

# Améliorer les méthodes d'estimation prospective de l'exposition aux polluants des populations autour d'une Installation Classée pour la Protection de l'Environnement

{ R. Bonnard }

En France, les études d'impact réalisées dans le cadre des procédures d'autorisation des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) doivent prendre en compte l'impact sur la santé des populations (loi sur l'Air de 1996 et son article 19, circulaire de la DPPR du 19 juin 2000). La démarche d'évaluation des risques sanitaires (ERS) est la méthode préconisée pour caractériser le risque encouru par une population vivant dans la zone d'influence d'une ICPE. Dans ces études prospectives, l'étape d'évaluation des expositions repose fréquemment, hors situation de pollution avérée, sur une approche de modélisation, car ce sont les risques futurs qui sont évalués. Il est donc important d'acquérir des éléments d'information sur la qualité (précision et justesse) des estimations de l'exposition obtenus par modélisation.

## Methodologies utilisées

En s'appuyant sur l'exemple du plomb, deux approches ont été utilisées pour répondre à ce besoin :

- la première consiste à comparer et analyser, sur un cas type, les résultats fournis par plusieurs chaînes de modélisation allant des émissions à la cheminée à l'estimation du niveau de plombémie, en analysant leurs incertitudes ;
- dans la seconde approche, les niveaux de concentrations et d'exposition mesurés autour d'un site émetteur de plomb ont été comparés aux niveaux modélisés.

## Comparaison et analyse des résultats fournis par plusieurs chaînes de modélisation.

Pour cet exercice, quatre chaînes de modélisation ont été construites. Ces chaînes comportent le même modèle de dispersion atmosphérique ADMS [Atmospheric Dispersion Modelling System, CERC, 2001] et le même modèle de dose interne IEUBK (Integrated Exposure Uptake Biokinetic model for lead in children, US EPA, 1994 a, b), mais se distinguent par leur maillon central, à savoir le modèle multimédia utilisé.

Différents modèles multimédia ont été sélectionnés : la méthode HHRAP (Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities), le modèle INERIS et les versions 2.3 et 4 du logiciel CalTOX.

Des valeurs ponctuelles déterministes et des distributions statistiques pour chacun des paramètres d'entrée des modèles multimédia et de IEUBK ont été définies, afin de pouvoir comparer les résultats déterministes classiquement obtenus dans une ERS avec ceux obtenus lors de la propagation des incertitudes paramétriques. Les calculs probabilistes ont été menés à l'aide du logiciel Crystal Ball [Decisioneering, 2000, 2007].

Afin de pouvoir attribuer aux données d'entrée de IEUBK, les distributions souhaitées, et pouvoir coupler ce modèle avec les modèles multimédia, le modèle IEUBK a été recodé sous Excel.

Pour les paramètres environnementaux, les paramètres d'exposition et les taux d'absorption, les valeurs déterministes et les distributions utilisées ont été définies, en confrontant les données proposées dans différentes sources bibliographiques.

Les coefficients de transfert du plomb dans l'environnement ont fait l'objet d'un travail spécifique, basé sur une analyse approfondie de la littérature scientifique. Pour chaque donnée identifiée, les conditions d'obtention ont été recherchées. Un ensemble de critères de notation a ensuite été établi, afin de définir pour chaque donnée une note représentative de sa qualité intrinsèque et de sa pertinence par rapport aux conditions d'exposition étudiées. Une distribution de probabilité a alors été ajustée à cet ensemble de valeurs notées.

**Comparaison des données modélisées avec les données mesurées sur un site**

Le site de Métal-Blanc, entreprise de seconde fusion de plomb, installé dans le village de Bourg-Fidèle (Ardennes) a été retenu. Ce site est toujours en activité.

Les résultats de mesure disponibles sur ce site ont été collectés et analysés (flux canalisés émis à la cheminée, concentrations de plomb dans l'air, dépôts de plomb au sol, concentrations dans les sols, concentrations dans les végétaux). En outre, une campagne de mesure des dépôts de plomb au sol a été réalisée dans le village pendant deux mois et deux campagnes de mesure de

plomb dans les sols ont été menées, l'une par prélèvement d'échantillons et analyse par spectrométrie d'émission optique, l'autre par mesure *in situ* à l'aide d'un analyseur de terrain à fluorescence X. Les résultats de la campagne de dépistage de plombémie de 2002, rendues anonymes, et les informations recueillies par la DDASS sur les conditions d'exposition de chaque enfant ont aussi été collectées.

Pour cet exercice de confrontation mesures/modèles, deux chaînes de modélisation ont été utilisées : l'une basée sur CalTOX 4 (appelée par la suite modèle A) et permettant de représenter la distribution des concentrations de plomb dans les milieux sur l'ensemble du village et pour l'ensemble des enfants y habitant, l'autre (appelée modèle B) construite à partir du modèle INERIS et donnant la plombémie en un lieu précis, en prenant en compte les conditions d'exposition d'un enfant donné.

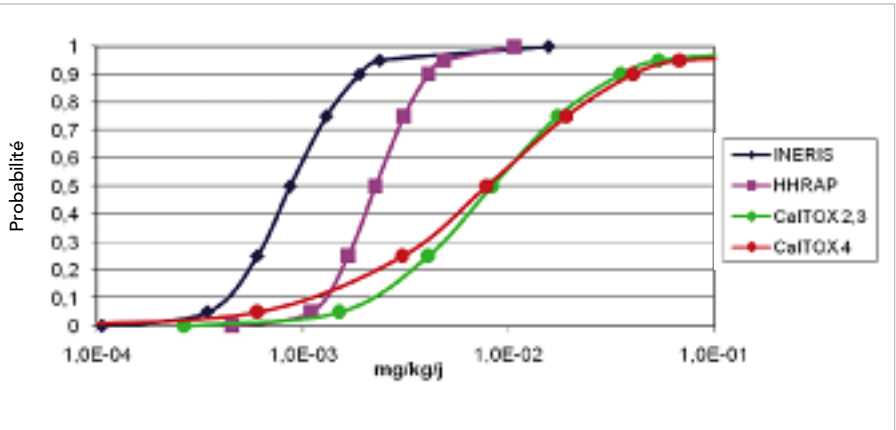
**Résultats et discussion**

**Comparaison des chaînes de modélisation sur le cas type**

Cette étude a apporté les enseignements suivants.

- Les résultats obtenus peuvent être sensiblement différents en valeur absolue (jusqu'à un ordre de grandeur sur la valeur médiane de la dose totale d'exposition), mais surtout le degré de précision des variables de sortie est très différent selon le modèle multimédia utilisé (voir figure 1). L'incertitude paramétrique (variabilité et incertitude « vraie ») des résultats obtenus avec les différentes versions de CalTOX est ainsi beaucoup plus grande que celle entourant les résultats fournis par le modèle INERIS et le modèle HHRAP.

Dans ces conditions, la probabilité de dépasser une valeur limite donnée est très variable selon le modèle multimédia utilisé. Dans certains cas, un travail de définition plus précis des paramètres contribuant le plus à la variance (identifiés par l'analyse de sensibilité) permet de réduire cette incertitude. Pour CalTOX 4, il paraît difficile de réduire cette dernière de manière significative, le paramètre ayant l'impact le plus sensible étant, ici, la vitesse de dépôt des particules au sol. Au-delà des limites de connaissance, ce paramètre varie beaucoup en fonction du diamètre des particules. Or, des résultats avec une



Distribution cumulée de la dose d'exposition externe chez les enfants de 1-3 ans selon les différentes chaînes de modélisation.

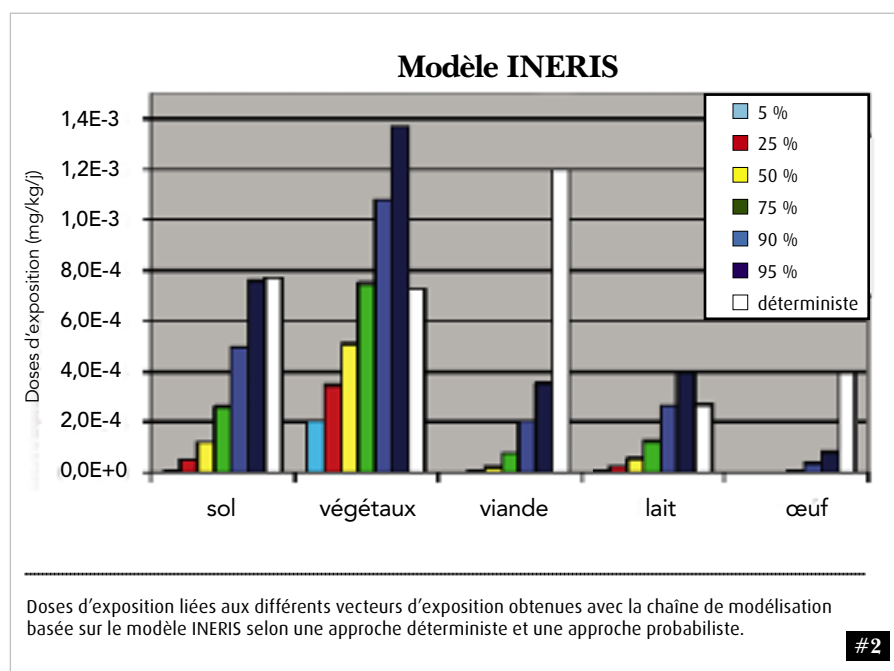
#1

forte incertitude présentent un intérêt limité pour la prise de décision. En l'absence d'autres éléments scientifiques permettant de privilégier un modèle plutôt qu'un autre (reconnaissance des bases scientifiques sur lequel repose le modèle, acquisition d'éléments permettant de juger de la qualité d'approximation du modèle), il est préférable d'utiliser un modèle, qui, renseigné avec des valeurs adaptées au cas à traiter, présente une incertitude paramétrique plus faible.

- Des différences importantes ont également été mises en évidence dans la définition des voies et des milieux environnementaux contribuant le plus à l'exposition en approche probabiliste par rapport à l'approche déterministe (voir figure 2).

Le fait d'utiliser une approche dite « raisonnablement majorante », avec les valeurs maximales relevées pour les coefficients de transfert, crée des distorsions de résultats et des erreurs d'interprétation dans les voies d'exposition prépondérantes. Cette pratique est pourtant habituelle. Elle est classiquement utilisée à l'INERIS dans le cadre des ERS pour les ICPE et des évaluations détaillées des risques (EDR) pour les sols pollués. Elle est aussi appliquée par les bureaux d'études et recommandée lors des tierces-expertises. En l'absence d'un travail de fond sur les valeurs de ces paramètres qui peuvent être très variables et incertains, et d'éléments sur les facteurs pouvant influencer la valeur du paramètre (nature du sol, pH), cette approche vise à éviter de sous-estimer l'exposition et donc le risque. Cette approche volontairement majorante permet de vérifier que la situation étudiée ne présente pas de risque inacceptable, en revanche elle n'est pas adaptée à l'élaboration d'un plan de surveillance des milieux environnementaux autour d'une ICPE ou de mesures de gestion pour un site pollué. Ce dernier repose davantage sur l'appréciation des voies d'exposition et des modes de transfert préférentiels de la pollution. Pour une interprétation correcte des parts relatives des différentes voies et des différents modes de transfert dans l'exposition, il est alors préférable de s'appuyer sur les valeurs de paramètres les plus probables (c'est-à-dire sur les valeurs modales). En fonction de l'objectif recherché, faute d'utiliser une approche probabiliste, plusieurs estimations ponctuelles peuvent être nécessaires.

- Par ailleurs, il est apparu que si les estimations déterministes obtenues pour les niveaux d'exposition correspondent souvent à des *percentiles* élevés des distributions de la variable de sortie obtenue avec l'approche probabiliste, dans certains cas, l'estimation déterministe peut correspondre à un *percentile* sensiblement plus faible. En effet, même si certains, voire de nombreux paramètres utilisés pour la modélisation sont affectés d'une valeur majorante, il suffit qu'un paramètre ayant un effet particulièrement sensible sur la variable de sortie soit défini par une valeur ponctuelle décalée vers la gauche de sa distribution, pour que le résultat déterministe se trouve lui aussi décalé vers la gauche de la courbe de distribution obtenue par calcul probabiliste et qu'il ne puisse plus être considéré comme protecteur. Sans connaissance des paramètres les plus sensibles, la réalisation de calculs en mode déterministe selon l'approche actuelle consiste à utiliser des valeurs majorantes pour certains paramètres et des valeurs plus « réalistes » pour d'autres. Le degré de prudence ou le « caractère protecteur » affectant les résultats ainsi obtenus est en fait inconnu et variable d'une étude à une autre, ce qui entraîne une hétérogénéité et un manque de comparabilité entre ces études. Pour y remédier, il faut connaître la sensibilité du modèle aux différents paramètres, pour



**RÉFÉRENCES**

Bonnard R., 2006. Common errors in the use of the CalTOX model to assess the human health risks linked to industrial emissions of pollutants, *Human and Ecological Risk Assessment*, Vol. 12, n°5.

Bonnard R., 2003. Origines des différences de résultats fournis par un modèle multimédia simple et le modèle CALTOX : cas de l'estimation des risques par ingestion liés aux émissions de dioxines des grandes installations de combustion, *Environnement, Risques & Santé*, Vol. 2, n°5.

Bonnard R., McKone T.E. Integration of the Predictions of Two Models with Dose Measurements in a Case Study of Children Exposed to the Emissions from a Lead Smelter, *Human and Ecological Risk Assessment* (accepté).

Bonnard R., Bour O. Comparison of lead concentration in surface soil by Induced Coupled Plasma/Optical Emission Spectrometry and X-Ray Fluorescence, CONSOIL 2008, ITALY.

Bonnard R., 2008. Améliorer les méthodes d'estimation prospective de l'exposition aux polluants des populations autour d'une Installation Classée pour la Protection de l'Environnement, BCRD03-DRC06, Autorisation de programme 2003, N° DRC-08-57041-14967A, INERIS, Verneuil-en-Halatte.

focaliser l'effort de définition des valeurs sur les paramètres sensibles et attribuer à ceux-ci des valeurs adaptées en fonction de l'objectif recherché (résultat majorant et protecteur ou le plus réaliste possible). La difficulté réside alors dans l'identification de ces paramètres sensibles qui peuvent varier selon les scénarios et les substances traitées. La réalisation d'analyses de sensibilité à partir d'une série de cas peut être une solution pour constituer des listes de référence de paramètres sensibles en fonction du type de scénario et du comportement des substances (polluants volatils, semi-volatils, persistant, lipophiles...) et ainsi favoriser la réalisation d'évaluations de risques déterministes plus cohérentes et informatives sur le degré de prudence associé à l'estimation.

**Comparaison des données modélisées avec les données mesurées sur un site**

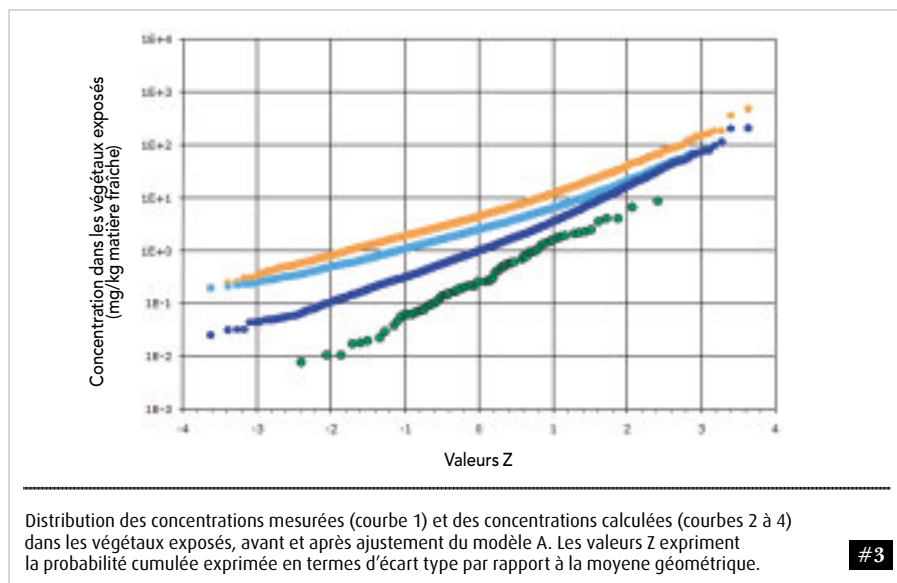
La comparaison des données de mesure dans l'air et des dépôts au sol avec les valeurs modélisées par ADMS a d'abord montré le rôle important joué par les émissions diffuses dans la contamination.

Faute de mesure pour caractériser cette source diffuse et l'utiliser comme terme source dans ADMS, pour la suite du travail de comparaison, un modèle de régression a été élaboré pour estimer le dépôt total mensuel de plomb au sol en un point, en fonction de la fréquence du vent soufflant de l'usine vers ce point, de la distance des bâtiments de l'usine à ce point et de la quan-

tité mensuelle de plomb émis aux cheminées. Les ratios des concentrations médianes calculées avec le modèle intégré A (basé sur CalTOX) sur les concentrations médianes mesurées dans l'air, le sol racinaire, les végétaux protégés des retombées atmosphériques et le sang des enfants sont compris entre 0,5 et 1,8. Pour les végétaux exposés, la comparaison des distributions des concentrations modélisées avec celles mesurées montrent en revanche une surestimation systématique des concentrations dans ces matrices (voir figure 3), entraînant également une surestimation des derniers percentiles de la distribution de plombémie, l'ingestion de végétaux exposés étant alors la voie d'exposition prépondérante. Une analyse de sensibilité sur la concentration des végétaux exposés a permis de mettre en évidence un paramètre de CalTOX (la masse volumique des feuilles des végétaux) dont la valeur n'était pas cohérente avec les données du site et d'améliorer l'accord des résultats de mesure avec ceux de la modélisation. Néanmoins, pour ce cas d'étude, il apparaît que les concentrations estimées dans les végétaux exposés restent supérieures à celles mesurées.

Le fait que le lavage des végétaux avant analyse ne soit pas pris en compte par le modèle peut expliquer cette surestimation. Malheureusement, peu de données permettent de quantifier l'impact du lavage des végétaux. Mais un calcul consistant à diviser arbitrairement les contributions du dépôt atmosphérique et du sol montre que sa prise en compte contribuerait à rapprocher la partie inférieure de la distribution des concentrations modélisées dans les végétaux exposés et celle des concentrations mesurées.

Le modèle B (basé sur le modèle INERIS) tend également à surestimer les concentrations dans les végétaux. Les rapports des concentrations mesurées sur les concentrations médianes modélisées sont dans 90 % des cas compris entre 0,1 et 10 et la moyenne géométrique de ces rapports est égale à 0,5. Là aussi, l'absence de prise en compte du lavage des végétaux avant analyse pourrait être un élément explicatif de cette surestimation. Le modèle B, qui permet d'estimer les plombémies en un lieu pour un type d'enfant présentant des caractéristiques d'exposition données, à partir des concentrations de plomb dans le sol en ce lieu n'a



#3

pu être testé que sur un sous-ensemble limité d'enfants, faute d'avoir l'information sur le lieu de résidence de chaque enfant. En croisant plusieurs éléments d'informations, il a été possible de faire des hypothèses de localisation pour 9 enfants, présentant des conditions d'exposition contrastées. Pour 8 de ces enfants, la plombémie mesurée est comprise dans l'intervalle de variation à 90% modélisé et le rapport de la plombémie mesurée sur la plombémie médiane modélisée est compris entre 0,7 et 1,7. Pour le dernier enfant, la sous-estimation de la plombémie par le modèle pourrait s'expliquer par le fait que cet enfant vit dans une habitation construite avant l'interdiction des peintures au plomb et la présence de peintures abimées dans le logement, ce type d'exposition n'ayant pas été pris en compte dans le modèle. Le modèle A et le modèle B répondent à des objectifs différents. Le premier permet de caractériser les distributions des concentrations de plomb dans les milieux et la distribution des expositions à une échelle locale. Le second cherche à estimer les concentrations en des lieux précis, pour des scénarios d'exposition spécifiques. Il permet ainsi d'apporter des éléments de réponse à des questions souvent formulées pour la réhabilitation de sols pollués, comme « dans quelles zones ou à partir de quelles distances, la consommation

de légumes autoproduits peut-elle poser un problème sanitaire ? »

Mais, les deux modèles fournissent bien des résultats concordants, puisque d'après le modèle A, les plombémies les plus élevées sont liées à l'ingestion de fruits et légumes autoproduits sur Bourg-Fidèle, tandis que le modèle B montre que les gros consommateurs de fruits et légumes sont parmi ceux ayant les plombémies les plus élevées. Il convient toutefois de remarquer que le modèle B, par sa capacité à distinguer différentes conditions d'exposition à une échelle locale, permet d'obtenir des résultats avec une variance plus faible que le modèle A. Ce point constitue une caractéristique importante pour discriminer les situations requérant des mesures de gestion, de celles où elles sont inutiles, en particulier dans un contexte où le critère sanitaire, retenu comme seuil d'intervention, est relativement faible.

Bien qu'il soit nécessaire de tester le modèle B sur un nombre de cas plus important pour conclure sur ses performances, cette confrontation mesure/modèle nous a permis d'améliorer notre connaissance de ces modèles. Enfin, le travail de comparaison des chaînes de modélisation et celui de comparaison avec les mesures a permis d'identifier la modélisation de la contamination des végétaux comme un axe d'étude prioritaire.

## ABSTRACT

Models' predictions for human exposure to lead emissions of facilities were assessed through: 1) comparing the results given by several models (from stacks' emissions to human blood concentrations) ; 2) comparing predicted concentrations to observed ones. 1) The results obtained depend on the models used. Calculations made with a deterministic approach can also be completely different from those obtained with the probabilistic approach. With a «reasonably conservative» approach, the level of conservatism is unknown and variable from a study to another one. According to the objective of the risk assessment study carried out (to check the absence of unacceptable risks, to achieve a surveillance program for example), if a probabilistic approach is not conducted, several point estimations can be required. 2) Two models were used for the comparison of the predicted concentrations with measurements. The first one (A) provides the distribution of the media-specific lead concentrations (air, soil, fruit, vegetables and blood) in the whole area investigated, whereas the second (B) estimates the concentration of exposure of individuals living in the study area. Model A tended to overestimate the exposure due to exposed vegetables in the case study. Model B was tested for 9 children with contrasting exposure conditions. It managed to capture the blood levels for 8 of them. The interest of model B is to provide outputs with lower variance than model A, but further tests are necessary to conclude about its accuracy.

## RÉFÉRENCES

- CERC (Cambridge Environmental Research Consultants), ADMS 3. User Guide. Sept 2001.
- Decisonering, Crystal Ball 2000, Standard edition.
- Decisonering, Crystal Ball 7.2, Professional Edition, 2005.
- INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), Bonnard R., Le logiciel de calcul CalTOX 4.0, DRC-07-86835-16788A, 2007.
- LBNL (Lawrence Berkeley National Laboratory), CalTOX, A multimedia total exposure model spreadsheet user'guide, McKone, Enoch, 2002.
- McKone T., Bennett D. Chemical-specific representation of air-soil exchange and soil penetration in regional multimedia models, *Environmental Science and Technology*, vol. 37, 2003.
- University of California, CALTOX, a multimedia total exposure model for hazardous-waste sites: The Department of Toxic Substances control (DTSC), 1993.
- University of California, CALTOX version 2.3, Description of modifications and revisions. Berkeley: The Department of Toxic Substances control (DTSC), 1997.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), Office of Solid Waste and Emergency Response, Guidance manual for the IEUBK model for lead in children, report PB93-963510, 1994 a.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), Office of Solid Waste and Emergency Response, Technical support document: Parameters and equations used in the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children (v0.99d), report pB94-963505, 1994 b.
- US EPA (US Environmental Protection Agency), Office of Solid Waste, Human Health Risk Assessment Protocol for hazardous waste combustion facilities (HHRAP), report EPA/530/R-05-006, 2005.