l'appareil situé sur le toit d'une remise, à proximité de l'usine), afin de ne pas être influencés par la poussière soulevée par le passage des véhicules sur les routes. Depuis 2005, quatre autres échantillonneurs ont été installés (trois par le MDDEP et un par la fonderie) afin de mieux représenter les diverses zones de contamination environnementales qu'on peut découper dans le quartier. On trouvera à l'annexe 2, carte 3, une localisation des échantillonneurs à haut débit dans le quartier.

Les analyses de sols ont été faites à quatre reprises (1999, 2001, 2005, 2007). Il s'agissait de prélèvements composites dans des parcelles de surfaces équivalentes, regroupant de grands pâtés de maisons résidentielles. Les échantillons furent pris uniquement dans la partie ouest du quartier, celle qui fut presque entièrement décontaminée en 1990⁴. La partie ouest fut divisée en quinze parcelles regroupant environ une trentaine de terrains résidentiels chacune. La carte n° 4 de l'annexe 2 présente la localisation des quinze parcelles. Une analyse terrain par terrain fut également réalisée à l'été 2002, pour les quelques deux cents terrains localisés au nord de la rue Carter.

Les échantillons furent homogénéisés et passés au tamis pour ne retenir que les particules fines. Leur contenu en métaux fut analysé par ICP au laboratoire de la fonderie Horne, après validation au moyen de duplicata auprès du laboratoire du MENV.

Pour l'ensemble des médias analysés, les résultats de mesures individuelles furent regroupés en moyennes pour estimer les tendances centrales. Dans le cas des prélèvements en continu (jarres à poussières), nous avons utilisé la moyenne arithmétique. Dans le cas des échantillonnages qui n'étaient pas en continu (échantillonneur à haut débit), la moyenne géométrique fut préférée à la moyenne arithmétique, car la répartition percentile de nos données montrait une distribution qui s'apparentait plus à une distribution log-normale que normale⁵. Nous avons cependant présenté en annexe les moyennes arithmétiques lorsque disponibles, afin de présenter une version qui soit plus compatible avec les mécanismes d'accumulation dans le corps chez la population exposée⁶. Dans la mesure où cela ne surchargeait pas indûment le rapport, nous avons présenté les compilations sous forme graphique, afin de mieux illustrer les tendances générales.

Les résultats sont regroupés en fonction de deux métaux, soit le plomb et l'arsenic. Les valeurs sous le seuil de détection furent compilées comme équivalentes à la moitié du seuil de détection⁷. Les données de poussières totales, souvent mieux corrélées avec les plaintes de nuisance de la part de la population, n'ont pas été considérées car elles peuvent avoir été influencées par la circulation des véhicules ainsi que les activités de construction et d'entretien dans le quartier.

⁴. La partie à l'est de la 9^e Rue ne fut décontaminée qu'à 50 % environ en 1991, c'est pourquoi elle se prête mal à la mesure de l'évolution des retombées atmosphériques depuis 1990.

⁵. La distribution log-normale se caractérise par une majorité de valeurs inférieures à la moyenne arithmétique, cette dernière surestimant donc la tendance centrale.

⁶. La moyenne arithmétique correspond en fait au concept de dose d'exposition pondérée en fonction du temps, lorsque les mesures individuelles sont d'égales durées. Cependant, elle pourrait surestimer l'exposition, dans le cas d'une distribution log-normale, si l'échantillon n'était pas représentatif de la totalité de l'exposition des gens.

⁷ Seuils de détection pour poussières en suspension : arsenic : 1 ng/m³; plomb : 2 ng/m³

Pour chacun des métaux, nous présentons d'abord une caractérisation de la tendance des retombées d'une année à l'autre (tendance temporelle), suivi d'une présentation de la tendance d'une localisation à l'autre dans le quartier (tendance géographique).

La présentation des résultats sera suivie d'une section « Commentaires », où on tentera d'interpréter les tendances qui se dégagent et d'extrapoler pour les années à venir.

CHAPITRE 2

RÉSULTATS

RÉSULTATS

2.1 PLOMB

2.1.1 RETOMBÉES AU SOL (JARRES)

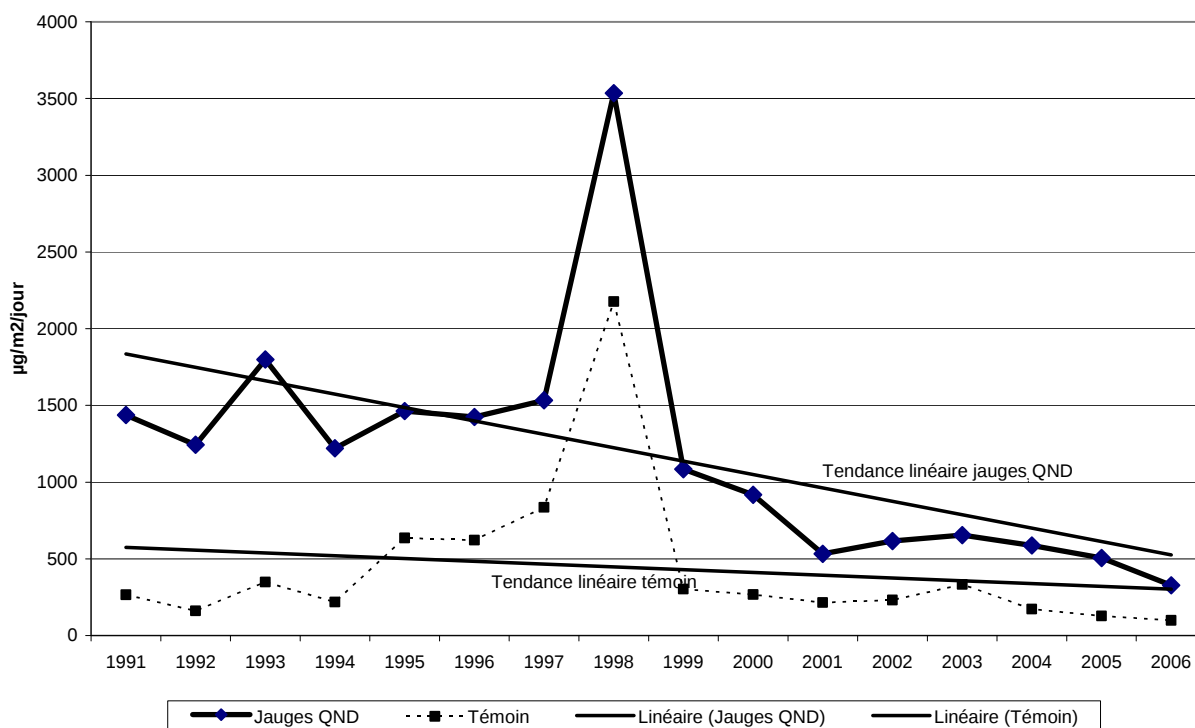
2.1.1.1 Évolution dans le temps

Jarres nord-sud

On trouvera dans le graphique de la figure 1, une illustration de l'évolution dans le temps des retombées de plomb au sol depuis 1991.

Figure 1 : Retombées de plomb au sol dans le quartier Notre-Dame vs jarre témoin : moyennes arithmétiques de 1991 à 2006

Retombées plomb au sol. Moy. arithm. ann. des 5 jauges QND vs témoin. De 1991 à 2006



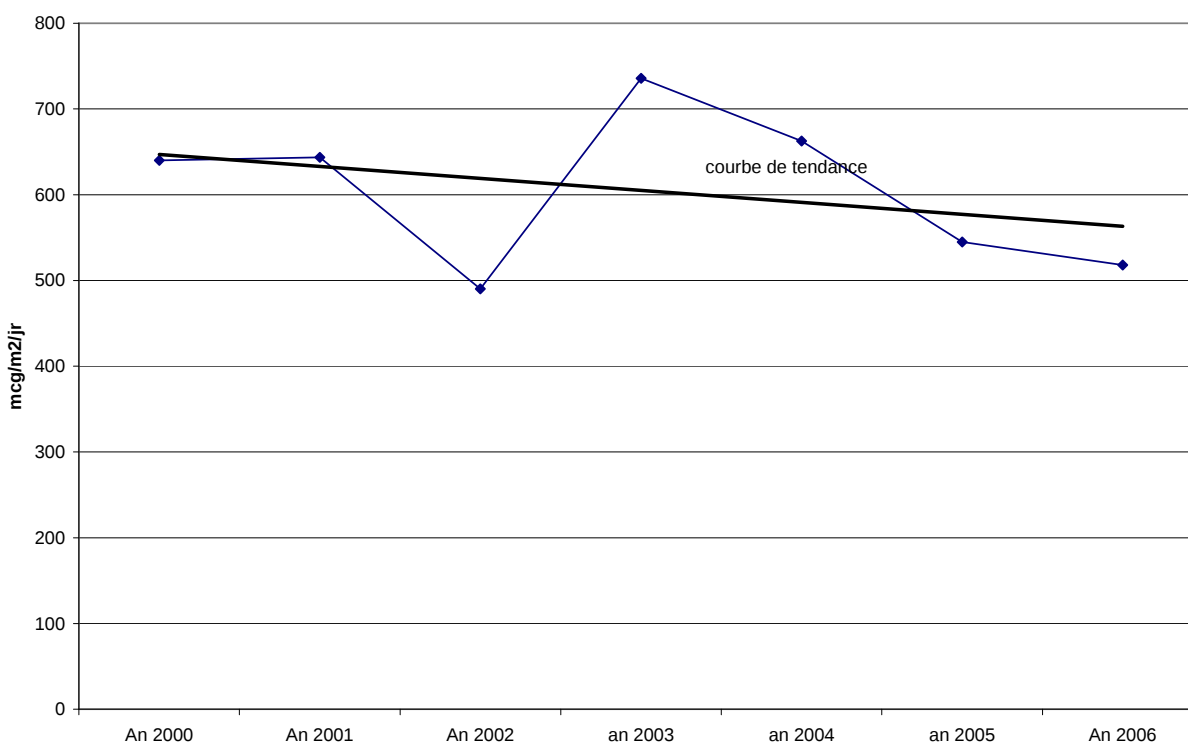
Le graphique de la figure 1 montre que, depuis 1998, les retombées de plomb au sol ont diminué systématiquement dans le quartier, pour l'ensemble des cinq jarres qui y sont localisées. Par contre, les années antérieures à 1998 ont montré des variations marquées d'une année à l'autre. Avec huit années consécutives (1999 à 2006) montrant des moyennes inférieures à 1999, on peut affirmer que la tendance à la baisse est bien réelle. Selon la courbe de tendance linéaire, le facteur de réduction serait de l'ordre de 3,5 entre 1991 et 2006. Toutefois, un certain plafond a été atteint après 2001. Le résultat de 2006 est cependant inférieur à ce plafond. Espérons qu'il inaugure une nouvelle tendance à la baisse dans les

retombées. Il est à noter que la jarre témoin, située à plus de 2 km de la fonderie, semble assez stable dans le temps, exception faite de la période 1995-1998 où une hausse des retombées s'était manifestée. Or cette jauge témoin est moins influencée par les émissions fugitives. On pourrait donc déduire que la baisse notée dans le quartier ND est attribuable aux efforts de la fonderie pour diminuer ses fugitives.

Jarres est-ouest

Le graphique de la figure 2 présente les variations annuelles pour les jarres situées selon un axe est-ouest, dans la partie nord du quartier.

Figure 2 : Évolution des retombées de plomb au sol pour l'ensemble des six jarres situées dans l'axe est-ouest. : moyennes arithmétiques de 2000 à 2005



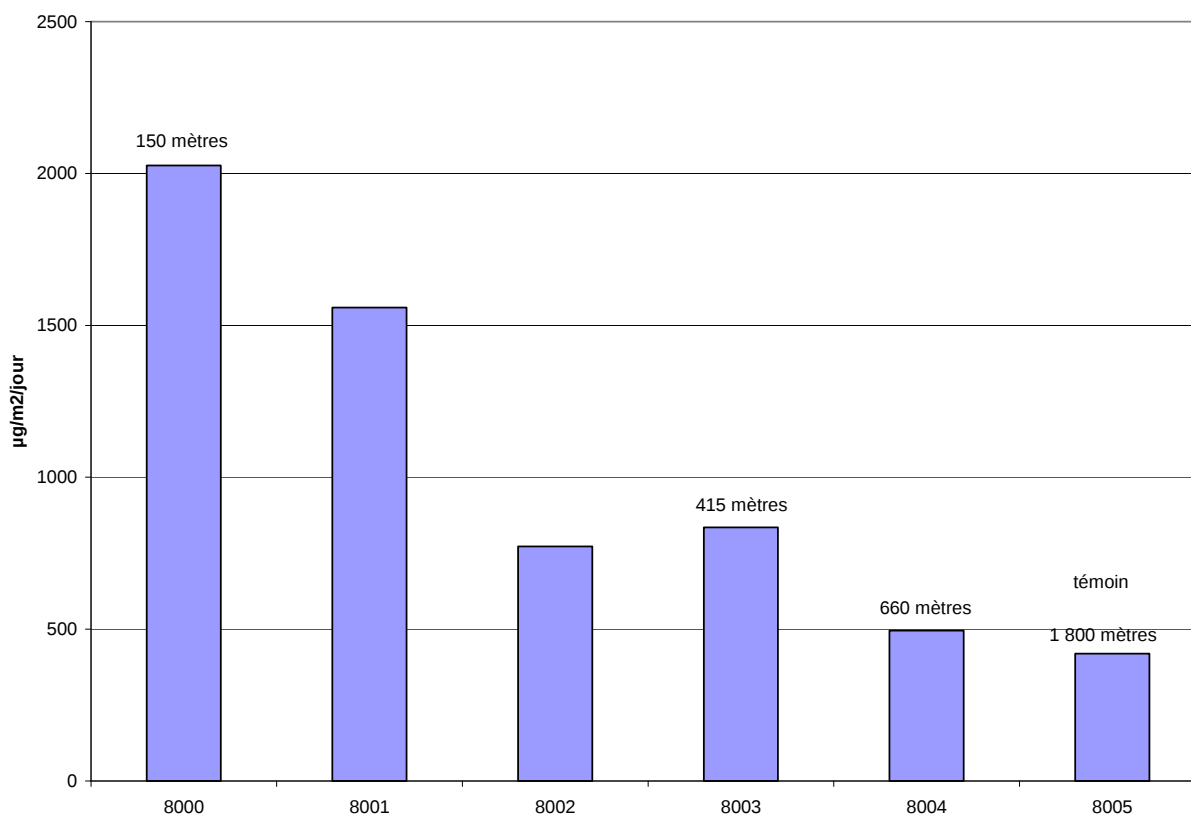
Le graphique de la figure 2 montre que, comme dans le cas des jarres nord-sud (figure 1), il y a aussi une tendance à la baisse pour les retombées est-ouest, bien que cette tendance soit beaucoup moins marquée. En fait, nous sommes ici en présence du plateau dans l'évolution des retombées que nous avons signalé à propos des années 2001 à 2006 dans la figure précédente (figure 1). Les diminutions systématiques de 2004 à 2006 sont cependant encourageantes. Il sera nécessaire de suivre l'évolution sur quelques années encore avant de savoir si cette tendance reflète un phénomène passager ou non.

2.1.1.2 Variations spatiales

Jarres nord-sud

Le graphique de la figure 3 présente les variations des retombées d'un endroit à l'autre du quartier selon un axe nord-sud.

Figure 3 : Répartition des retombées de plomb au sol dans le quartier, selon un axe nord-sud : moyennes arithmétiques par jarre de 1991 à 2007.



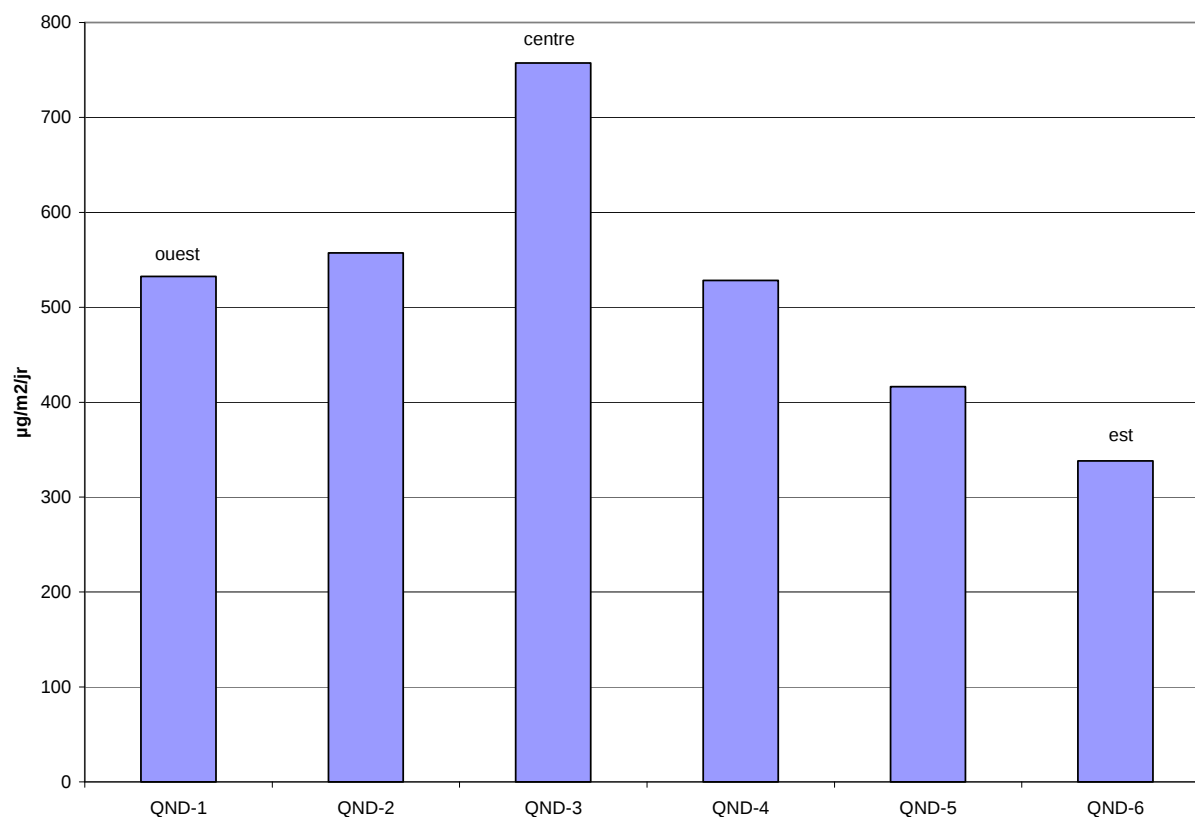
La figure 3 montre un net découpage entre les jarres. En effet les jarres n° 8000 et n° 8001, situées au nord de la rue Carter, à moins de 150 mètres de la fonderie, montrent des concentrations beaucoup plus élevées que celles situées au sud de la rue Carter. Pour la jarre située la plus au sud (station n° 8004, à 1 kilomètre environ), la situation se compare assez bien à celle qui prévaut dans les quartiers de Rouyn-Noranda situés à environ 2 km de la fonderie (jarre n° 8005 avec des niveaux à 85 % de ceux de la jarre n° 8004).

On notera la vitesse abrupte à laquelle les concentrations diminuent. En effet, pour les jarres situées directement dans le même axe nord-sud (soit les jarres 8000, 8003 et 8004) les concentrations diminuent de moitié à chaque 200 mètres d'éloignement de l'usine. Ce qui fait que, à la jarre 8004, située à 500 mètres de la jarre 8000, on a quatre fois moins de retombées atmosphériques. Cette diminution cesse cependant d'être linéaire quand on s'éloigne du quartier ND et devient beaucoup moins rapide quand on s'éloigne à plus d'un kilomètre de l'usine. Cette relation entre les concentrations et la distance vaut également pour les retombées au sol d'arsenic comme on le verra à la section

Jarres est-ouest

La figure 4 montre la dispersion des retombées selon un axe est-ouest.

Figure 4 : Dispersion des retombées de plomb au sol, selon un axe est-ouest : moyennes arithmétiques annuelles pour chaque jarre de 2000 à 2007⁸



Rappelons que ces jarres sont situées assez près de la fonderie (moins de 200 mètres) sur un axe est-ouest. Elles sont numérotées de l'ouest (QND-1) vers l'est (QND-6). La figure 4 nous permet de constater que les jarres QND-3 (centre du quartier) et QND-6 (extrémité est du quartier) se démarquent de façon importante des autres. La première parce qu'on y retrouve des concentrations plus élevées qu'ailleurs et la seconde pour ses concentrations plus faibles. On remarque en fait qu'il n'y a pas de gradient simple de l'ouest vers l'est, contrairement à ce qui se passe dans l'axe nord-sud pour les jauges 8000 à 8005.

Si on fait le recoupement avec les jarres nord-sud, on pourrait déduire que les concentrations sont nettement plus importantes au nord de la rue Carter, mais seulement dans la région centrale du quartier, c'est-à-dire de part et d'autre de la 6^e Rue. Cela correspond à peu près au secteur Carter-Portelance utilisé pour le découpage des secteurs d'exposition pour notre étude sur l'imprégnation à l'arsenic⁹ chez les résidants du quartier ND. Par contre, c'est dans la partie sud-est (au sud et à l'est du croissant Murdoch-Carter) qu'elles sont les plus faibles. Fait à noter la jauge QND-1, située dans l'ouest du quartier présente des teneurs plus élevées que les QND-5 et QND-6. Pourtant les vents soufflent plus rarement de l'est vers l'ouest.

⁸ Pour l'année 2007 nous ne disposons que de 9 mois de mesure, soit de janvier à septembre.

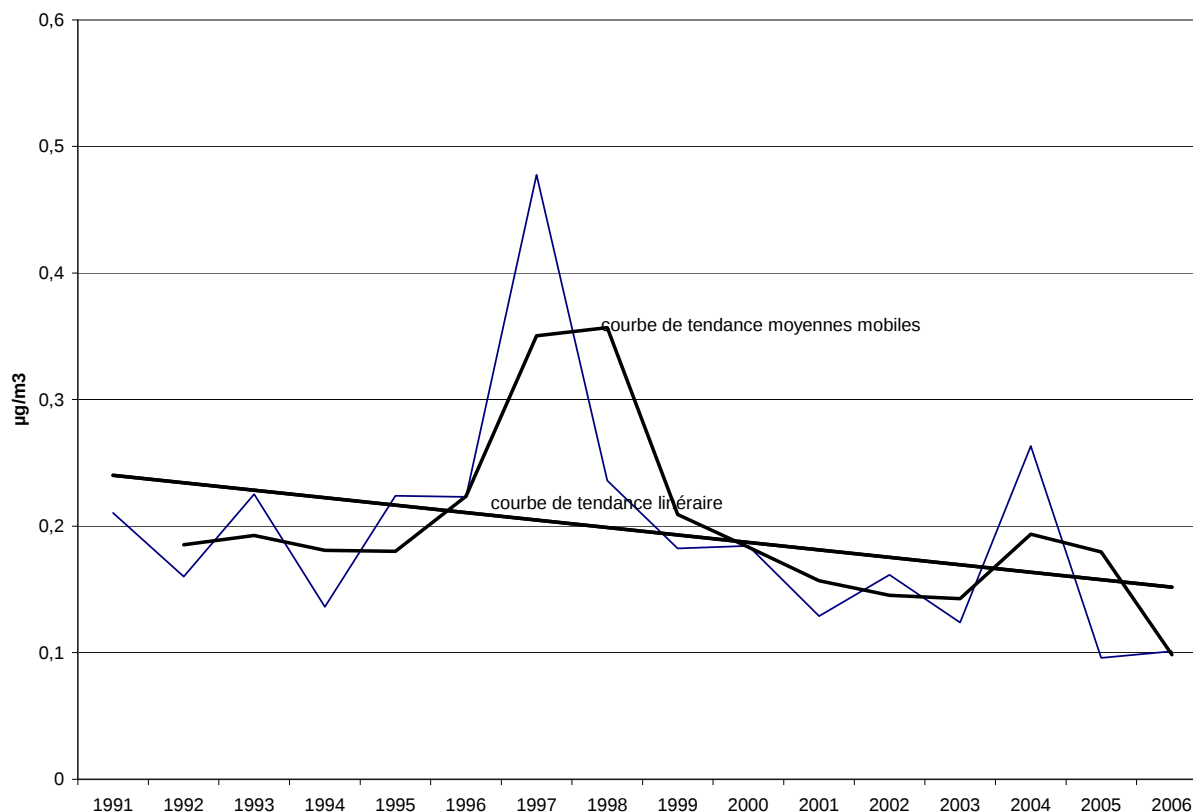
⁹ Gagné, D., 2007, Surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame, Agence de services de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue

2.1.2 POUSSIÈRES EN SUSPENSION DANS L'AIR (HAUT DÉBIT)

2.1.2.1 Évolution dans le temps

Le graphique de la figure 5 nous présente les variations de concentrations moyennes dans le quartier depuis dix ans.

Figure 5 : Évolution des concentrations moyennes de plomb en suspension dans l'air dans le quartier : moyennes géométriques des trois stations de mesure de 1991 à 2005

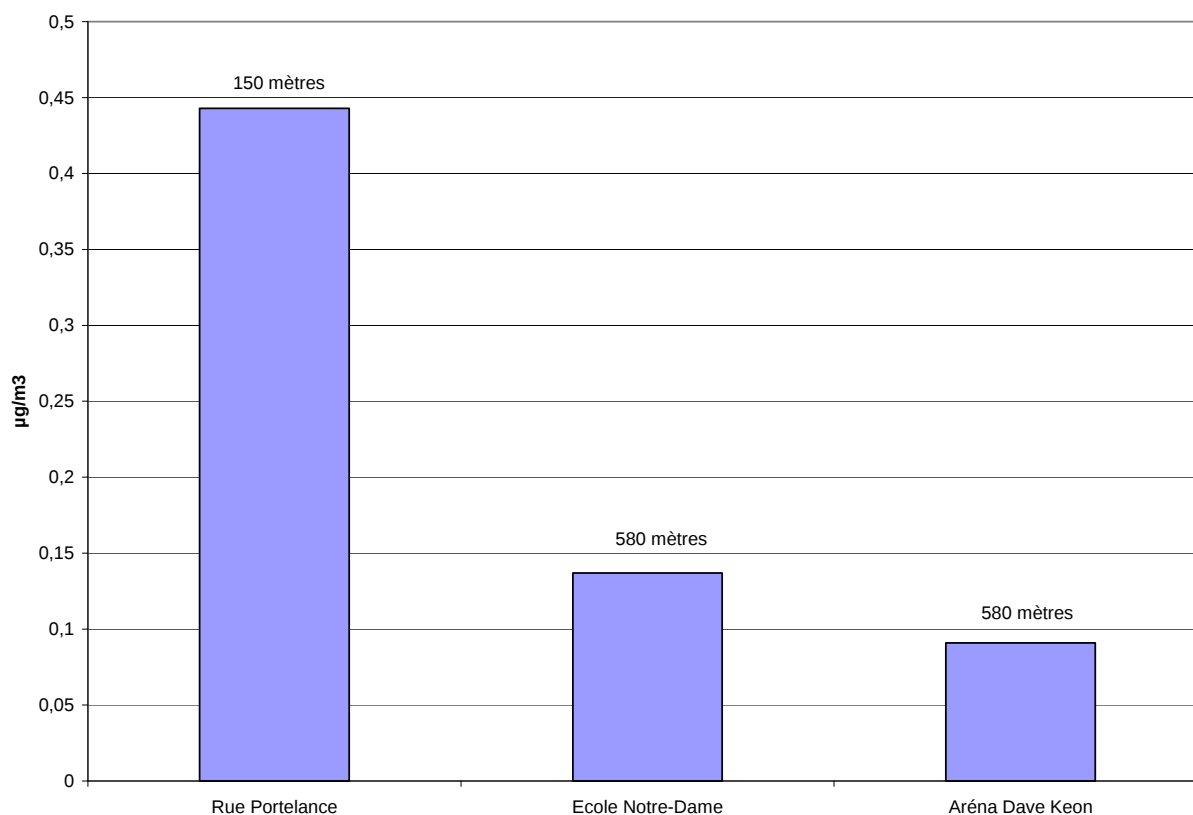


Le graphique de la figure 6 montre qu'il y a une tendance à la baisse dans l'évolution des concentrations depuis douze ans. En fait, selon la courbe de tendance, il y aurait une diminution graduelle de l'ordre de 60 % (soit de 0,25 µg/m³ à 0,15 µg/m³) de 1991 à 2006. On note cependant de grandes fluctuations d'une année à l'autre, notamment en 1997 et en 2004.

2.1.2.2 Variations spatiales

Le graphique de la figure 6 montre les variations de concentration en fonction de la localisation des stations.

Figure 6 : Plomb en suspension dans l'air : moyennes géométriques de 1991 à 2007 pour chaque station située dans l'axe nord-sud.



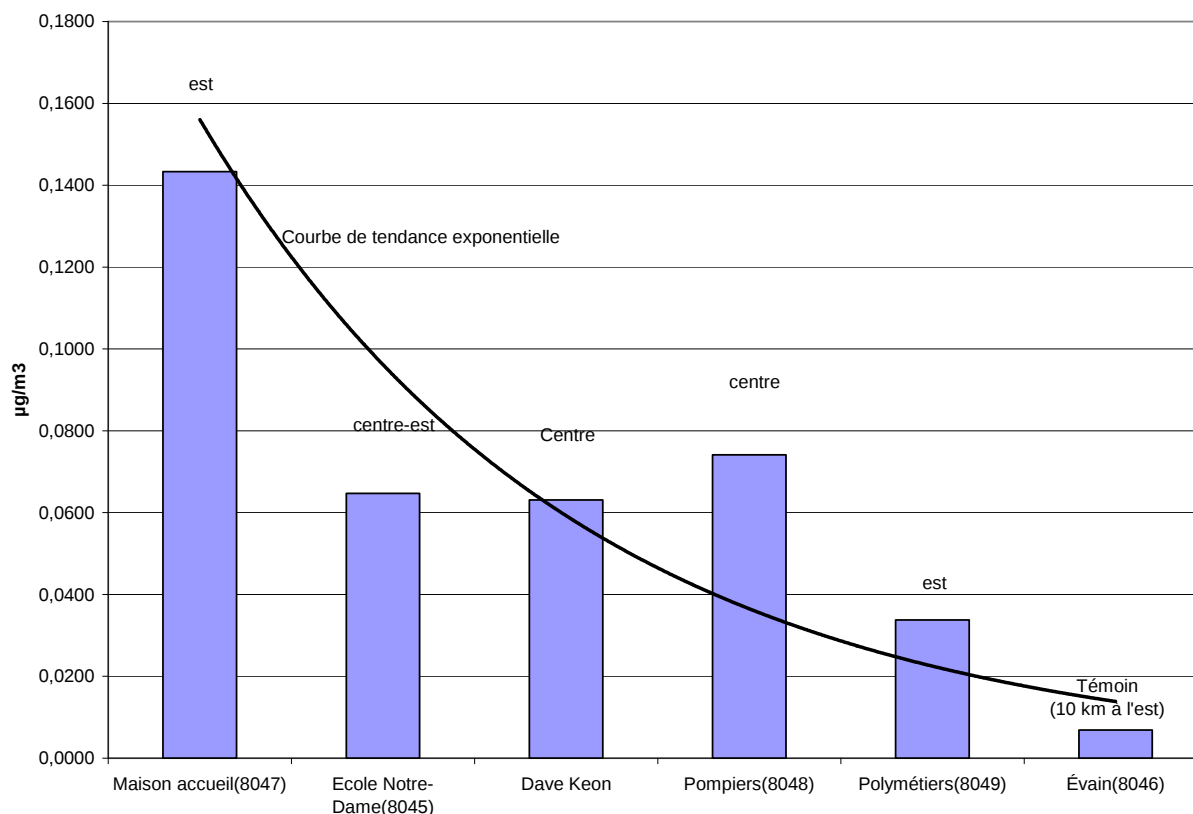
La figure 6 nous permet de réaliser facilement que c'est la station Portelance (n° 8006) qui est de loin la plus exposée aux poussières en suspension dans l'air. On peut en conclure que, comme dans le cas des jarres, la poussière en suspension dans l'air diminue très rapidement avec la distance. En effet, lorsqu'on s'éloigne d'un peu plus de 400 mètres de la station Portelance, la moyenne géométrique des poussières en suspension dans l'air diminue par un facteur de 3 à 5. Le facteur 3 correspond à l'axe des vents nord-ouest dominants l'hiver (station école Notre-Dame) et le facteur 5, à l'axe nord-sud (station Dave Keon).

Le facteur de diminution de 5 pour les poussières en suspension dans l'axe nord-sud est plus important que dans le cas des jarres à poussière (il était de 4 seulement pour un éloignement de 400 mètres). Une explication possible serait que la proximité de la station Portelance (8006) par rapport à la fonderie (moins de 150 mètres), et de sa faible hauteur par rapport au sol, il se peut qu'elle soit plus influencée par des poussières assez grossières (de plus de 10 micromètres de diamètre aérodynamique) que les stations plus éloignées (Dave Keon et école Notre-Dame) et situées sur de hauts édifices. Car les poussières plus grossières ont eu le temps de retomber au sol avant d'atteindre les stations situées 400 mètres plus loin et installées à plus haute altitude.

Depuis mai 2005, le MDDEP a installé trois échantillonneurs de poussières en suspension dans l'air supplémentaire dans le quartier afin de mieux documenter la dispersion des poussières dans un axe est-ouest. Même si nous n'avons pas un recul de plusieurs années pour juger de la situation, nous présentons quand même les données comparées pour les cinq stations situées

sur un axe est-ouest à environ 600 mètres de la fonderie, soit à la hauteur de la rue Murdoch. Les résultats sont présentés dans le graphique de la figure 7.

Figure 7 : Plomb en suspension dans l'air : moyennes géométriques de 2005 à 2007 pour chaque station située dans l'axe est-ouest



Sur le graphique de la figure 7, nous pouvons déduire un gradient est-ouest dans les concentrations de poussières en suspension au niveau de la rue Murdoch (à 600 m de la fonderie). Ce gradient peut être quantifié approximativement par une diminution de 20 % à chaque 200 mètres d'éloignement de l'est vers l'ouest. Le gradient serait probablement encore plus valable si la station Polymétiers était située elle aussi sur l'axe de la rue Murdoch. Or elle est plutôt à 200 mètres plus au sud. C'est ce qui explique la chute assez marquée des concentrations par rapport à la station précédente (Pompiers 8048). Ce qui confirme que la partie ouest du quartier ND est beaucoup moins exposée aux retombées atmosphériques que la partie est.

On remarquera également que la station témoin, à 10 km plus à l'est, présente des concentrations moins de cinq fois inférieures à celle de Polymétiers. C'est donc dire que la baisse des concentrations d'est en ouest suit une courbe exponentielle dès qu'on s'éloigne du quartier ND et que la diminution de la concentration en fonction de la distance est beaucoup moins importante dès qu'on quitte le quartier ND.

Si on compare le gradient est-ouest des concentrations de poussières en suspension avec celui des retombées au sol (jarres est-ouest), on se rend compte que le patron de dispersion n'est pas exactement le même. En effet le gradient est-ouest dans le cas des jarres (figure 4) n'est

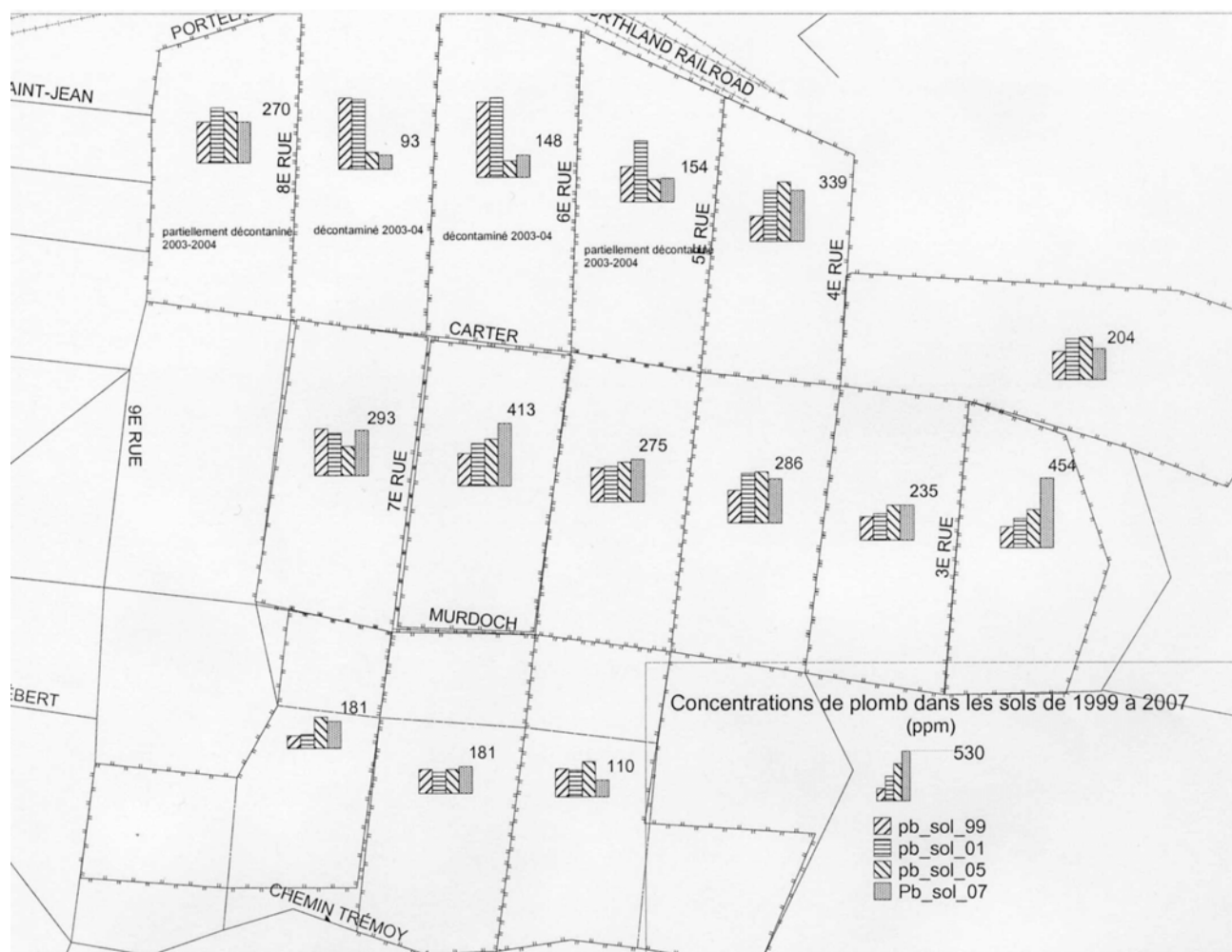
pas aussi uniforme que dans le cas des échantillonneurs à haut débit. Dans ce dernier cas, les retombées sont plutôt concentrées au centre du quartier et retombent graduellement de part et d'autre du centre au fur et à mesure qu'on s'en éloigne. Cette différence s'explique sans doute par la plus grande proximité des jarres de la fonderie que pour les échantillonneurs à haut débit. Il est probable qu'à partir d'une certaine distance de la fonderie, la dispersion des poussières est plus influencée par la direction des vents dominants, alors qu'à proximité de la fonderie, la dispersion est influencée surtout par la localisation de certaines sources très spécifiques de poussières plus grossières.

2.1.3 MESURES DES SOLS RÉSIDENTIELS

2.1.3.1 *Évolution dans le temps*

La carte géographique de la figure 8 illustre l'évolution de la concentration de plomb dans les sols entre 1999 et 2007. Rappelons que seule la portion du quartier ND qui avait été entièrement décontaminée en 1990 a été incluse dans le suivi. Bien que les terrains n'aient pas été systématiquement échantillonnés après la décontamination de 1990, la terre de remplacement utilisée contenait moins de 50 ppm de plomb à cette époque.

Figure 8 : Variation du taux de plomb (ppm) dans les sols du quartier (1999, 2001, 2005 et 2007).



Dans la figure 8, les nombres apparaissant au-dessus des histogrammes correspondent aux concentrations (ppm) de plomb mesurées en 2007 dans chacun des pâtés de maison. On remarque à la figure 8, que les retombées de la fonderie ont eu un impact sur les sols résidentiels du quartier. En effet, à plusieurs endroits on peut constater une augmentation graduelle du plomb dans les sols avec le temps. Toutefois, les parcelles les plus contaminées, soit celles à l'extrémité nord du quartier - les plus proches de la fonderie - ont connu une tendance inverse en 2005. Cela peut s'expliquer par le fait qu'elles ont été décontaminées en tout ou en partie en 2003-2004. Par contre les parcelles (blocs de terrains résidentiels) situées au sud de Carter et qui n'ont pas été décontaminées en 2007 montrent une augmentation graduelle de leurs concentrations depuis 1999. Dans le cas des parcelles situées au sud de Carter et au nord de Murdoch, les concentrations en 2007 s'approchent du critère utilisé pour la décontamination, soit 500 ppm de plomb. Si cette tendance se maintenait en 2009, année de la prochaine campagne d'échantillonnage des sols, il faudra prévoir un échantillonnage terrain par terrain dans ce secteur.

Tableau 1 : Comparaison des teneurs moyennes géométriques de plomb au sol (ppm) dans les parcelles échantillons

	1999	2001	2005	2007
Moyennes géométriques des 15 parcelles	214	258	223	221

(ANOVA unifactorielle effectuée sur les moyennes arithmétiques, ddl : 3; 56; F= 0,66; p = 0,57)

On note entre 1999 et 2007 une apparente augmentation de la teneur moyenne en plomb dans les sols par un facteur de 1,03 environ, malgré la décontamination de 2003-04. Mais cette augmentation n'est pas statistiquement significative.

2.1.3.2 Variations spatiales

Si l'on ne tient pas compte des 4 parcelles décontaminées en 2003-2004, la figure 8 montre que ce n'est pas une diminution du taux de plomb dans les sols au fur et à mesure qu'on s'éloigne de la fonderie. Ces résultats sont conséquents avec les résultats de suivi environnemental (retombées au sol telles que mesurées par les jarres à poussière) présentés dans la section 2.1.1. Toutefois le patron de dispersion est-ouest semble plus complexe. En effet, bien que la partie centrale du quartier semble la plus touchée par les retombées, certaines parcelles du côté est sont aussi passablement affectées.

2.2 ARSENIC

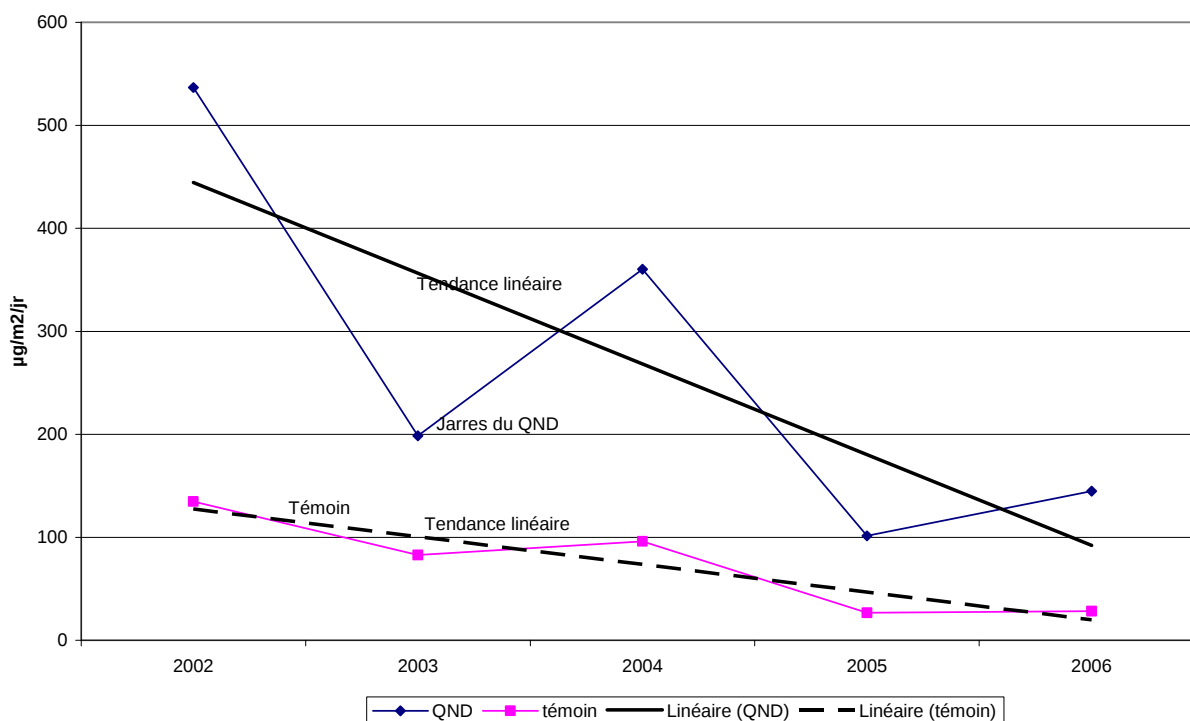
2.2.1 RETOMBÉES AU SOL (JARRES)

2.2.1.1 Évolution dans le temps

Jarres nord-sud

Le dosage de l'arsenic dans les jarres n'a débuté qu'en septembre 2001. Bien que nous n'ayons que quatre années de recul, nous présentons tout de même les résultats montrant l'évolution de la situation entre 2002 et 2007 à la figure 9.

Figure 9 : Retombées d'arsenic au sol de 2002 à 2006 : moyennes arithmétiques des cinq jarres nord-sud dans le quartier par rapport au témoin



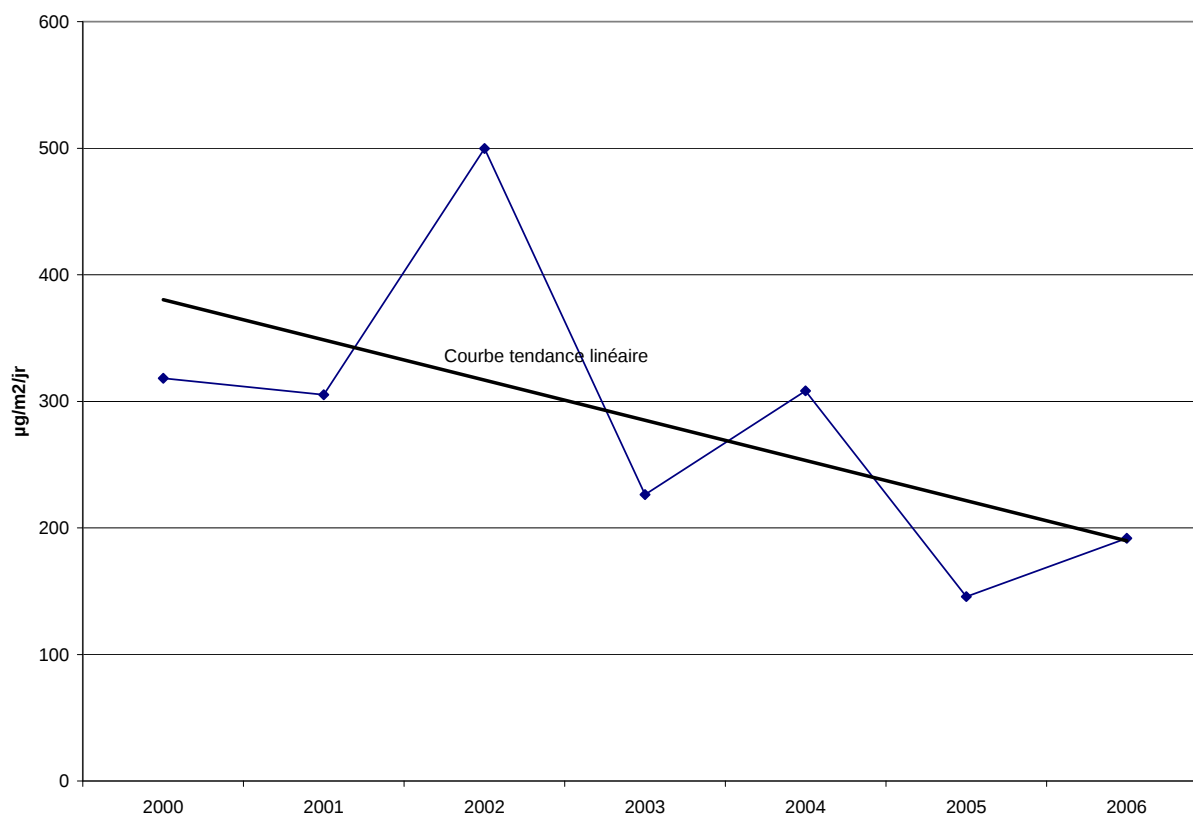
Une diminution assez marquée des retombées d'arsenic au sol peut être constatée à la figure 9, malgré de bonnes excursions de part et d'autre de la courbe de tendance d'une année à l'autre. Selon la courbe de tendance, on aurait observé une diminution moyenne par un facteur de 4,5 entre 2002 et 2006. Pour la même période, le témoin lui n'aurait diminué que d'un facteur de 2. Évidemment, compte tenu des fluctuations annuelles, un suivi de quelques années encore sera nécessaire pour confirmer cette tendance.

Cette diminution des retombées d'arsenic au sol est plus importante que celle pour les poussières de plomb (figure 1) où on observe une diminution par un facteur de deux environ pour la période 2000 à 2006. Cela semble indiquer que les sources ponctuelles d'arsenic ne sont pas les mêmes que pour le plomb et que les efforts de réduction des émissions diffuses ont davantage ciblé l'arsenic que le plomb.

Jarres est-ouest

Nous ne disposons de mesures que depuis mai 2000. Elles sont présentées à la figure 10.

Figure 10 : Moyennes arithmétiques annuelles des retombées d'arsenic au sol pour l'ensemble des six jarres situées dans l'axe est-ouest du quartier Notre-Dame, de 2000 à 2006



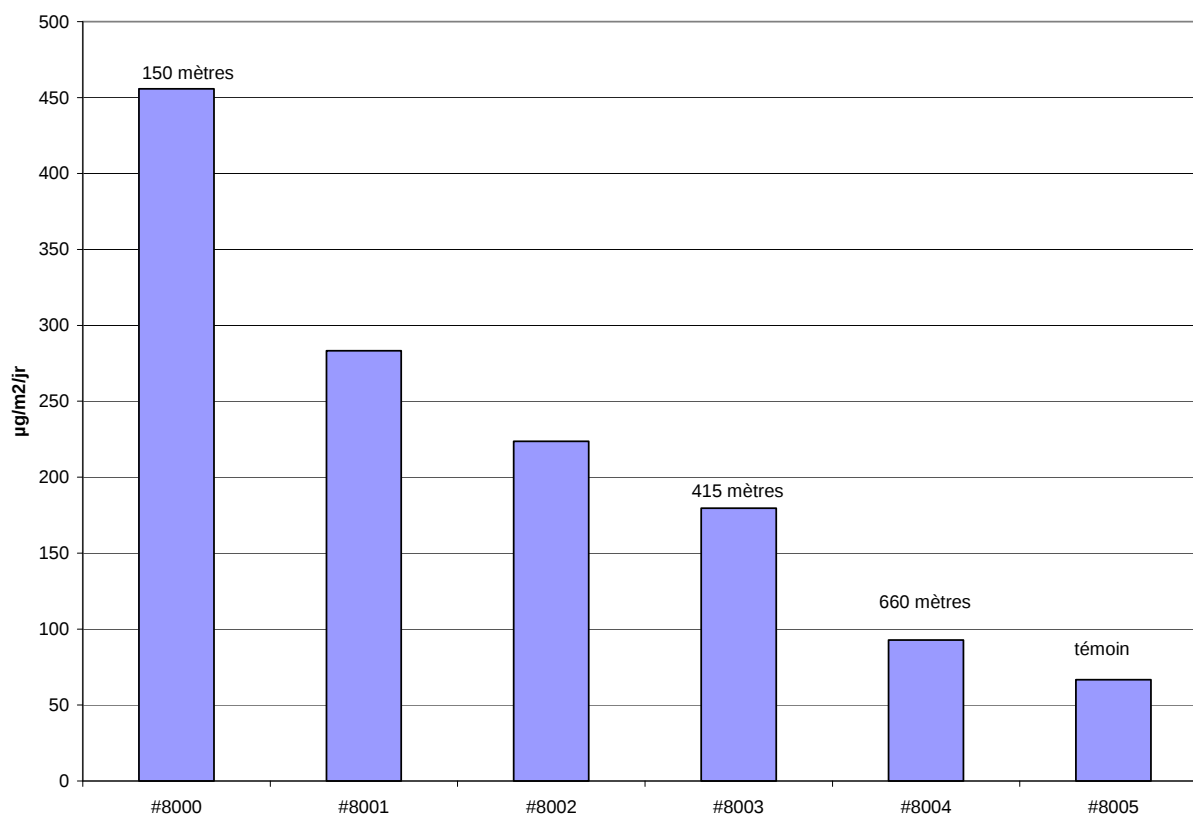
Le graphique de la figure 10 montre que les retombées d'arsenic au sol ont diminué de l'année 2000 à l'année 2006, par un facteur de deux environ. Encore une fois, la période d'observation est assez courte et il faudra vérifier si cette tendance se maintient dans le temps. Comme avec les retombées de plomb, on note que la diminution des retombées sur un axe est-ouest est moins importante que sur l'axe nord-sud (figure 8). Cela peut dépendre de la proximité des jarres est-ouest par rapport à la fonderie. Cependant, comme c'était aussi le cas avec les jarres nord-sud, ces données incitent à penser que le comportement des retombées atmosphériques d'arsenic semble différer de celles du plomb (voir graphique de la figure 2). En effet, contrairement aux retombées est-ouest d'arsenic, celles du plomb ont très peu diminué (facteur de 1,1 environ) depuis 2000.

2.2.1.2 Variations spatiales

Jarres nord-sud

Le graphique de la figure 11 illustre la répartition des retombées selon un axe nord-sud pendant la période allant de 2002 à 2007.

Figure 11 : Variation des retombées nord-sud d'arsenic au sol, selon la localisation des jarres (moyennes arithmétiques de 2002 à 2007).

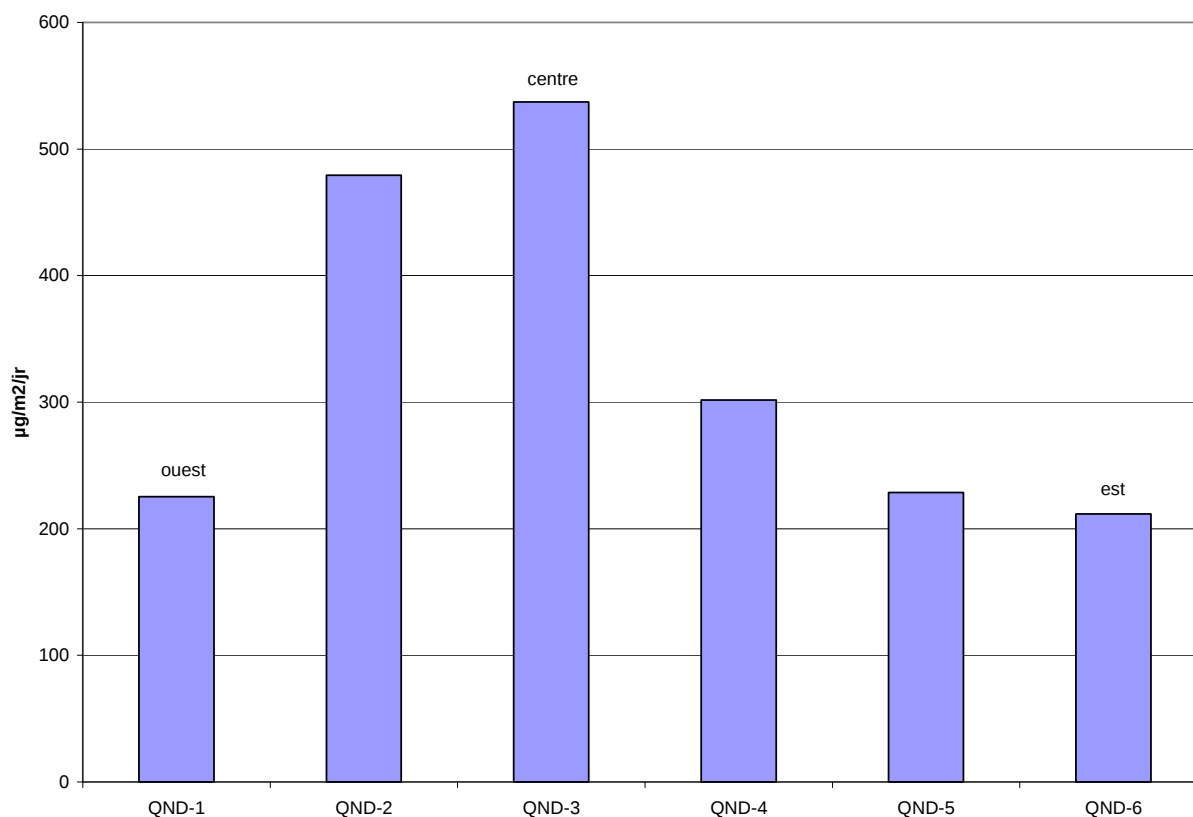


Le graphique de la figure 11 montre une diminution graduelle des retombées d'arsenic au fur et à mesure que l'on s'éloigne de l'usine, selon un axe nord-sud. Cette diminution est du même ordre de grandeur que pour les jarres nord-sud de retombées de plomb (figure 3), soit une diminution par un facteur de deux chaque fois qu'on s'éloigne de 200 mètres de la fonderie. Ceci, malgré les imprécisions reliées à une période d'observation moins longue (4 ans) pour les résultats d'arsenic que pour ceux du plomb (15 ans).

Jarres est-ouest

À la figure 12, on retrouve une illustration de la variation géographique des retombées selon un axe est-ouest.

Figure 12 : Variation des retombées d'arsenic au sol pour chacune des jarres selon un axe est-ouest (2000-2007)



Comme dans le cas du plomb (figure 4), le graphique de la figure 12 montre que les retombées d'arsenic sont plus élevées dans le centre du quartier (jarres QND-3 et QND-2, situées entre la 6^e Rue et la 8^e Rue) que dans les parties est ou ouest. Si on compare avec le graphique de la figure 4, on note qu'il existe un gradient de concentration diminuant du centre vers l'est du secteur Carter-Portelance. La partie à l'ouest de ce secteur (jarre QND-1) semble beaucoup moins affectée que dans le cas du plomb (figure 4). Ce qui correspond bien avec la provenance nord-ouest des vents dominants en hiver.

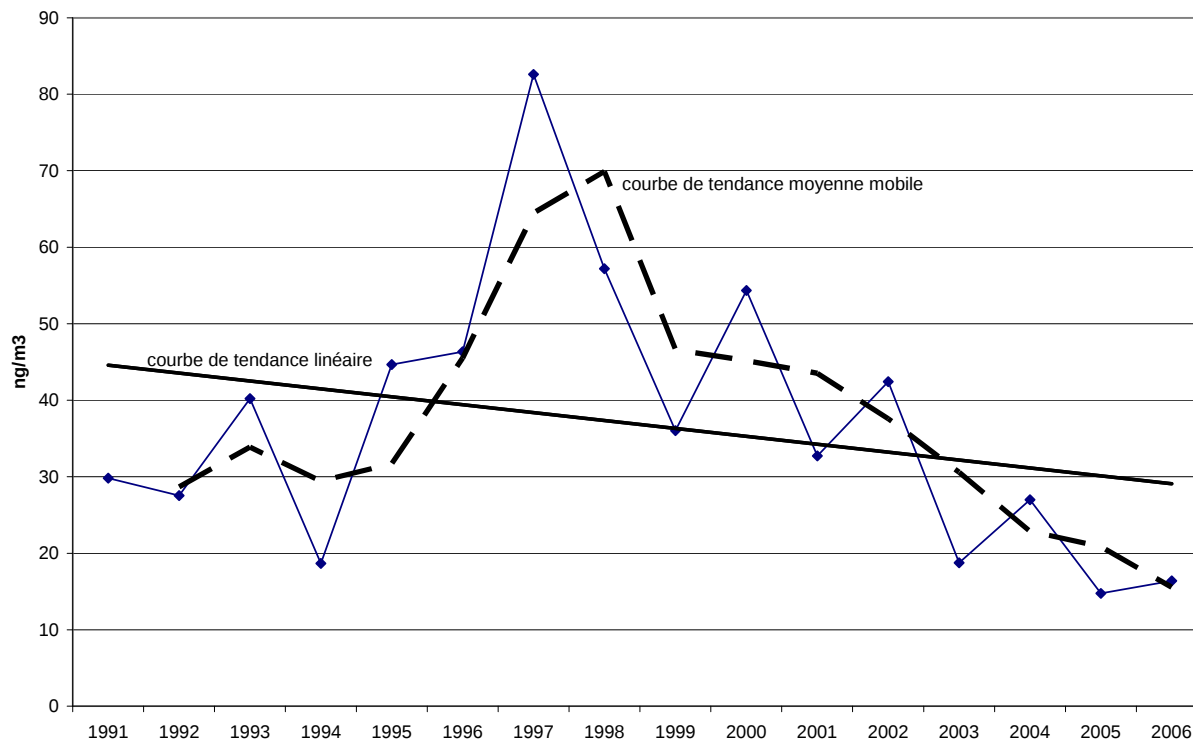
Encore une fois, on remarque que le patron de déposition au sol des poussières d'arsenic est légèrement différent de celui des poussières de plomb. Toutefois, nous ne disposons que de 6,5 ans de mesure pour les retombées d'arsenic alors que nous en avons plus de 15 pour le plomb.

2.2.2 POUSSIÈRES EN SUSPENSION DANS L'AIR (HAUT DÉBIT)

2.2.2.1 Évolution dans le temps

L'évolution des concentrations d'une année à l'autre pour les poussières d'arsenic en suspension dans l'air est illustrée dans le graphique de la figure 13.

Figure 13 : Moyennes géométriques de l'arsenic en suspension dans l'air pour l'ensemble des trois échantillonneurs à haut débit installés dans le quartier (1991 à 2006)



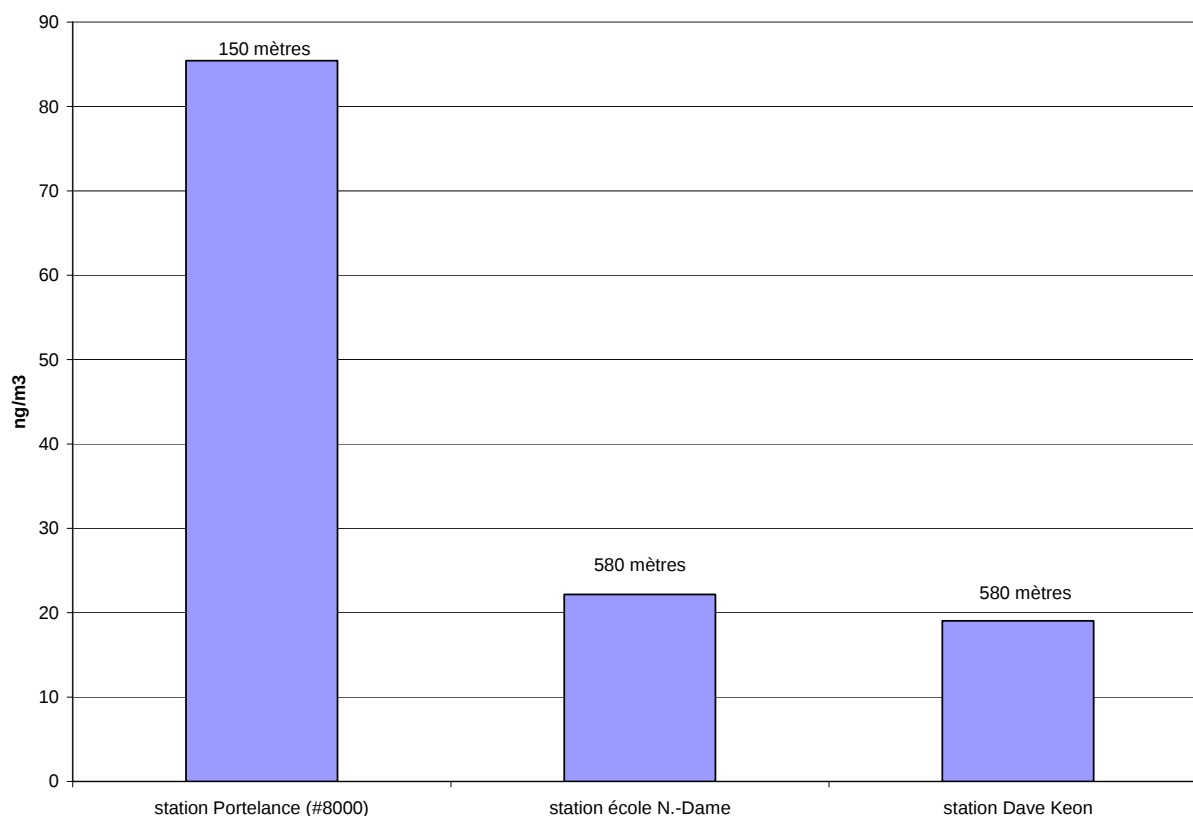
Le graphique de la figure 13 montre que les concentrations d'arsenic en suspension dans l'air fluctuent beaucoup d'une année à l'autre. La courbe de tendance calculée à partir des moyennes mobiles montre qu'après une remontée importante entre 1996 et 2000, on assiste à une diminution systématique depuis 2001. La courbe de tendance linéaire montre une diminution par un facteur de 1,5 entre 1991 et 2006. La hausse des concentrations entre 1996 et 2000 pourrait être attribuable à l'introduction du procédé de désantimoine (à l'hydroxyde de sodium) utilisé pour traiter les concentrés riches en arsenic. Depuis l'abandon de ce procédé, on est revenu aux concentrations d'avant 1996, et même un peu plus bas depuis 2004. La courbe pour le plomb en suspension dans l'air (figure 5) présentait aussi des fluctuations importantes d'une année à l'autre mais sans qu'elles coïncident parfaitement à celles de la figure 12. Ceci indique que, comme pour le cas des retombées au sol (jarres à poussière), les sources d'arsenic et de plomb de la fonderie ne sont pas identiques.

Cette tendance à la baisse n'apparaît plus toutefois lorsqu'on choisit d'utiliser les moyennes arithmétiques plutôt que géométriques pour caractériser les concentrations moyennes, notamment ici à cause de l'influence prépondérante des années 1997-2000. On peut le vérifier en consultant le graphique de la figure A, en annexe 3. On remarquera cependant à la figure A que les années 2001 à 2006 semblent indiquer une amélioration de la situation par rapport à l'intervalle 1995-2000.

2.2.2.2 Variations spatiales

Le graphique de la figure 14 montre les variations géographiques des concentrations d'arsenic en suspension dans l'air pendant une dizaine d'années d'observations.

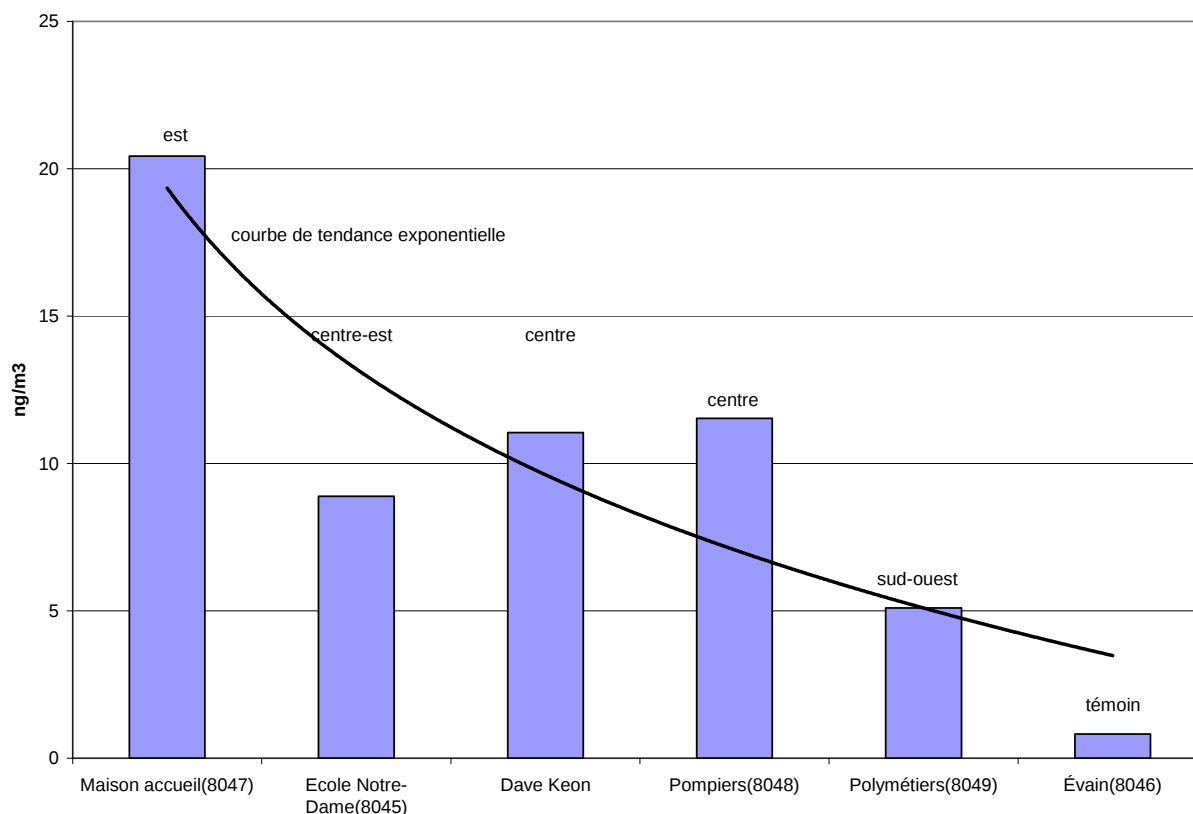
Figure 14 : Moyennes géométriques d'arsenic en suspension dans l'air pour chacune des trois stations situées dans un axe nord-sud, de 1991 à 2007



Comme dans le cas du plomb en suspension dans l'air (voir figure 6), on remarque que les concentrations sont beaucoup plus importantes à la station située à 100 mètres de la fonderie qu'aux deux autres (localisées à 600 mètres environ). Les concentrations diminuent par un facteur de quatre environ pour chaque 400 mètres d'éloignement par rapport à la fonderie, à partir de la rue Portelance. Cela correspond à peu près à ce que l'on a trouvé pour le plomb (voir figure 6). Les mêmes remarques concernant la dispersion des poussières en suspension de plomb s'appliquent aussi pour l'arsenic en ce qui concerne la proximité et la faible hauteur de la station n° 8000.

Depuis mai 2005, de nouvelles stations de mesure des poussières en suspension dans l'air ont été installées par le MDDEP dans le quartier. Elles le balayent dans un axe est-ouest à la hauteur de la rue Murdoch, c'est-à-dire à 600 mètres environ de la cheminée principale. Les données sont présentées dans le graphique de la figure 15.

Figure 15 : Moyennes géométriques d'arsenic en suspension dans l'air pour les cinq stations situées dans un axe est-ouest, de 2005 à 2007



La figure 15 montre que les concentrations de poussières en suspension diminuent sur un axe est-ouest par un facteur d'environ 20 % chaque fois qu'on s'éloigne de 200 mètres de la station située le plus à l'est à la hauteur de la rue Murdoch (à 600 mètres environ de la fonderie). Ce facteur de 20 % est semblable à celui que nous avons calculé pour les poussières de plomb à la figure 7.

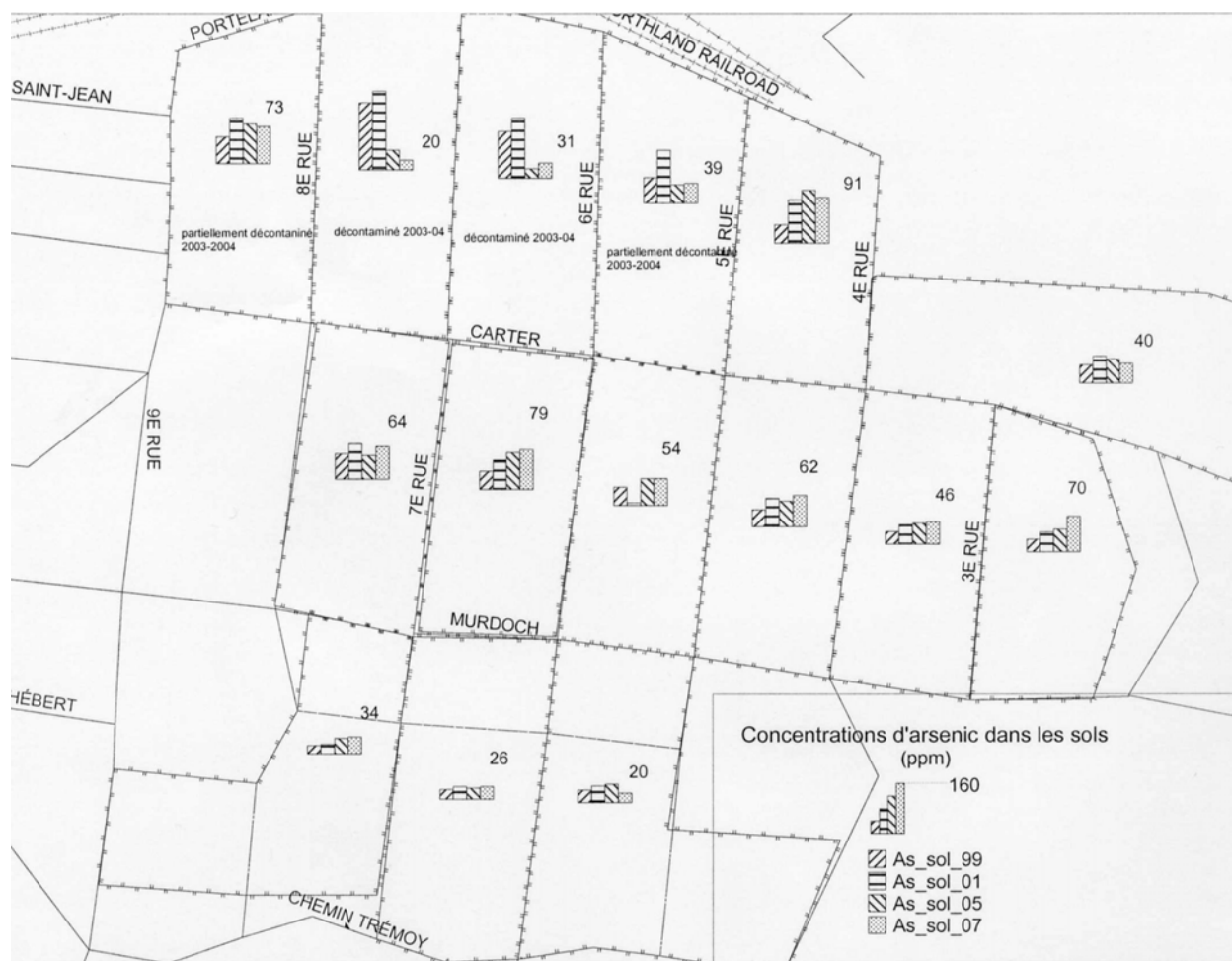
On remarque aussi que, comme dans le cas du plomb, le patron de dispersion est-ouest pour les poussières en suspension n'est pas le même que pour celui des retombées au sol (figure 12). Ceci vient du fait que les jarres sont situées plus près de la fonderie que les échantillonneurs à haut débit et que les poussières fines en suspension ne se comportent pas tout à fait comme les poussières grossières qui retombent rapidement au sol.

2.2.3 MESURES DES SOLS RÉSIDENTIELS

2.2.3.1 Évolution dans le temps

La carte géographique de la figure 16 illustre les diverses teneurs en 1999 et en 2001 de l'arsenic dans les sols résidentiels décontaminés en 1990.

Figure 16 : Concentrations d'arsenic dans les sols des différentes parcelles de terrains résidentiels échantillonnées en 1999, 2001, 2005 et 2007



Dans la figure 16, les nombres apparaissant au-dessus des histogrammes foncés correspondent aux concentrations (ppm) d'arsenic mesurées en 2007 dans chacune des parcelles. Comme dans le cas du plomb (voir carte de la figure 8), on remarque à la figure 16, que les retombées de la fonderie semblent avoir eu un impact sur les teneurs en arsenic sur les sols résidentiels du quartier. Encore une fois, comme dans le cas du plomb, on note un renversement de la tendance en 2005 dans les parcelles non décontaminées en 2003-04. On note aussi une augmentation graduelle des concentrations au sud de Carter d'une année à l'autre. Dans le cas des parcelles situées au sud de Carter et au nord de Murdoch, les concentrations en 2007 s'approchent du critère de 100 ppm utilisé pour la décontamination. Si cette tendance se maintenait en 2009, année de la prochaine campagne d'échantillonnage des sols, il faudra prévoir un échantillonnage terrain par terrain dans ce secteur.

Tableau 2 : Comparaison des teneurs moyennes (géométriques) d'arsenic au sol (ppm) dans les parcelles échantillons

	1999	2001	2005	2007
Moyennes géométriques des 15 parcelles	38	50	44	45

(ANOVA unifactorielle : ddl : 3; 56; F= 1,17; p = 0,327)

On note entre 1999 et 2007 une augmentation par un facteur de 1,2 environ. Cette différence n'est toutefois pas statistiquement significative. On observe une plus faible augmentation de 2005 à 2007, que de 1999 à 2001. Ce qui correspond à la diminution graduelle des retombées au sol observée dans les jarres (figure 10) depuis 2000.

2.2.3.2 Variations spatiales

Abstraction faite des parcelles décontaminées en 2003-2004, comme dans le cas du plomb, la figure 13 semble montrer une décroissance des concentrations du nord vers le sud du quartier ainsi que de l'est vers l'ouest. Ces résultats sont conséquents avec les résultats de suivi environnemental (jarres à poussières) présentés dans les sections précédentes.

CHAPITRE 3

COMMENTAIRES

COMMENTAIRES

3.1 PLOMB

Les retombées de plomb au sol (jarres à poussière) sont reliées à la principale voie d'exposition des enfants, soit le plomb disponible sur les surfaces dures du sol. Les résultats montrent une diminution par un facteur d'environ 3,5 des retombées de plomb au sol de 1991 à 2006. Géographiquement, la partie centre-nord (entre la 8^e Rue et la 5^e Rue et au nord de Carter) du quartier demeure la plus exposée aux retombées. Le même constat se dégage aussi des données sur les sols.

Avant 2003, seule la partie sud du quartier (jarres n° 8004) présentait des niveaux de retombées au sol inférieurs à 500 µg/m²/jour. Cette situation s'est améliorée depuis puisque en 2006, il n'y avait qu'un seul secteur du quartier avec une moyenne annuelle supérieure à 500 µg/m²/jour, soit le secteur entourant la jarre 8006, située au coin de la 6^e rue et de Portelance, dans le voisinage immédiat de la fonderie, avec une moyenne à 515 µg/m²/jour en 2006. La moyenne arithmétique pour l'ensemble du quartier était de 654 µg/m²/jour en 2003, alors qu'elle était de 328 µg/m²/jour en 2006. Il semble donc que l'augmentation des retombées dans la partie sud du quartier ait été compensée par une diminution dans la partie nord.

Il existe très peu de normes ou recommandations concernant les taux acceptables de retombées métalliques au sol. L'Organisation Mondiale de la Santé (2000) mentionne dans son document que certaines recherches démontrent que les plombémies commencent à s'élever chez les enfants à partir de 250 µg/m²/jour, mais elle n'a pas émis de recommandations concernant le niveau acceptable de retombées de plomb au sol. Ce niveau de 250 µg/m²/jour peut être considéré comme la situation idéale, équivalente au bruit de fond. Toutefois une marge de sécurité existe par rapport à cet idéal. Nos données de la dernière plombémie en 1999, nous portent à croire que si les niveaux de retombées de plomb au sol se stabilisaient en deçà de 500 µg/m²/jour pendant les années futures, la recontamination des terrains résidentiels serait très lente. En effet, entre 1991 et 1999, les niveaux de retombées dans le secteur Carter-Portelance étaient supérieures à 2 000 µg/m²/jour et il a fallu 10 ans pour que la majorité des terrains dans ce secteur dépassent une concentration de 500 ppm de plomb dans les sols. Par contre, dans le secteur au sud de Murdoch, les concentrations moyennes pendant la même période se situaient autour de 700 ppm et les niveaux dans les sols se situaient autour de 150 ppm.

On peut maintenant espérer arriver à réduire les retombées de plomb en deçà de 500 µg/m²/jour dans l'avenir, ce qui équivaldrait à espacer aux trente ans plutôt qu'aux dix ans les programmes de remplacement des sols comme celui qu'on a connu en 2003-2004 dans le secteur Carter-Portelance. Le secteur immédiatement plus au sud (et qui n'a pas été décontaminé en 2003-04) est cependant à surveiller de près car on y retrouve certains blocs de résidence dont le niveau moyen dans les sols s'approche du critère pour la décontamination.

Par contre, les poussières en suspension dans l'air (poussières fines) n'ont pas diminué de façon aussi marquée que les retombées de poussières grossières au sol depuis 1991. Le facteur de diminution a été plutôt de l'ordre de 1,6 entre 1991 et 2006. Ici encore la partie nord du quartier semble la plus exposée. C'est la diminution, par un facteur de 1,7) dans ce secteur (poste 8006) qui explique une bonne partie de la diminution moyenne, puisque les

concentrations dans les deux autres stations (8045 et Dave Keon) n'ont été que de l'ordre de 1,07 environ.

Il se peut que ce soit la diminution des poussières plus grossières qui soit responsable de la diminution à la station 8006, car cette station est plus influencée par les poussières grossières que les deux autres.

La diminution des retombées dans le quartier pourrait s'expliquer, au moins partiellement par la diminution des émissions fugitives, qui sont passées d'une moyenne d'environ 800 par année avant 2005 à 300 par année en 2006. Les données partielles dont nous disposons pour 2007 laissent à penser que la baisse observée en 2007 se poursuivra. Les autres mesures qui ont pu contribuer à cette baisse sont la construction d'entrepôts pour les concentrés autrefois entreposés à l'air libre, l'asphaltage des routes situées sur le site et la captation des émissions des hottes de coulée de matte et scorie au réacteur. Les travaux actuellement en cours pour doter les convertisseurs Pierce-Smith d'une hotte mobile d'ici 2009 devraient aussi contribuer à réduire encore davantage les retombées sur le quartier.

3.2 ARSENIC

Nous disposons d'une moins longue période d'observation pour vérifier si les concentrations d'arsenic dans l'air diminuent véritablement avec le temps. Toutefois, il est intéressant de constater, que les retombées d'arsenic au sol (graphiques des figures 9 et 10), ainsi que les poussières d'arsenic en suspension dans l'air (figure 13) ont diminué considérablement entre 2002 et 2006. En effet, les retombées d'arsenic au sol ont diminué par un facteur de 4,5 (dans l'axe nord-sud) alors que les poussières en suspension dans l'air ont diminué par un facteur de 1,5 entre 1991 et 2006. Dans ce dernier cas, la diminution a été assez plus marquée depuis 2001 (facteur de 1,8 entre 2001 et 2006). Pour la période correspondante, la réduction des retombées de plomb au sol ont diminué d'un facteur de 1,6 seulement, et les poussières en suspension ont diminué par un facteur de 1,12 environ.

Géographiquement, les retombées semblent affecter à peu près le même secteur que dans le cas du plomb, mais plus concentrées dans la partie est de l'axe est-ouest (dans le cas du plomb, c'était surtout la partie centrale de ce même axe qui prédominait).

Ces deux constats nous amènent à croire que les sources de retombées d'arsenic sur le quartier ne sont pas les mêmes que pour le plomb. C'est-à-dire qu'il y aurait, en plus de sources communes aux deux métaux, des sources plus spécifiques d'arsenic. En plus des actions déjà mentionnées dans la section précédente (commentaires sur les résultats de plomb), d'autres mesures prises par la fonderie ont eu un impact spécifique sur les émissions atmosphériques d'arsenic. Nous croyons qu'il s'agit de l'abandon du procédé de désantimoineisation qui était appliqué aux concentrés riches en arsenic. En effet, la baisse des retombées depuis 2002 coïncide assez bien avec l'abandon graduel de ce procédé métallurgique.

Pour l'arsenic, ce sont surtout les concentrations de poussières en suspension (poussières fines) qui ont soulevé des questions dans le passé (plutôt que les retombées au sol comme dans le cas du plomb). Or, la moyenne géométrique des concentrations aux trois stations de mesure

se situe en 2006 à 16 ng/m^3 , soit environ 8 fois plus élevée que celles retrouvées (2 ng/m^3) dans les autres villes du Québec où le MENV a installé des stations de mesure. Si on considère

les moyennes arithmétiques (plutôt que géométriques), ce facteur passe de 8 à 41 fois (voir graphique de la figure A en annexe 3). Pour la plus exposée des stations d'échantillonnage (station n° 8000), ce même facteur est de 21 fois en 2006, si on considère les moyennes géométriques et de 77, si on considère les moyennes arithmétiques.

En l'absence de norme légale actuellement au Québec, et comme il s'agit d'une substance reconnue cancérigène pour l'homme, la prudence commanderait qu'on réduise au maximum la concentration d'arsenic dans l'air et c'est l'objectif à long terme vers lequel il faut tendre. Cependant, la prudence ne doit pas être excessive non plus. Beaucoup d'incertitude subsiste, non seulement sur les concentrations minimales cancérigènes mais aussi sur la dose réelle d'arsenic à laquelle la population est exposée. Calculer celle-ci à partir des seules concentrations mesurées aux échantillonneurs risque de surestimer beaucoup la réalité¹⁰. Les résultats de notre étude (Gagné, D., 2007) sur l'imprégnation de la population du quartier menée au cours de l'année 2005-2006 nous ont permis d'établir que les concentrations retrouvées dans l'air en 2006 n'entraînent pas d'augmentation de l'arsenic urinaire supérieure à celle que l'on retrouve dans une population non exposée (moins de 2 ng/m³). Les résultats de cette étude nous confortent encore davantage dans notre choix d'utiliser les moyennes géométriques plutôt qu'arithmétiques pour caractériser l'exposition d'une population à des poussières fines en suspension dans l'air.

À long terme, on devrait viser une réduction importante des concentrations d'arsenic en suspension dans l'air dans la partie la plus exposée, soit le secteur Carter-Portelance. Mais cela ne doit pas nous faire oublier que la contamination des sols reste probablement la voie principale d'exposition de la population à l'arsenic, comme dans le cas du plomb. Ceci signifie également que ce sont surtout les jeunes enfants qui seront les plus exposés.

Donc, comme pour le plomb, la contamination des sols à l'arsenic demeure un enjeu de taille en santé publique et il ne faut pas le perdre de vue, malgré l'emphasis qui a été mis sur la contamination de l'air ces dernières années.

¹⁰. En effet, les gens ne passent pas leur vie dehors, à proximité de leur maison, pendant 70 ans. Beaucoup travaillent à l'extérieur du quartier et ceux qui y demeurent toute la journée passent peu de temps dehors (généralement moins d'une heure par jour en moyenne). Or, les concentrations de poussières d'arsenic sont probablement plus faibles à l'intérieur qu'à l'extérieur des maisons (Exponent, 1998) et elles sont également plus faibles dans les endroits situés à l'extérieur du quartier où les gens séjournent pour le travail, le loisir, ou le magasinage. Nos résultats de dosimétrie pendant l'étude sur l'arsenic montrent que les doses d'exposition réelle de la population sont bien en-deça (par un facteur de 10 au moins) des concentrations médianes retrouvées dans l'air ambiant.

CONCLUSION

CONCLUSION

Le bilan de quinze années de surveillance environnementale dans le quartier Notre-Dame de Rouyn-Noranda montre que les retombées de poussières de plomb au sol (qui ont plus d'impact sur la santé que les poussières en suspension dans l'air) ont diminué depuis 1991. Par contre, cette diminution n'a pas eu lieu suffisamment tôt pour empêcher les sols de se recontaminer depuis les travaux de remplacement des sols en 1990-1991, notamment dans la partie centre-nord du quartier. En effet, ce n'est que depuis l'an 2001, qu'on a assisté à une diminution sous les 1 000 µg/m²/jour. Ce qui a nécessité une décontamination partielle dans la partie la plus au nord du quartier en 2003-04. Depuis l'an 2006, 80 % des stations d'échantillonnage sont sous la barre de 500 mg/m²/jour, ce qui devrait retarder considérablement l'échéance pour une nouvelle décontamination.

Concernant l'arsenic, les résultats de surveillance des poussières en suspension dans l'air, qui faisait l'objet d'inquiétudes dans les media ces dernières années, montre que la situation s'est grandement améliorée depuis 2002, avec une réduction d'un facteur de 2,5 fois. L'abandon du procédé de désantimoineisation par la fonderie a eu un effet bénéfique sur les émissions atmosphériques d'arsenic et il y a tout lieu de croire que les taux continueront de diminuer à l'avenir si le nombre de fugitives (provenant surtout de l'allée des convertisseurs) continuait à diminuer dans les années futures.

Cependant les taux d'arsenic dans l'air sont encore supérieurs à ceux des autres villes canadiennes, même celles qui ont une fonderie de cuivre sur leur territoire (Environnement Canada, 1999). Il reste encore du travail à faire pour atteindre d'aussi faibles concentrations atmosphériques. Heureusement, malgré les plus fortes concentrations dans l'air du quartier, la population semble très peu exposée à l'arsenic, compte tenu de ses habitudes de vie, si on se fie à notre étude sur l'imprégnation à l'arsenic réalisée en 2006. Le programme de réduction des émissions à compléter d'ici 2009, devrait permettre de diminuer encore davantage les retombées sur le quartier.

Pour l'arsenic, la performance est encore plus intéressante au niveau des sols, puisque ceux-ci ont 4,5 fois moins de retombées de poussières grossières qu'en 2002. Ceci est important car l'exposition de la population, notamment les enfants, se fait principalement au niveau des sols. Au niveau santé, l'étude sur l'arsenic urinaire conduite par la Direction de santé publique en 2006 montre que, malgré des concentrations atmosphériques nettement plus élevées, les taux d'arsenic urinaire des résidents du quartier Notre-Dame sont semblables à ceux d'une population non exposée.

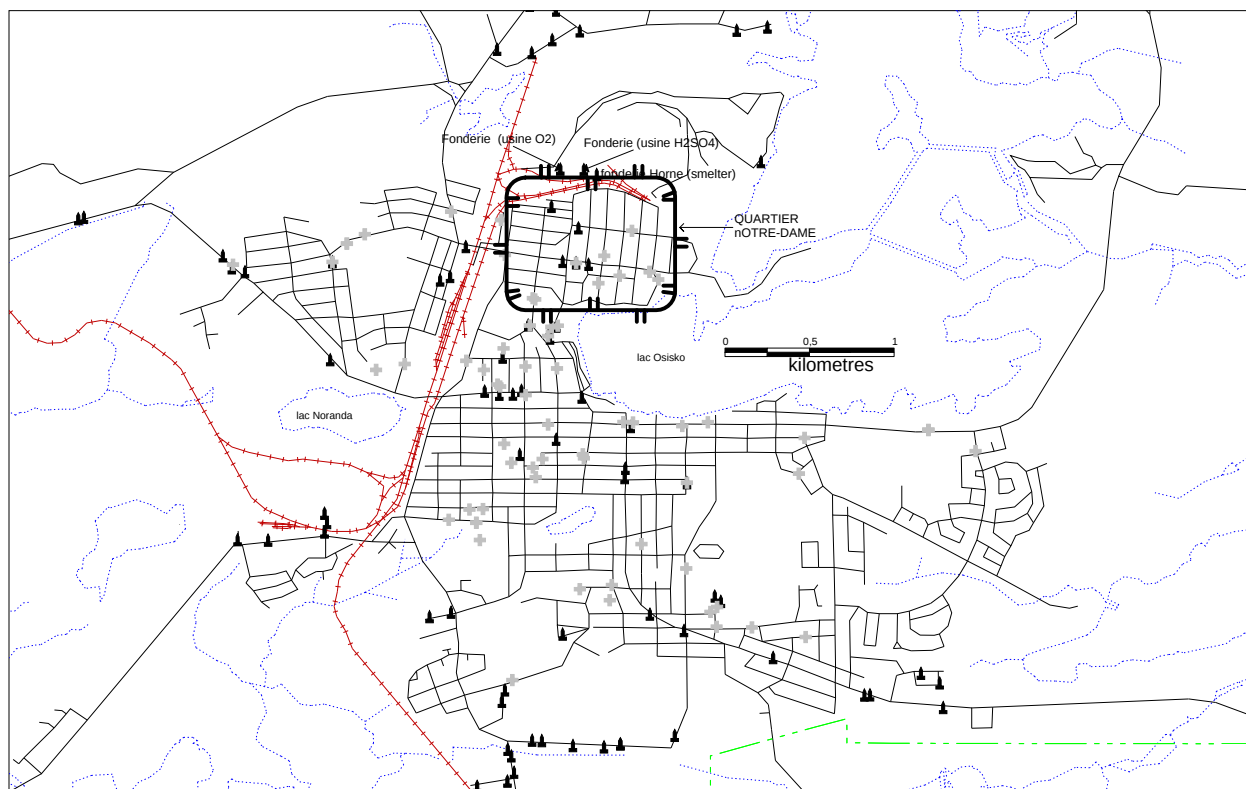
Avec les années, force est de constater que le problème des retombées métalliques de la fonderie touche un secteur de plus en plus restreint du quartier Notre-Dame. Ce secteur, situé au centre nord du quartier sera le plus difficile à soustraire aux émissions fugitives de la fonderie. De plus c'est le secteur où la qualité de vie des gens est la plus diminuée à cause de la proximité de ce géant industriel. Qu'on pense au bruit, aux retombées de sulfates, aux émissions fugitives de SO₂, à la circulation des convois ferroviaires, etc. À tel point que des solutions telles la relocalisation des résidents les plus rapprochés de la fonderie pourront être envisagées si les efforts de réduction à la source ne donnaient pas les résultats escomptés à court terme.

ANNEXES

ANNEXE 1

Carte géographique du quartier Notre-Dame à Rouyn-Noranda

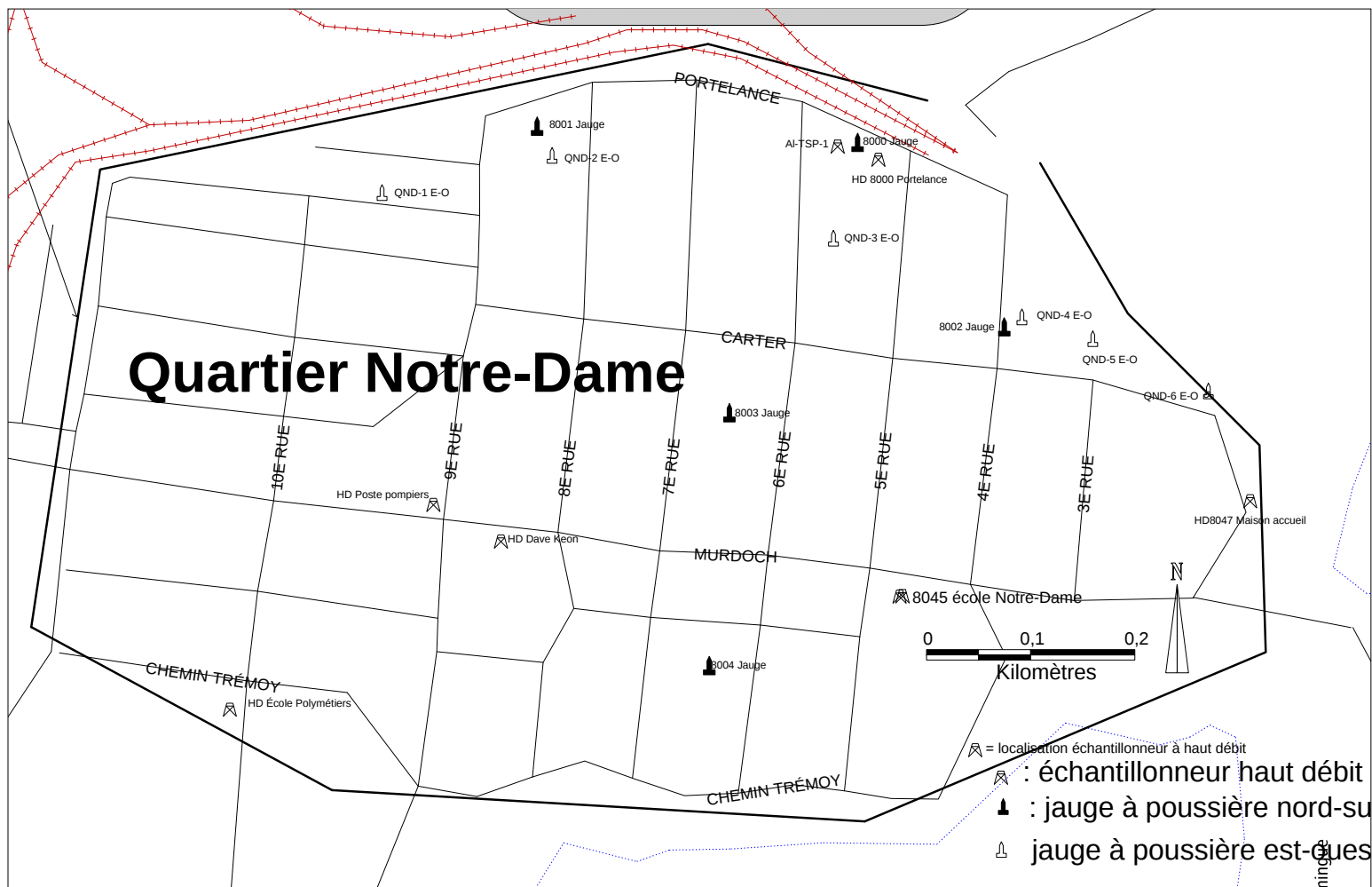
Carte 1 : Localisation du quartier Notre-Dame au sein de la ville de Rouyn-Noranda



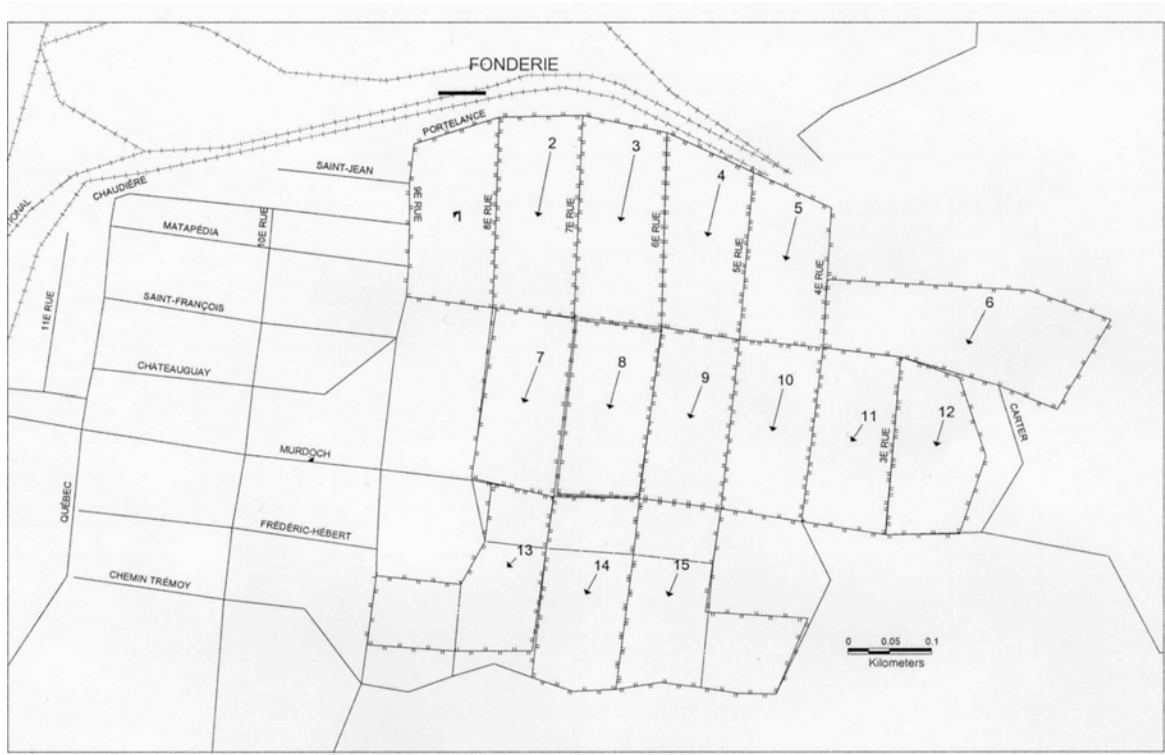
ANNEXE 2

Cartes de localisation des jarres, échantillonneurs à haut débit et parcelles de sols résidentiels

Carte 3 : Localisation des jarres à poussières et échantillonneurs à haut débit



Carte 4 : Identification des parcelles utilisées pour le suivi des métaux dans les sols résidentiels du quartier



ANNEXE 3

Moyennes géométriques comparées aux moyennes arithmétiques d'arsenic en suspension dans l'air pour les stations du quartier Notre-Dame

Figure A : Moyennes géométriques versus arithmétiques de poussières d'arsenic en suspension dans l'air pour l'ensemble des trois stations du quartier

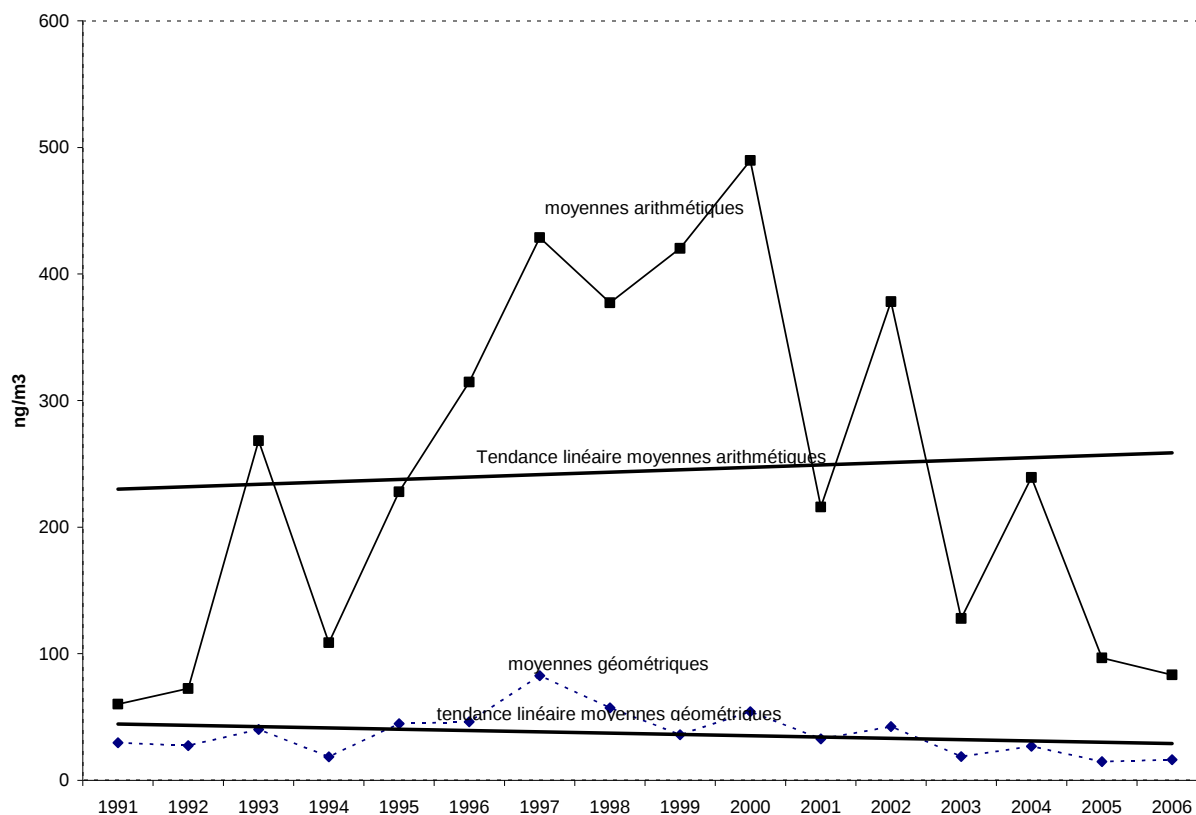
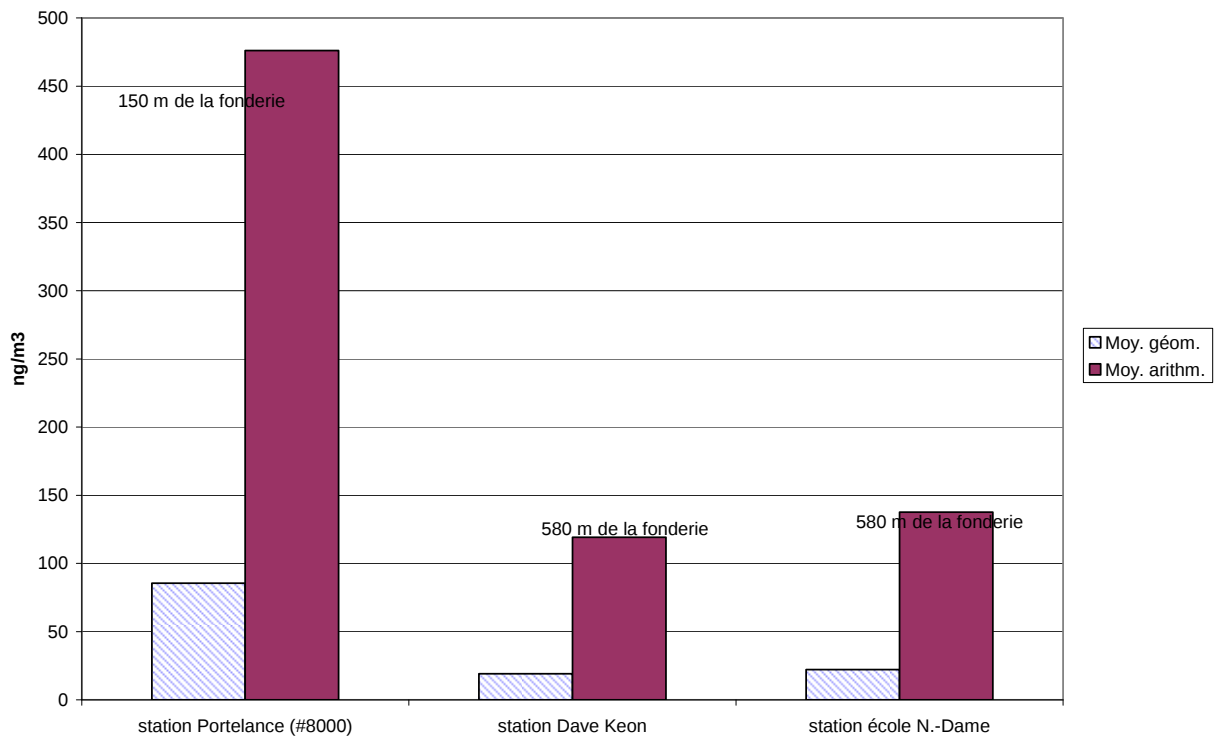


Figure B : Moyennes géométriques comparées aux moyennes arithmétiques annuelles d'arsenic dans l'air dans le quartier Notre-Dame 1991-2006



BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *Integratek Risk Information System (IRIS)*, 1998. [<http://www.epa.gov/iris/subst/0278.htm#reforal>].

ENVIRONNEMENT CANADA. *Rejets des fonderies et affineries de cuivre primaire et secondaire, Liste des substances d'intérêt prioritaire, ébauche du document final*, Ottawa, 1999.

EUROPEAN COMMISSION DG ENVIRONMENT. *Ambiant Air Pollution by As, Cd, and Ni Compounds, Position Paper*, Luxembourg, 2000.

EXPONENT ENVIRONMENTAL GROUP. *Human Health Risk Assessment for Trail, BC, phase 2 Deterministic Risk Calculation*. Trail (BC), commandée par Trail Lead Program, 1998.

GAGNÉ, D., Surveillance de l'imprégnation à l'arsenic chez la population du quartier Notre-Dame, Agence de services de santé et de services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, Mai 2007.

HILTS S. R. *et al. Identification, Evaluation and Selection of Remedial Options*. Trail (BC), Trail Community Lead Task Force, 2001.

LAUWERYS, R. *Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles*, Paris, Masson éditeurs, 1990.

ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ (OMS). *Air Quality Guidelines*, 1999. [http://www.who.int/environmental_information/Air/Guidelines/Chapter3.htm].

SANTÉ CANADA. *Mise à jour sur les effets sanitaires de faibles concentrations de plomb et proposition de niveaux et de stratégies d'intervention relatifs au taux de plomb sanguin*. Ottawa, Comité fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, 1994.