

Au terme de cette seconde étape, l'analyse aura conduit le professionnel de santé publique à se prononcer sur la capacité des mesures biologiques à apporter les éléments nécessaires à la gestion sanitaire de la situation identifiée. Vient ensuite l'analyse de la faisabilité d'une telle étude.

l'étude est-elle faisable ? Existe-t-il un biomarqueur répondant aux attentes ?

Globalement, l'analyse de la faisabilité d'une étude d'imprégnation ne diffère pas de celle d'autres études. On peut cependant pointer deux spécificités : l'existence d'un biomarqueur pertinent et l'acceptation par la population d'une telle étude sollicitant des prélèvements intimes et parfois invasifs.

L'analyse de l'existence d'un biomarqueur pertinent, spécifique du polluant étudié, nécessite une synthèse bibliographique des connaissances scientifiques sur ses caractéristiques intrinsèques et analytiques. Concernant les caractéristiques intrinsèques, on peut notamment citer :

- la nature de l'exposition mesurée : les biomarqueurs, quelle que soit leur nature (d'exposition, d'effets ou de susceptibilité), doivent refléter l'exposition à un polluant ou ses conséquences sanitaires, que cette exposition soit passée ou récente. Il est donc nécessaire de connaître le temps de demi-vie du biomarqueur que l'on souhaite utiliser afin de s'assurer de sa compatibilité avec l'exposition étudiée ;

- la connaissance de niveaux de référence en population générale ou dans des populations spécifiques (par exemple les enfants) qui permettent de confronter les résultats de l'étude menée ;

- l'estimation des variabilités inter et intra individuelle afin de pouvoir statuer sur la capacité à distinguer des groupes de populations ;

- l'existence d'une relation entre les concentrations dans l'environnement et la mesure d'imprégnation afin d'analyser la capacité à différencier les populations exposées à des niveaux différents de pollution environnementale ;

- la connaissance de facteurs de confusion et des autres sources des mêmes substances qui ne

permettent pas d'attribuer la mesure du biomarqueur à l'exposition environnementale.

Concernant les caractéristiques analytiques, les plus importantes d'entre elles sont :

- une technique analytique permettant d'atteindre les limites de détection et de quantification nécessaire à l'obtention de résultats pertinents pour l'étude menée ;

- la répétabilité et la reproductibilité de cette méthode ;

- la facilité et l'acceptabilité du recueil des échantillons ;

- une conservation des échantillons.

L'adhésion de la population à la démarche proposée est une étape importante pour la réussite de l'étude. Son implication repose sur une bonne connaissance du cadre de l'étude, de ses objectifs et des modalités de restitution des résultats, y compris des conclusions environnementales et sanitaires, communautaires et individuelles. Il est important que la population, les associations et les élus, soient conscients au préalable des questions auxquelles pourra répondre l'étude et de ses limites. Leur implication dès la phase d'analyse de la situation est un atout majeur dans la réussite de la mise en œuvre de l'étude sur le terrain [voir article de Legout *et al.* pp. 473-6 de ce même numéro], d'autant que les pathologies ou les expositions considérées ne sont pas toujours symptomatiques et, par là même, que la population ne se sent pas obligatoirement concernée.

## Conclusion

La décision de conduire une étude d'imprégnation dans une situation environnementale dégradée est complexe et nécessite des travaux préliminaires importants.

Une parfaite connaissance de la situation doit donc dans un premier temps permettre d'estimer si les enjeux sanitaires sont réels et de savoir si l'étude d'imprégnation est bien l'outil qui répondra le mieux aux attentes de la population, des élus et des associations.

Le manque de connaissances actuelles d'une part sur les biomarqueurs utiles dans un contexte

d'exposition aux sols et, d'autre part, sur les valeurs de référence en population générale, ne permet pas de s'engouffrer sans réflexion préalable dans ce type d'étude ; les attentes des populations comme celles des gestionnaires seraient inévitablement déçues. Les travaux français, européens et internationaux comblent ces lacunes un peu plus chaque jour.

Les réponses aux trois questions structurant la démarche décisionnelle sont indispensables. Fort de son expérience, l'Institut de veille sanitaire est en train de rédiger une conduite à tenir destinée aux professionnels de santé publique en priorité, mais également à tout autre acteur intéressé de comprendre ce cheminement.

## Bibliographie

[1] Heath CW Jr. Field epidemiologic studies of populations exposed to waste dumps. *Environ Health Perspect.* 1983; 48:3-7.

[2] Janerich DT, Burnett WS, Feck G, Hoff M, Nasca P, Polednak AP, *et al.* Cancer incidence in the Love Canal area. *Science.* 1981; 212(4501):1404-7.

[3] Norman Telles, Cancer Mortality in Woburn: A Three Decade Study (1949-1978), Department of Public Health, Commonwealth of Massachusetts, November 17, 1981. Appendix, portions of EPA report F1-8010-04B.

[4] Zmirou D, Deloraine A, Saviuc P, Tillier C, Bouchariat A, Maury N. Short-term health effects of an industrial toxic waste landfill: a retrospective follow-up study in Montchanin, France. *Arch Environ Health.* 1994; 49(4):228-38.

[5] Zmirou D, Deloraine A, Dab W, Isnard H. Incertitude, expertise et décision: les leçons de la décharge de Montchanin. *Rev Epid et Santé Publ.* 1995; 43:584-93.

[6] InVS. Analyse d'un agrégat de cas de cancers dans l'école Franklin Roosevelt de Vincennes. Rapport final. Juillet 2002. 44 p.

[7] Croen LA, Shaw GM, Sanbonmatsu L, Selvin S, Buffler PA. Maternal residential proximity to hazardous waste sites and risk for selected congenital malformations. *Epidemiology.* 1997; 8(4):347-54.

[8] Shaw GM, Schulman J, Frisch JD, Cummins SK, Harris JA. Congenital malformations and birthweight in areas with potential environmental contamination. *Arch Environ Health.* 1992; 47(2):147-53.

[9] InVS. Pertinence d'un dépistage du saturnisme et de mesures de l'imprégnation de la population en cadmium sur le secteur de Mortagne-du-Nord: Rapport final. Janvier 2008. 42 p.

# La mesure des concentrations en éléments dans les sols pour une investigation à visée sanitaire

Côme Daniau (c.daniau@invs.sante.fr)<sup>1</sup>, Arnaud Mathieu<sup>2</sup>, Mathilde Pascal<sup>1</sup>, Nicolas Sauthier<sup>3</sup>, Christophe Raoul<sup>4</sup>, Frédéric Dor<sup>1</sup>

1 / Institut de veille sanitaire, Saint-Maurice, France 2 / Cellule interrégionale d'épidémiologie Ile-de-France, InVS, Paris, France

3 / Cellule interrégionale d'épidémiologie Midi-Pyrénées, InVS, Toulouse, France 4 / Cellule interrégionale d'épidémiologie Centre, InVS, Orléans, France

## Résumé / Abstract

L'évolution récente de la politique de gestion des sols pollués renforce la place de la mesure par rapport à d'autres méthodes pour estimer les expositions des populations. À partir de ces données, l'enjeu de l'Institut de veille sanitaire (InVS) est d'en proposer une interprétation de santé publique appropriée.

Des travaux ont été conduits par l'InVS pour permettre aux professionnels de santé publique d'avoir une meilleure maîtrise des données issues de la mesure dans les sols : 1) une grille de lecture pour juger de la qualité des campagnes de mesures, afin de déterminer si les résultats peuvent être utilisés pour identifier et évaluer les expositions 2) des référentiels de concentrations des métaux dans les sols en région Ile-de-France et région Centre pour l'interprétation des résultats de mesures.

## The measure of concentrations in elements of soils for a health-oriented investigation

The recent evolution of the environmental policy for the management of polluted soils improves the meaning of the measure compared to other assessment methods of exposure. Based on these data, the French Institute for Public Health Surveillance (InVS) challenge is to propose an accurate public health interpretation.

Research work has been conducted by the InVS to allow public health professionals to have a better mastery of the data from measures in soil: 1) a reading grid was developed to support the interpretation of soil measurement campaigns in order to determine whether the results can be

Cet article discute également le fait qu'au-delà de la complexité de la stratégie d'échantillonnage et de l'analyse des prélèvements, l'utilisation des données de mesures dans les sols pour estimer des expositions doit considérer de manière détaillée les usages présents sur les sites, apprécier l'influence de la variabilité de la mesure sur l'expression des résultats, assurer une bonne interprétation des valeurs non quantifiées, et considérer l'influence de la bioaccessibilité pour une caractérisation plus appropriée des expositions.

Tous ces éléments relatifs à la mesure dans les sols doivent être envisagés de manière à disposer de mesures permettant une évaluation appropriée des expositions des populations et d'assurer une interprétation des données, notamment par une confrontation avec des référentiels. Ainsi, on s'assure d'une orientation cohérente des décisions de santé publique.

---

#### Mots clés / Key words

Sols pollués, mesures dans les sols, stratégie d'échantillonnage, bruit de fond dans les sols, valeurs seuils, évaluation de l'exposition, étude de santé publique / Contaminated soil, measurement, sampling strategy, background concentration in soils, threshold limit values, exposure assessment, public health investigation

---

## Introduction

Lors d'une investigation locale en santé environnementale sur un site pollué, l'évaluation de la contamination des milieux est une étape incontournable de l'estimation de l'exposition des populations. Dans de nombreuses situations, la modélisation des transferts de polluants dans les différents compartiments de l'environnement est difficile. Elle nécessite de disposer de données d'entrée pertinentes, et l'approximation des modèles conduit souvent à une surestimation conséquente de la concentration dans les milieux d'exposition. C'est le cas par exemple de la diffusion des polluants dans l'air intérieur ou des transferts de contaminants du sol vers les végétaux. La mesure directe dans le milieu, lorsqu'elle est bien réalisée, peut permettre d'obtenir une estimation moins incertaine des niveaux de concentrations des polluants. C'est cette orientation, en première intention par rapport à la modélisation des transferts dans les différents milieux d'exposition, qui est donnée par la nouvelle politique de gestion des sites et sols pollués [1]. Les mesures de concentrations des polluants dans les sols ont également pour objectif de dégager la part de la contamination mesurée attribuable à une source de pollution. Cet enjeu demande de préciser les modalités de sélection d'un niveau de concentration qui peut servir de référence ou de témoin.

L'Institut de veille sanitaire (InVS), mais également les autorités sanitaires, ont été confrontés à de nombreuses difficultés pour utiliser et interpréter les données des campagnes de mesure, dans un objectif d'estimation des expositions et de leurs conséquences sanitaires. Plus concrètement, le retour d'expérience des différentes investigations montre un écart fréquent entre le nombre de mesures réalisées sur des sites pollués et le nombre de résultats réellement exploitables dans un objectif d'étude sanitaire.

Aussi, l'InVS a entrepris des travaux pour permettre aux professionnels de santé publique d'avoir une meilleure maîtrise de ces données. Il s'agit de la construction d'une grille de lecture de la qualité des campagnes de mesures et de l'élaboration de référentiels de concentrations des métaux dans les sols. Cet article présente ces différents travaux et apporte une réflexion pour une meilleure exploitation et interprétation des mesures de concentrations en polluants dans les sols.

*used to identify and assess exposures 2) reference values for concentrations of metals in soil were provided for two regions (Ile-de-France and Centre) to interpret the results of the measures.*

*This article also discusses the fact that, beyond the complexity of choosing a sampling strategy and methods for sample collection and analysis, the use of data of measures in soils to estimate exposures has to consider the characteristics of populations living on the sites, examine the influence of the variability of the measure, provide a good interpretation of non-quantified values, and consider the influence of bioaccessibility for a more appropriate characterization of exposures.*

*All these elements related to the measure in soils must be envisaged, so as to obtain measures allowing an adapted evaluation of populations exposures, and to ensure an interpretation of the data, notably by a confrontation with reference values. So, we make sure of coherent orientation of public health decisions.*

## La grille de lecture

Pour aider les professionnels de santé publique à identifier les éléments clefs d'une campagne de mesures sur les sols dans l'optique d'une utilisation pour l'évaluation des expositions, un outil sous forme d'une grille de lecture a été élaboré [2].

Cet outil fournit un support simple et pratique destiné aux intervenants en charge de l'instruction des dossiers ou de leur expertise. L'objectif est de les aider à porter un jugement critique et argumenté sur les diagnostics environnementaux réalisés dans les sols afin de déterminer si les résultats peuvent être utilisés pour identifier et évaluer les expositions. Il se veut complémentaire des différents documents existants relatifs à la caractérisation des sols, notamment les outils relatifs au diagnostic et à la surveillance des milieux (portail sur les sites et sols pollués du ministère chargé de l'Environnement : <http://www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr/DocumentsDiagnostics.asp>), le guide BRGM pour l'analyse des sols [3], le guide de l'Office de l'environnement [4], le guide de l'Agence américaine pour la protection de l'environnement [5], ou la norme NF ISO 15800 (X31-604) pour la caractérisation des sols relative à l'exposition des personnes [6].

La grille aborde six grandes étapes identifiées dans une campagne de mesures à travers lesquelles elle vise à mettre en cohérence la représentativité des échantillons vis-à-vis des voies d'exposition étudiées. La première étape consiste à expliciter les objectifs de la campagne et à les traduire en besoins opérationnels : quels types de données recherchées (e.g. concentrations moyennes, points chauds...), quels besoins analytiques (e.g. limite de quantification, incertitude...). La seconde étape, relative à la description du site et de son environnement, doit permettre de recueillir le maximum d'informations nécessaires à l'élaboration de la stratégie d'échantillonnage. La troisième étape consiste à sélectionner une stratégie d'échantillonnage de manière à obtenir un compromis entre les besoins et les différentes contraintes environnementales, logistiques ou financières. La quatrième étape est la mise en œuvre sur le terrain, à savoir le prélèvement et le pré-traitement des échantillons, étape au cours de laquelle toutes les précautions doivent être prises pour limiter la dégradation des échantillons (conta-

mination externe, perte de composés...). L'analyse des échantillons proprement dite n'intervient qu'en cinquième lieu. Enfin, la sixième étape consiste en une première interprétation des résultats par rapports aux objectifs initiaux.

Pour une utilisation à des fins sanitaires, l'exploitation des résultats de la caractérisation de l'environnement doit être associée à la connaissance des voies d'exposition et des milieux de transfert. La stratégie d'échantillonnage (paramètres retenus, choix des lieux, de la période et des modalités de prélèvements, du nombre et de la nature des échantillons) qui a permis de produire ces données doit donc avoir été mise en place en cohérence avec la nature des expositions et plus précisément des usages et des voies d'expositions pour chaque situation à étudier. Par exemple, le choix de la profondeur de prélèvements doit se faire en cohérence avec les usages du sol à étudier. Ainsi, pour une exposition par ingestion de sol, l'expérience montre qu'il est préférable, sur un sol peu remanié comme c'est le cas d'un sol urbain, de prélever en priorité la couche de sol la plus superficielle (0-5 cm). Sur un sol régulièrement remanié, comme c'est le cas des sols agricoles, on devrait plutôt prélever la couche 0-25 cm. Pour une exposition par ingestion de produits végétaux, les prélèvements doivent être réalisés dans la couche de sols où se situe la rhizosphère.

Cette grille de lecture est disponible à l'adresse : [http://www.invs.sante.fr/publications/2008/sols\\_pollues/](http://www.invs.sante.fr/publications/2008/sols_pollues/)

## L'élaboration de référentiels pour les éléments en traces dans les sols

Les services santé-environnement des Directions départementales des affaires sanitaires et sociales (Ddass) sont sollicités pour des avis concernant la reconversion d'anciens sites industriels en projets d'aménagements urbains.

L'interprétation passe aussi par une confrontation des teneurs en éléments dans les sols à des valeurs de référence. En l'absence de valeur réglementaire, ce qui est le cas des sols, il est recommandé que l'état du sol étudié soit comparé à des états de référence : soit à « l'état initial environnemental » soit aux « milieux naturels » [1]. La définition, l'identification et la caractérisation de ces états de

référence devraient permettre d'estimer la part relative de la contamination du sol attribuable à la source considérée. Distinguer la part de pollution imputable à l'exploitant des autres parts liées à d'autres sources de contamination des sols, permet de mieux gérer la situation [7]. Il s'agit cependant d'un enjeu méthodologique difficile, étant donné que la mesure dans les sols correspond au cumul des apports des différentes sources d'éléments dans le sol, qu'elles soient anthropiques ou naturelles.

La composition d'un sol étant, pour une grande part, fonction de la composition de la roche-mère sous-jacente dont il est issu, un référentiel régional permet une définition plus adaptée localement de ce qu'est une teneur « normale » pour un élément donné. Il permet ainsi de supposer une origine anthropique ponctuelle et contribue ainsi à objectiver les critères de choix des polluants retenus dans l'évaluation des risques sanitaires.

Afin de proposer des outils utiles à l'évaluation des risques, la Cire Ile-de-France et la Cire Centre-Ouest ont collaboré avec l'Institut national de recherche agronomique (Inra) pour élaborer, pour leurs régions respectives, des référentiels en huit éléments traces métalliques dans les sols : cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, sélénium et zinc [8]. Pour chacun de ces éléments, les seuils retenus sont les percentiles 95 de la distribution des valeurs des différentes bases de données de l'Inra, Aspité et Anademe 1998 acquises lors des collectes réalisées par l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe) [9]. Les analyses de sols utilisées proviennent exclusivement des concentrations totales dans les horizons de surface (0-30 cm) de sols agricoles.

Pour la région francilienne, ce sont les analyses relatives à 1 043 prélèvements de sols qui ont pu être rassemblées, en provenance des quatre départements de la grande couronne francilienne : Seine-et-Marne, Yvelines, Essonne et Val-d'Oise (tableau 1).

Pour la région Centre, les données ont été obtenues à partir de 1 358 échantillons analysés en provenance des six départements de la région : Cher, Eure-et-Loir, Indre, Indre-et-Loire, Loir-et-Cher et Loiret (tableau 2). Des anomalies pédogéochimiques naturelles concernant les huit éléments en traces ont été détectées en Boischaud sud. En effet, en Champagne berrichonne, les sols issus de l'altération de calcaires oxfordiens montrent de nettes anomalies naturelles en cadmium et, dans une moindre mesure, en zinc et sélénium. Ainsi, une mesure supérieure au seuil défini par le référentiel proposé devra être discutée en fonction du contexte géologique local.

Fortes de ces données de référence en Ile-de-France, les Directions départementales des affaires sanitaires et sociales (Ddass) ont pu proposer l'utilisation raisonnée des valeurs de ces référentiels dans certains dossiers. À titre d'exemple, la Ddass de Paris a pu promouvoir le recours à cette référence pour aider à la gestion d'un projet de jardins botaniques expérimentaux dans une cité en cours de réhabilitation. Les sols présentaient notamment des niveaux incontestables de contamination en plomb (383 ppm) et en mercure (3,1 ppm) très supérieurs aux valeurs seuils du référentiel francilien. Ces substances ont été sélectionnées en vue de caractériser les risques pour la santé compte tenu des usages prévus par le projet.

## Des éléments clés pour l'exploitation et l'interprétation des mesures de concentrations dans les sols

L'étude du milieu sol présente une double complexité : complexité de l'échantillonnage et complexité analytique. Les caractéristiques pédologiques et géologiques du site, l'occupation des sols, l'histoire du site et les propriétés physico-chimiques du sol et des polluants se traduisent souvent par une grande hétérogénéité spatiale de la distribution des polluants. Dans ces conditions, la question de la représentativité des échantillons pour l'usage des sols étudiés est cruciale.

Mais, au-delà de cette représentativité de l'échantillonnage, se pose la question de l'exploitation et de l'interprétation des données. Les concentrations mesurées dans les sols issues de la campagne de mesures sont-elles en cohérence avec leur utilisation pour estimer les expositions ? Les résultats de concentration méritent également une attention particulière pour assurer l'interprétation des valeurs non quantifiées et apprécier l'influence de la variabilité de la mesure sur l'expression des résultats. Aujourd'hui, cette étape doit aussi inclure la prise en compte et l'influence de la bioaccessibilité afin de proposer une caractérisation plus appropriée des expositions.

### L'importance de connaître les usages sur le site étudié pour l'exploitation des mesures

Bien souvent, en pensant améliorer la représentativité des études exploitant des mesures environnementales, l'ensemble des mesures disponibles sur un site pollué est exploité pour estimer les expositions. Au contraire, dans d'autres situations, de manière à caractériser un risque « raisonnablement majorant », seuls les résultats des concentrations dans les zones les plus contaminées sont utilisés. Enfin, en l'absence de connaissance sur les usages dans les zones d'exposition, des mesures réalisées à différentes profondeurs sont également exploitées. Quels que soient les choix précédents retenus au moment de l'exploitation des résultats, aucun d'entre eux ne permet de conduire une évaluation représentative de l'exposition de la population. Par conséquent, il en résulte une sous-estimation ou une surestimation du risque. Dans les situations où les stratégies de prélèvement sont incompatibles avec les usages, il sera préférable de ne pas exploiter les données issues des campagnes de mesures et de préconiser la conduite d'une stratégie de

mesure pertinente. La grille de lecture d'une campagne de mesures dans les sols présentée précédemment doit aider à identifier ces situations.

### L'interprétation des valeurs non quantifiées pour l'expression des résultats

Lors de la conception de la campagne de mesure, il est nécessaire d'identifier avec le laboratoire les limites en dessous desquelles il ne sera pas en mesure de quantifier la concentration des polluants. En effet, les concentrations, notamment pour les composés organiques, seront parfois trop faibles pour être quantifiées par une méthode donnée, et les résultats seront alors rendus par le laboratoire sous la forme de valeurs inférieures à la limite de quantification (LQ). La méthode choisie pour exploiter ce type de données, usuellement une substitution par 0 ou par la valeur de la LQ, peut avoir des répercussions importantes sur l'estimation du risque, en conduisant à une sous- ou une surestimation. Il importe donc d'être transparent dans les choix réalisés, et cohérent pour l'ensemble des polluants.

### L'influence de la variabilité de la mesure sur l'expression des résultats

La distribution des concentrations des polluants dans les sols présente une variabilité spatio-temporelle. L'échantillonnage conduit à utiliser non pas une valeur unique de concentration mesurée mais des caractéristiques statistiques de la distribution des valeurs. Le choix de la stratégie la plus pertinente doit permettre, d'une part de réduire au mieux les biais associés à l'échantillonnage et, d'autre part, d'optimiser le nombre d'échantillons avec un niveau de confiance défini *a priori* en cohérence avec les objectifs de l'étude. Le choix des descripteurs statistiques à prendre en compte dans l'évaluation des risques est également primordial. Il existe un consensus sur le fait que les concentrations d'éléments dans les sols ne suivent pas une distribution normale [10,11]. Cela est d'autant plus vrai dans le cas de sols pollués qui présentent des populations de concentrations différentes liées à des apports anthropiques multiples. À partir d'une distribution de valeurs des concentrations pertinentes, en raison de la forme de la distribution, on utilisera de préférence la médiane [12,13] ou la moyenne géométrique (G) [14] plutôt qu'une moyenne arithmétique, comme tendance centrale de la distribution. Un écart par rapport à la

**Tableau 1** Paramètres statistiques de distribution des concentrations totales dans les horizons superficiels des sols agricoles d'Ile-de-France (exprimées en milligrammes d'ETM par kilogramme de sol), France | **Table 1** Statistical parameters of distribution of total concentrations in surface agricultural soil horizons in the Ile-de-France region expressed in TME milligrams per kilogram of soil

Élément trace métallique (ETM)	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Effectifs de valeurs	1 014	1 028	1 026	960	1 029	1 031	876	1 028
95 <sup>e</sup> percentile (P <sub>95</sub> ) (mg/kg)	0,51	65,2	28,0	0,32	31,2	53,7	0,31	88,0

**Tableau 2** Paramètres statistiques de distribution des concentrations totales dans les horizons superficiels des sols agricoles de la région Centre (exprimées en milligrammes d'ETM par kilogramme de sol), France | **Table 2** Statistical parameters of distribution of total concentrations in surface agricultural soil horizons in the Center region expressed in TME milligrams per kilogram of soil

Élément trace métallique (ETM)	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Effectifs de valeurs	1 278	1 306	1 315	852	1 318	1 355	587	1 350
95 <sup>e</sup> percentile (P <sub>95</sub> ) (mg/kg)	0,86	77,7	29,9	0,19	38,9	54,8	0,80	122,6

tendance centrale est parfois nécessaire pour déterminer les valeurs hautes de la distribution des concentrations. On utilisera par exemple un percentile élevé (de  $P_{90}$  à  $P_{99}$ ), la vibrisse supérieure de la distribution (1,5 fois la distance interquartile ajoutée au  $P_{75}$ ), ou la borne supérieure d'un intervalle de confiance de la moyenne géométrique.

Il faut par ailleurs préciser que lorsqu'on dispose d'un effectif de mesures suffisant, le traitement statistique n'est pas le seul moyen de traitement possible des données. La vision spatiale à l'aide d'outils cartographiques peut s'avérer également pertinente, voire plus utile pour la recherche de spots de pollution, ceci permettant des traitements raisonnés selon le degré de contamination des sols.

### L'influence de la biodisponibilité et de la bioaccessibilité sur les concentrations réellement absorbées

En évaluation des risques sanitaires, l'exposition des populations due à l'ingestion de terre est une fonction de la concentration totale en polluant dans le sol et de la quantité de sol ingéré. Or, de nombreuses études ont montré que les polluants contenus dans les sols sont moins disponibles biologiquement (*i.e.* biodisponibles) que les polluants présents dans d'autres matrices comme l'eau [15, 16]. Ainsi, le postulat selon lequel on considère qu'une exposition est effective dès lors qu'un sol contaminé est ingéré mérite d'être affiné.

En termes toxicologiques, seule la part de polluant biodisponible est susceptible d'entraîner des effets sanitaires indésirables. La biodisponibilité d'un polluant est généralement définie comme la fraction de ce polluant atteignant la circulation sanguine et s'évalue à travers des tests *in-vivo*, longs à mettre en œuvre et coûteux.

D'autres types de tests ont été mis au point pour éviter le recours aux études *in vivo* et permettre d'approcher la biodisponibilité. Dans le cadre des sols pollués, il s'agit des tests de bioaccessibilité *in vitro* [17] qui servent à évaluer la quantité de polluant soluble dans le tractus gastro-intestinal, c'est-à-dire la quantité maximale de polluant susceptible d'être absorbée à travers la paroi intestinale.

Cette connaissance est majeure car elle permet d'éviter d'appliquer un facteur d'absorption de 100 % systématiquement, dès lors que l'on sait pertinemment qu'il s'agit d'une forte majoration. La prise en compte de la bioaccessibilité ne peut donc qu'accroître la fiabilité de l'évaluation des expositions des populations. Toutefois, même si les premières approches applicables de la prise en compte de la biodisponibilité commencent à voir le jour, l'analyse de la biodisponibilité fait encore principalement l'objet de travaux de recherche et ne permet pas pour l'heure une approche spécifique d'un site.

### Conclusion

Un enjeu pour l'Institut de veille sanitaire est de maîtriser les données environnementales recueillies afin d'être à même d'en proposer une interprétation de santé publique appropriée pour des décisions plus éclairées. Les travaux entrepris par le groupe inter-Cire sur le milieu sol montrent qu'il convient de s'assurer que les données ont été produites dans des conditions d'échantillonnage et d'analyse cohérentes avec une estimation des expositions des populations concernées ; que des référentiels d'éléments dans les sols soient disponibles pour permettre une confrontation avec la situation étudiée ; que les modalités d'exploitation des résultats prennent en compte les valeurs manquantes, la variabilité des concentrations dans les sols et la notion de biodisponibilité.

Une bonne concertation entre les partenaires institutionnels, le bureau d'études chargé de la campagne de mesure et le laboratoire d'analyse est nécessaire pour s'assurer de la pertinence des choix retenus. L'application pilote des outils de la nouvelle politique de gestion des sites et sols sur le site de Saint-Laurent le Minier (Gard, France) doivent permettre de mettre en évidence l'intérêt et la faisabilité d'une telle démarche.

### Références

- [1] Medad, Modalité de gestion et de réaménagement des sites pollués. Courrier ministériel du 8 février 2007. Annexe 2. La politique nationale de gestion des sites et sols pollués. 54 p.
- [2] Pascal M, Mathieu A, Daniau C, Lucas N. Grille de lecture - échantillonnage et analyse des sols pollués. Saint-Maurice:

Institut de veille sanitaire, 2008, 24 p. Disponible sur [www.invs.sante.fr](http://www.invs.sante.fr)

[3] BRGM. Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués. Bureau de recherches géologiques et minières. 2001.

[4] Hammann M, Desaulles A. Prélèvement et préparation d'échantillons de sols pour l'analyse des substances polluantes. Office fédéral de l'environnement OFEDP, éditeur. 2003.

[5] US EPA. Soil Screening Guidance: User's Guide, EPA/504/R-96/018, 1996.

[6] NF ISO 15800 (X31-604). Qualité du sol – Caractérisation des sols relative à l'exposition des personnes, 2004.

[7] Baize D, Sterckeman T. Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. *Sci Total Environ*. 2001; 264:127-39.

[8] Mathieu A, Baize D, Raoul C, Daniau C. Proposition de référentiels régionaux en éléments traces métalliques dans les sols : leur utilisation dans les évaluations des risques sanitaires. *Environnement, Risques & Santé*. 2008; 7(2):112-22.

[9] Baize D, Saby N, Deslais W, Bispo A, Feix I. Analyses totales et pseudo-totales d'éléments en traces dans les sols. Principaux résultats et enseignements d'une collecte nationale. *Étude et gestion des sols*. 2006, 3:181-200.

[10] Sinclair AJ. Selection of threshold values for geochemical data using probability graphs. *Journal of geochemical exploration*. 1974; 3:129-49.

[11] Zhao FJ, McGrath SP, Merrington G. Estimates of ambient background concentrations of trace metals in soils for risk assessment. *Environ Pollut*. 2007; 148(1):221-9.

[12] ISO. Soil quality: Guidance on the determination of background values (Qualité du sol: Guides pour la détermination des valeurs de bruit de fond). International Organisation for Standardisation. ISO 19258, mars 2006, 24 p.

[13] Reimann C, Filzmoser P. Normal and lognormal data distribution in geochemistry: death of the myth. Consequences for the statistical treatment of geochemical and environmental data. *Environ Geol*. 2000; 39:1001-14.

[14] Loska K, Wiechula D, Korus I, Pelczar J. Application of various methods for assessment of background arsenic concentration in farming soil. *Bull Environ Contam Toxicol*. 2005; 74:732-39.

[15] Ruby MV, Davis A, Schoof R, Eberle S, Sellstone CM. Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test. *Environ Sci Technol*. 1999; 30:422-30.

[16] Roberts SM, Weimar WR, Vinson JR, Munson JW, Bergeron RJ. Measurement of arsenic bioavailability in soil using a primate model. *Toxicol Sci*. 2002; 67:303-10.

[17] INERIS. Mesure de la bioaccessibilité du plomb pour l'homme à l'aide de deux tests (IVG et RIVM) couplé à l'étude de la spéciation. Denys S, Caboche J. Ineris – DRC – 67649 – 01A. Rapport d'étude. 2005; 38 p.

## Éléments de construction d'une relation avec les populations dans l'évaluation des risques liés à une exposition environnementale

Céline Legout<sup>1</sup> (c.legout@invs.sante.fr), Karine Mantey<sup>2</sup>, Côme Daniau<sup>3</sup>, Nezha Leftah-Marie<sup>4</sup>, Ursula Noury<sup>5</sup>, Caroline Six<sup>6</sup>, Frédéric Dor<sup>3</sup>

1 / Cire Île-de-France, InVS, Paris, France 2 / Cire Est, InVS, Nancy, France 3 / Institut de veille sanitaire, Saint-Maurice, France 4 / Cire Pays de la Loire, InVS, Nantes, France 5 / Cire Centre Est, InVS, Dijon, France 6 / Cire Sud, InVS, Marseille, France

### Résumé / Abstract

En 2004, plusieurs investigations en santé environnementale ont été marquées par des relations difficiles avec les populations, parce qu'elles ne répondaient que partiellement à une demande sociale plus large et des enjeux multiples difficiles à appréhender. Sur la base de deux investigations réalisées en 2006, l'article engage une discussion sur les avantages à établir une relation précoce et dynamique avec les populations dans le processus d'évaluation de l'impact sanitaire.

Le diagnostic des divers enjeux, construit dans l'échange avec les populations, est un préalable nécessaire pour évaluer dans quelle mesure la réponse attendue requiert la mise en œuvre des compétences de l'Institut

### Elements of construction of a relationship with populations in risk assessment related to situations of environmental exposure

In 2004, several environmental health investigations were marked by difficult relations with populations, because they answered only partially to a wider social demand and multiple challenges difficult to assess. On the basis of two investigations conducted in 2006, this article initiates a discussion on the benefits of establishing an early and dynamic relationship with the populations in the process of public health assessment.