

Exposition des enfants par ingestion de sol et de poussières contaminés : quels choix pour les évaluations de risque ?

Frédéric Dor, Sébastien Denys, Côme Daniau, Gaël Bellenfant, Karim Zeghnoun, Claire Dabin, Vincent Nedellec, Luc Mosqueron, Adeline Floch-Barneaud, Arnaud Mathieu

► **To cite this version:**

Frédéric Dor, Sébastien Denys, Côme Daniau, Gaël Bellenfant, Karim Zeghnoun, et al.. Exposition des enfants par ingestion de sol et de poussières contaminés : quels choix pour les évaluations de risque ?. 2. Rencontres nationales de la recherche sur les sites et sols pollués, Oct 2009, Paris, France. pp.NC. ineris-00973362

HAL Id: ineris-00973362

<https://hal-ineris.archives-ouvertes.fr/ineris-00973362>

Submitted on 4 Apr 2014

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Exposition des enfants par ingestion de sol et de poussières contaminés : quels choix pour les évaluations de risque ?

**Frédéric Dor⁽¹⁾, Sébastien Denys⁽²⁾, Côme Daniau⁽¹⁾, Gaël Bellenfant⁽³⁾,
Karim Zeghnoun⁽¹⁾, Claire Dabin⁽⁴⁾, Vincent Nedellec⁽⁵⁾, Luc Mosqueron⁽²⁾,
Adeline Floch-Barneaud⁽²⁾, Arnaud Mathieu⁽⁶⁾**

⁽¹⁾Institut de veille sanitaire, département santé environnement, 12 rue du Val d'Osne
94415 Saint-Maurice Cedex - Tél 01 41 79 67 95 - f.dor@invs.sante.fr

⁽²⁾Ineris Direction des risques chroniques – déchets et sols pollués, Parc technologique ALATA - BP 2
60550 Verneuil en Halatte

⁽³⁾BRGM Environnement et Procédés Innovants - Déchets et Stockage, 3 av Claude Guillemin
45100 Orléans

⁽⁴⁾ICF ENVIRONNEMENT - Antenne Ouest Angers Technopôle 8 rue Olivier de Serres
49070 Beaucouzé

⁽⁵⁾Vincent Nedellec Consultant - BP 21 - 78670 Villennes sur Seine

⁽⁶⁾Cire Ile de France 58-62, rue de Mouzaïa - 75935 Paris Cedex 19

Résumé

Introduction

En Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS), l'ingestion de sol est une voie d'exposition influente dans le calcul de la prédiction des expositions des populations. Le potentiel d'exposition aux polluants du sol est plus grand pour les enfants que les adultes, en raison notamment de comportements très différents, lors d'activités de jeu par exemple. Cette voie d'exposition est conditionnée par deux paramètres sensibles : la quantité de terre ingérée et la biodisponibilité pour l'homme du composé chimique à partir de la matrice sol. Ce dernier paramètre qui caractérise la fraction absorbée d'un polluant peut être approché par la bioaccessibilité (fraction dissoute du contaminant dans le tube digestif). Actuellement il est considéré qu'un enfant ingère entre 100 et 150 mg/j de terre et que la biodisponibilité d'un élément dans cette terre est totale.

Objectifs

L'analyse des connaissances scientifiques disponibles a eu pour objectifs d'être à même de justifier d'éventuelles propositions :

- fixer une valeur ou une distribution de quantité de sol et de poussières ingérée pour l'enfant (hors pica et géophagie) ;
- examiner la façon dont les notions de biodisponibilité/bioaccessibilité des polluants dans le sol et les poussières ingérés pouvaient être intégrées dans les pratiques d'évaluation de risque.

Résultats

- Quantité de sol ingérée

Les enseignements de l'analyse de la littérature permettent d'orienter les choix pour identifier les valeurs de quantité de sol ingérée à proposer aux évaluateurs de risque. Les résultats issus de l'étude de Stanek (2001) sont privilégiés car non seulement ils sont exprimés sous forme d'une distribution de laquelle on peut extraire des descripteurs particuliers tels la médiane et le percentile 95 mais ils prennent en compte un certain nombre de caractéristiques essentielles : l'exposition par le sol et les poussières ; ils s'adressent aux enfants ; ils sont obtenus par la méthode des traceurs et ils tiennent compte d'un certain nombre de paramètres influant sur les valeurs proposées.

Tableau : quelques percentiles moyens estimés et écart-types en mg/jour de quantité de sol ingéré, extraits de la distribution de Stanek (2001)

| Percentile | Quantité de sol ingérée | Ecart-type |
|------------|-------------------------|------------|
| P99 | 137 | 28.6 |
| P96 | 100 | 19.9 |
| P95 | 91 | 16.6 |
| P90 | 75 | 10.7 |
| P80 | 53 | 9.7 |
| P70 | 35 | 4.8 |
| P60 | 29 | 3.3 |
| P50 | 24,3 | 4.0 |
| P40 | 21 | 3.7 |
| P30 | 16 | 4.4 |
| P20 | 9 | 2.9 |
| P10 | 2 | 2.4 |
| P9 | 0 | 3.0 |
| P1 | - 45 | 11.7 |

- Bioaccessibilité/biodisponibilité

L'analyse de la littérature a permis d'être en mesure de proposer une démarche à suivre pour prendre en compte les données de bioaccessibilité/biodisponibilité dans le cadre d'une EQRS. En évaluation du risque, il est important de caractériser la bioaccessibilité ou biodisponibilité relative d'un contaminant donné et défini selon le ratio suivant

$$\text{Bioaccessibilité ou biodisponibilité relative} = \frac{\text{Biodisponibilité ou bioaccessibilité du contaminant dans le sol}}{\text{Biodisponibilité ou bioaccessibilité dans la matrice expérimentale}}$$

La démarche proposée débute par une première étape qui consiste à calculer les risques encourus sans avoir recours à la bioaccessibilité/biodisponibilité des substances. Pour les résultats dépassant les repères de risque usuels, une deuxième étape est déclenchée considérant la bioaccessibilité/biodisponibilité des substances. Le raisonnement distingue alors les cas suivants : (i) l'existence d'une valeur de biodisponibilité relative ou de bioaccessibilité relative dans la littérature, (ii) l'existence d'une valeur de biodisponibilité ou bioaccessibilité de l'élément dans la matrice de référence mais pas de valeurs de biodisponibilité ou bioaccessibilité relative et (iii) l'absence de valeurs de biodisponibilité ou bioaccessibilité relative et de biodisponibilité ou bioaccessibilité de l'élément dans la matrice de référence. Quelle que soit l'étape, des hypothèses sont formulées et leurs limites considérées.

Conclusion

La littérature concernant la quantité de sol ingérée par les populations et notamment les enfants est peu abondante. Cependant, les données disponibles permettent d'effectuer un choix de distribution qui prend en compte simultanément l'exposition au sol extérieur et aux poussières intérieures. Ceci signifie que dans le contexte site et sols pollués l'approche est majorante lorsque le site et les lieux d'exposition sont éloignés. Par ailleurs, même si les données concernant la biodisponibilité/bioaccessibilité sont plus éparées, une démarche permettant d'intégrer ces données dans une EQRS est néanmoins proposée. Le couplage de ces deux réflexions relève d'une volonté d'apporter une vraisemblance toujours plus grande aux hypothèses qui sous-tendent les calculs d'exposition et de risque.

1. INTRODUCTION

La quantité de sol ingéré est une variable humaine d'exposition dont l'influence peut être notable dans le calcul de la prédiction des doses d'exposition des populations en contact avec des sols pollués. Les décalages importants entre ces prédictions et les mesures effectives, notamment biologiques tels que la plombémie, l'arsenic et le chrome urinaire ou encore le 1 hydroxypyrrène urinaire en attestent [Anderson RA et al., 1993; Dor et al., 2003]. L'ingestion de sol se découpe en de nombreux épisodes qui, détaillés, permettent de mieux saisir l'importance d'apprécier avec plus de précision les données qui entrent en jeu (Figure 1).

Cette voie d'exposition est conditionnée par deux paramètres sensibles. Le premier, la quantité de sol et poussières ingérés quotidiennement dont les valeurs proposées par divers organismes varient de 20 à 200 mg/j ; le deuxième, la fraction biodisponible pour l'organisme humain du polluant présent dans la matrice sol, posé encore aujourd'hui par défaut comme égal à 100 % dans la majeure partie des cas, alors que la littérature s'est considérablement enrichie.

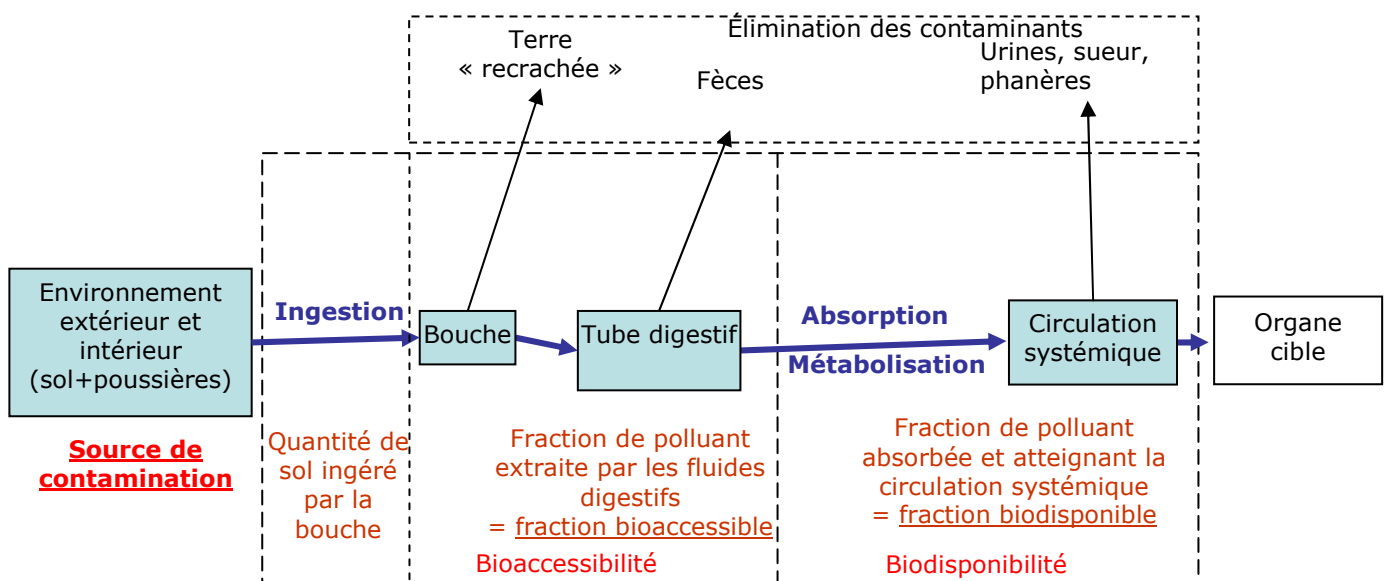


Figure 1 : Schéma conceptuel de l'exposition par ingestion de sol

2. OBJECTIFS

Compte tenu de l'importance de cette variable humaine d'exposition et des interrogations qui se posent, un groupe de travail (GT) animé conjointement par l'InVS et l'Ineris s'est mis en place. Il a souhaité focaliser sa réflexion sur les populations d'enfants en raison d'un potentiel d'exposition aux polluants du sol plus grand que les adultes, lié notamment à des comportements très différents. Le GT s'est donné pour objectif :

- de proposer une valeur ou une distribution de quantité de sol et de poussières ingérée pour l'enfant (hors pica et géophagie) ;
- d'intégrer les connaissances sur la biodisponibilité/bioaccessibilité des polluants dans le sol et les poussières ingérés.

La démarche de travail a été la suivante : après avoir explicité un certain nombre de termes, le GT a identifié des questions permettant de faire ressortir les éléments clés de la littérature. Il s'est appuyé sur l'ensemble de la littérature disponible tout en privilégiant les synthèses notamment celle réalisée par l'US EPA dans son document intitulé « Child exposure factor handbook » [US EPA, 2002]. Il a ensuite proposé des choix au sein de l'ensemble des données pour une utilisation dans les études de santé publique.

3. RESULTATS

L'US-EPA définit la quantité de sol ingérée comme étant la consommation de sol, intentionnelle ou non. Les modalités de cette ingestion sont nombreuses : contact main-bouche, consommation de végétaux sur lesquels du sol est resté collé, consommation directe de sol, port d'objets à la bouche... [US EPA, 2006].

3.1. Les données concernant la quantité de sol ingérée

3.1.1. Les données de la littérature

Les études sont réalisées sur des enfants âgés de 4 mois à 11 ans considérés comme une catégorie d'âge surexposée et/ou particulièrement vulnérable. Ils sont régulièrement en contact étroit avec le sol et les poussières, en raison de comportements dus à leur âge. Le contact main-bouche des enfants est un phénomène bien décrit dans la littérature ; une certaine quantité de particules de sol et de poussières peut être retrouvée sur leurs mains pendant des activités classiques notamment les activités de jeux [Auyeung W et al., 2008; Xue et al., 2007].

Deux méthodes sont mises en œuvre pour estimer la quantité de sol ingéré par les enfants. La méthode empirique qui consiste à calculer la quantité de sol ingéré en combinant quatre éléments : (i) la quantité de terre et poussières présente sur les mains ou les doigts, (ii) la surface cutanée des mains en contact avec la bouche, (iii) le nombre de contact main-bouche dans une journée et (iv) la durée du contact main-bouche. La méthode des traceurs, également appelée « bilan massique », qui détermine la quantité de sol et de poussières ingérés à partir de la différence entre la quantité connue d'un traceur entrée dans l'organisme (alimentation, pâte dentifrice, médicaments...) et la quantité totale de ce même traceur mesurée dans les selles. Les traceurs les plus couramment analysés sont l'aluminium, le silicium, le zirconium... Cette deuxième méthode est considérée comme générant les résultats les plus robustes. En conséquence, l'analyse de la littérature ne porte que sur les études ayant utilisé cette méthode. Au sein de ces études il est nécessaire de distinguer d'une part les résultats bruts obtenus à l'issue d'enquêtes initiales au nombre de 7 entre 1986 et 2005 [Binder et al., 1986 ; Clausing et al., 1987 ; Calabrese et al., 1989 ; Van Wijnen et al., 1990 ; Davis et al., 1990 ; Calabrese et al., 1997 ; Davis, 2006] et d'autre part les données brutes réanalysées [Thompson and Burmaster, 1991 ; Stanek and Calabrese 1995a ; Stanek and Calabrese 1995b ; Stanek and Calabrese, 2000], les auteurs ayant pu tenir compte ou considérer des facteurs initialement ignorés comme la granulométrie, la possibilité d'extrapolation sur le long terme de données recueillies sur quelques jours etc...

Les études ont permis l'analyse d'un certain nombre de facteurs susceptibles d'avoir une influence sur l'ingestion de sol : le sexe, l'âge, les conditions climatiques et la saisonnalité, le lieu de résidence et le type de terrain sur lequel résident les enfants, les activités et comportements individuels liés à l'ingestion de sol, les facteurs socio-démographiques. Cependant, les résultats rapportés ne vont pas tous dans le même sens et ne permettent donc pas de dégager clairement un (ou plusieurs) facteurs prédictifs des quantités de sol ingérées par les enfants. Les données chiffrées faisant défaut, il n'est pas possible de proposer une modélisation de la quantité de sol ingéré en fonction de ces différents paramètres.

Les quantités de sol ingéré estimées dans les études varient entre 13 et 179 mg/j pour les moyennes et entre 4 et 246 mg/j pour les médianes. Ces différences peuvent s'expliquer par de nombreuses raisons qui relèvent notamment du protocole, des traceurs considérés, des populations incluses dans les études. On y ajoutera le fait que (i) les effectifs de populations limitent la puissance des résultats, leur extrapolation et généralisation, (ii) la spécificité des populations contraint la transposition des résultats observés à d'autres conditions en termes de périodes de l'année, de latitudes, de pays, même dans des contextes similaires de contact des enfants avec le sol ; enfin (iii) la période de l'année, la plupart des études ayant été réalisées en période estivale, la transposition sur une période annuelle reste assez hasardeuse.

3.1.2. La distribution de Stanek

Le GT a retenu la distribution de valeurs générées par la réanalyse par Stanek des résultats de l'étude conduite par Calabrese en 1997 pour des raisons liées au protocole de l'étude, la nature des méthodes de réanalyse et à l'expression des données elles-mêmes [Stanek et al. 2001; Calabrese et al., 1997]. Plus précisément, ces résultats s'appuient sur un protocole ayant eu recours à la méthode des traceurs ; la population est un échantillon aléatoire stratifié de 64 enfants, âgés de 1 à 4 ans et suivis pendant une durée 7 jours à partir de laquelle les auteurs proposent une extrapolation aboutissant à une valeur moyenne annuelle ; l'exposition au sol et poussières est considérée ; la méthode de réanalyse des données prend en compte l'incertitude en s'appuyant sur la méthode du Bootstrap.

Le choix d'une distribution permet d'envisager une utilisation, soit d'une seule valeur de la distribution dans un mode déterministe qui fournit une valeur unique de l'exposition, soit l'analyse probabiliste qui utilise l'ensemble de la distribution de valeurs et fournit ainsi une estimation de la distribution de l'exposition au sein de la population concernée.

Tableau 1 : Percentiles moyens estimés et écart-types en mg/jour de l'ingestion de sol fournis dans l'étude de Stanek (2001)

| Percentile | Quantité de sol ingérée | Ecart-type | Percentile | Quantité de sol ingérée | Ecart-type |
|------------|-------------------------|------------|------------|-------------------------|------------|
| P99 | 137 | 28.6 | P49 | 24 | 4.0 |
| P98 | 113 | 20.0 | P48 | 24 | 3.9 |
| P96 | 100 | 19.9 | P46 | 23 | 3.8 |
| P95 | 91 | 16.6 | P45 | 22 | 4.0 |
| P93 | 86 | 12.9 | P43 | 22 | 3.8 |
| P91 | 79 | 11.4 | P41 | 21 | 3.7 |
| P90 | 75 | 10.7 | P40 | 21 | 3.7 |
| P88 | 71 | 11.7 | P38 | 20 | 3.5 |
| P87 | 68 | 12.1 | P37 | 19 | 3.3 |
| P85 | 65 | 11.3 | P35 | 19 | 3.6 |
| P84 | 60 | 11.5 | P34 | 18 | 3.8 |
| P82 | 58 | 11.0 | P32 | 17 | 3.8 |
| P80 | 53 | 9.7 | P30 | 16 | 4.4 |
| P79 | 50 | 9.8 | P29 | 15 | 4.2 |
| P77 | 48 | 7.4 | P27 | 14 | 4.4 |
| P76 | 43 | 8.1 | P26 | 12 | 3.5 |
| P74 | 40 | 6.9 | P24 | 11 | 3.0 |
| P73 | 39 | 6.4 | P23 | 10 | 3.0 |
| P71 | 37 | 6.1 | P21 | 10 | 2.9 |
| P70 | 35 | 4.8 | P20 | 9 | 2.9 |
| P68 | 34 | 4.5 | P18 | 8 | 3.1 |
| P66 | 33 | 4.5 | P16 | 7 | 3.3 |
| P65 | 32 | 4.0 | P15 | 5 | 3.4 |
| P63 | 31 | 3.9 | P13 | 4 | 3.0 |
| P62 | 30 | 3.6 | P12 | 3 | 2.2 |
| P60 | 29 | 3.3 | P10 | 2 | 2.4 |
| P59 | 29 | 3.7 | P9 | 0 | 3.0 |
| P57 | 27 | 4.5 | P7 | -2 | 4.9 |
| P55 | 27 | 4.1 | P5 | -5 | 5.9 |
| P54 | 26 | 3.9 | P4 | -8 | 5.6 |
| P52 | 25 | 4.0 | P2 | -20 | 15.2 |
| P51 | 25 | 4.0 | P1 | -45 | 11.7 |
| P50 | 24 | 4.0 | | | |

3.2. Les données concernant la bioaccessibilité/biodisponibilité

La détermination des fractions bioaccessible et/ou biodisponible mérite aujourd'hui une véritable attention. Cette connaissance devient prépondérante pour proposer une estimation plus appropriée de l'exposition des populations aux sols ou poussières contaminés.

La mesure de la fraction bioaccessible d'un polluant se fait au moyen de tests *in vitro*. Ils consistent en une extraction séquentielle. La première est acide et simule les conditions de l'estomac ; la seconde, proche de la neutralité, simule les conditions intestinales. Parfois, une phase initiale simulant le passage de la matrice dans la salive est proposée. De nombreux tests ont été développés depuis le début des années 1990, principalement par des équipes nord-américaines et européennes. Cependant, des différences majeures existent entre eux, limitant la comparaison des résultats obtenus. Actuellement, au sein de l'Europe, le groupe de recherche BARGE (Bioaccessibility Research Group in Europe) qui fédère plusieurs laboratoires et instituts de recherche, tente de développer un test unique et reproductible de mesure de la bioaccessibilité [Denys S et al., 2008].

La mesure de la fraction biodisponible d'un polluant se fait par le biais d'expérimentations *in vivo*, le plus souvent sur des modèles animaux dont le système digestif est proche de celui de l'homme : porcs juvéniles et, dans une moindre mesure, les singes [Casteel SW et al., 1997; Casteel SW et al. 2006; US-EPA, 2007].

Concernant les sols, les données disponibles de bioaccessibilité et de biodisponibilité concernent essentiellement les éléments traces métalliques. Pour le plomb, la littérature rapporte une variation entre 10 et 70%. Pour l'As, elle va de 5 à 52 % avec une médiane à 16 % [Caboche J et al., 2008 ; Boyce CP et al., 2008].

Les données sur les polluants organiques sont beaucoup moins nombreuses. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les dioxines et furanes ont fait l'objet de travaux. Cependant, à l'heure actuelle, ces données ne sont pas consolidées.

Concernant les poussières, les données sont moins nombreuses que sur les sols (une dizaine d'études dans les dix dernières années). Ce faible nombre de données peut s'expliquer par les difficultés méthodologiques liées aux poussières en matière d'échantillonnage et d'adaptation des protocoles de mesure de la bioaccessibilité. A défaut de fournir des chiffres, notons que comme pour le sol, par exemple, la bioaccessibilité gastrique est plus élevée pour le plomb par rapport à la bioaccessibilité gastro-intestinale. Notons également que la bioaccessibilité des métaux semble plus élevée dans les poussières intérieures des habitations que dans les sols des jardins attenants à ces habitations [Rasmussen, 2004; Rasmussen et al., 2008].

Dans une étude de santé publique, la bioaccessibilité et/ou biodisponibilité (relative) a toute sa place. Leur prise en compte permettra d'apprécier plus finement l'estimation de l'exposition mais aussi celle du risque. Quelques éléments de raisonnement peuvent être proposés ; tout d'abord, il est préférable aujourd'hui de considérer ces données pour les seuls éléments traces inorganiques. L'étendue des valeurs et leur modalité d'obtention très variables conduit à solliciter une mesure spécifique sur le site étudié dès le diagnostic environnemental. Il convient d'être attentif au test utilisé afin que son protocole soit représentatif des conditions physiologiques de la digestion. Il convient de privilégier l'obtention de cette donnée de bioaccessibilité dès le diagnostic environnemental. Dans le domaine du risque, l'attention devra être portée sur la matrice de référence ayant conduit à la fixation de la VTR, la bioaccessibilité ou biodisponibilité à partir du sol étant alors pensée en relatif entre ces deux données. Dans tous les cas, l'intégration des notions de biodisponibilité et bioaccessibilité relatives doit être justifiée et ne peut reposer que sur des hypothèses que l'évaluateur devra clairement expliciter.

4. CONCLUSION

La littérature concernant la quantité de sol ingéré par les populations et notamment les enfants est peu abondante. A partir des données disponibles le GT a retenu la distribution de Stanek, issue d'une réanalyse des données initiales d'une étude de Calabrese en 1997. Ces données prennent en compte simultanément le sol extérieur et les poussières intérieures. Ce choix d'une distribution permet d'appréhender la variabilité de l'exposition au sein d'une population.

En revanche les données concernant la biodisponibilité/bioaccessibilité sont encore éparses. Il est difficile aujourd'hui d'intégrer ces données en raison de protocoles d'obtention hétérogènes. Cependant, il ressort la nécessité d'acquérir cette donnée dès le diagnostic environnemental. Il n'en reste pas moins important de combiner la quantité de sol ingéré avec les fractions de biodisponibilité ou bioaccessibilité des polluants afin d'apporter une vraisemblance toujours plus grande aux hypothèses qui sous-tendent les calculs d'exposition et de risque.

5. RÉFÉRENCES

Anderson RA et al. 1993 Designing a biological monitoring program to assess community exposure to chromium: conclusions of an expert panel. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 40, 555-583.

AuYeung W et al. 2008 The fraction of total hand surface area involved in young children's outdoor hand-to-object contacts. *Environmental Research* 108, 294-299.

Binder, S., Sokal, D., Maughan, D. 1986. Estimating soil ingestion: the use of tracer elements in estimating the amount of soil ingested by young children. *Arch. Environ. Health*, 41, 341-345.

Boyce CP et al. 2008 Probabilistic analysis of human health risks associated with background concentrations of inorganic arsenic: use of a margin of exposure approach. *Human and ecological risk assessment* 14[6], 1159-1201.

Caboche J et al. 2008 Bioaccessibility and speciation of As and Pb in soils contaminated by two distinct anthropic activities. *Congrès Consoil ; 3-6 Juin 2008 Milan, Italie.*

Calabrese, E.J., Stanek, E.J., III, Pekow, P., Barnes, R.M. 1997. Soil ingestion estimates for children residing on a superfund site. *Ecotoxicol. Environ Saf*, 36, 258-268.

Calabrese, E.J., Barnes, R., Stanek, E.J., III, Pastides, H., Gilbert, C.E., Veneman, P., Wang, X.R., Lasztity, A., Kosteci, P.T. 1989. How much soil do young children ingest: an epidemiologic study. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 10, 123-137.

Casteel SW et al. 2006 Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like materials using young swine. *Environmental Health Perspectives* 114[8], 1162-1171.

Casteel SW et al. 1997 Bioavailability of lead to juvenile swine dosed with soil from the smuggler mountain NPL site of Aspen, Colorado. *Fundamental and Applied Toxicology* 36, 177-187.

Clausing, P., Brunekreef, B., Van Wijnen, J.H. 1987. A method for estimating soil ingestion by children. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, 59, 73-82.

Davis, S. and Mirick, D.K. 2006. Soil ingestion in children and adults in the same family. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.*, 16, 63-75.

Davis, S., Waller, P., Bushborn, P., Ballou, J., White, P. 1990. Quantitative estimates of soil ingestion in normal children between the ages of 2 and 7 years: population-based estimates using aluminium, silicon, and titanium as soil tracer elements. *Arch. Environ. Health*, 45, 112-122.

- Denys S et al. 2008 Bioaccessibility, solid phase distribution and speciation of Sb in soils and in digestive fluids. *Chemosphere* 74, 711-716.
- Dor, F et al. 2003 Validation of Multimedia models assessing exposure to PAHs - The Solex study. *Risk Anal* 23[5], 1047-1057.
- Rasmussen, P.E. 2004. Can Metal Concentrations in indoor Dust be Predicted from Soil Geochemistry? *Canadian Journal of Analytical Sciences and Spectroscopy*, 49, 166.
- Rasmussen, P.E., Beauchemin, S., Nugent, M., Dugandzic, R., Lanouette, M., Chenier, M. 2008. Influence of matrix composition on the bioaccessibility of copper, zinc, and nickel in urban residential dust and soil. *Human and Ecological Risk Assessment*, 14, 351-371.
- Stanek, E.J., III and Calabrese, E.J. 1995. Daily estimates of soil ingestion in children. *Environ Health Perspect.*, 103, 276-285.
- Stanek, E.J. and Calabrese, E.J. 1995. Soil ingestion estimates for use in site evaluations based on the best tracer method. *Human Ecological Risk Assessment*, 1, 133-156.
- Stanek, E.J., III and Calabrese, E.J. 2000. Daily soil ingestion estimates for children at a Superfund site. *Risk Anal.*, 20, 627-635.
- Stanek, E.J., Calabrese, E.J., Zorn, M. 2001. Soil ingestion distributions for monte carlo risk assessment in children. *Human and Ecological Risk Assessment*, 7, 357-368.
- US EPA, 2002. Children specific exposure factors handbook (Interim report EPA-600-P-00-002B).
- Thompson, K.M. and Burmaster, D.E. 1991. Parametric distributions for soil ingestion by children. *Risk Anal.*, 11, 339-342.
- US EPA, 2006. Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities (EPA520-R-05-006).
- US-EPA, 2007. Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like materials using in vivo and in vitro methods.
- Van Wijnen, J.H., Clausing, P., Brunekreef, B. 1990. Estimated soil ingestion by children. *Environ. Res.*, 51, 147-162.
- Xue, J., Zartarian, V., Moya, J., Freeman, N., Beamer, P., Black, K., Tulve, N., Shalat, S. 2007. A meta-analysis of children's hand-to-mouth frequency data for estimating nondietary ingestion exposure. *Risk Anal*, 27, 411-420.