Facteurs de variation en évaluation des risques pour la santé liés aux sites et sols pollués

Roseline Bonnard

▶ **To cite this version:**

Roseline Bonnard. Facteurs de variation en évaluation des risques pour la santé liés aux sites et sols pollués. Environnement, Ingénierie & Développement, 1997, N°8 - 4ème Trimestre 1997, pp.23-30. 10.4267/dechets-sciences-techniques.823 . ineris-00961846v2

HAL Id: ineris-00961846

https://ineris.hal.science/ineris-00961846v2

Submitted on 6 May 2021

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.

FACTEURS DE VARIATION EN ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ LIÉS AUX SITES ET SOLS POLLUÉS

Roseline Bonnard*
Inéris

L'évaluation quantitative des risques est une méthode définie et structurée d'analyses des risques. Pourtant de nombreux facteurs intervenant dans le calcul peuvent modifier le résultat.
En effet, l'évaluation des risques chroniques pour la santé humaine intègre de nombreuses sources d'incertitude et de variabilité : les phénomènes pris en compte sont mal connus (relations doses-effets des xénobiotiques, bioconcentration dans la chaîne alimentaire, biodégradation…), les données sont incertaines (mesures des teneurs dans les milieux, quantité de sol ingérée…) et entachées d'une plus ou moins grande variabilité (caractéristiques physiologiques et mode de vie des individus).
Quelques exemples présentés dans cet article sur le risque pour la santé lié aux sols pollués sont l'occasion de comparer les doses journalières d'exposition et les concentrations seuils admissibles dans les sols. Trois approches différentes (une française, une néerlandaise et une californienne) ont été utilisées parmi les nombreuses possibilités existantes. L'utilisation de références toxicologiques, de modèles et dans une moindre mesure de données différentes conduit à l'obtention de résultats qui peuvent ne plus être du même ordre de grandeur.
Dans le contexte incertain et variable de cette discipline, l'évaluateur de risques est toujours contraint de réaliser des choix. Mais ces choix doivent être décrits et le maximum d'éléments possibles doit être donné pour les expliquer, si ce n'est les justifier.

Quantitative risk assessment is a definite and structured method of analysis. Although, many factors playing a part in the calculation can affect the results.
There are a lot of sources of incertitudes and variabilities in chronic risk assessment for human health. Modelled phenomena are hardly known (doses-responses relationships, bioconcentration in the food chain, biodegradation…), data are incertain (measures of concentrations in media, ingestion of soil…), and more or less variable (physiological features, individual's lifestyle).
In this paper, some examples on the calculation of risk due to polluted soils and acceptable soil pollution levels are given. Many ways of calculating are possible. We chose three differents ways (a french one, a dutch one and a californian one). Using differents toxicological data, models and at a least level parameters can give results varying of several orders of magnitude.
In this incertain and variable environment, the risk assessor has to choose options. These choices need to be described, explained and if possible justified.

INTRODUCTION

La succession des différentes crises (sang contaminé, amiante…) montre que notre société accepte de moins en moins les risques auxquels chaque individu peut être exposé quotidiennement de façon involontaire. Les risques environnementaux sont multiples et sont liés à des expositions à faibles doses. Ils sont donc difficiles à appréhender. Pourtant le décideur doit arbitrer entre les impératifs économiques et les préoccupations sanitaires. Il doit effectuer des choix éclairés par l'analyse la plus objective possible. Au-delà du simple jugement d'expert, l'évaluation des risques pour la santé apparaît comme le seul outil permettant une gestion des risques intelligente car il s'agit avant tout d'une démarche structurée et transparente.

D'une manière générale, la démarche d'évaluation des risques pour la santé consiste à effectuer une estimation de la survenue d'effets néfastes pour la santé en tenant compte d'un ensemble d'éléments concernant les substances rencontrées et leur toxicité d'une part, et l'exposition des populations à ces substances d'autre part.
Classiquement, elle est décrite en quatre étapes[7] :
– l'identification du potentiel dangereux ou identification des dangers (hazard identification des anglo-saxons). C'est l'identification des effets indésirables qu'une substance est intrinsèquement capable de provoquer ;
– l'évaluation du rapport dose (concentration) - réponse (effets), c'est-à-dire l'estimation de la relation entre la dose, ou le niveau d'exposition à une substance, et l'incidence et

la gravité de cet effet ;
– l'évaluation de l'exposition qui consiste à déterminer le devenir du polluant (transfert et dégradation) afin d'évaluer les concentrations/doses auxquelles les populations humaines sont exposées ou susceptibles de l'être ;
– la caractérisation des risques, c'est-à-dire l'estimation de l'incidence et de la gravité des effets indésirables susceptibles de se produire dans une population humaine en raison de l'exposition, réelle ou prévisible, à une substance. La caractérisation (peut) comprend (re) « l'estimation du risque », c'est-à-dire la quantification de cette probabilité.
Pourtant l'application de cette méthode n'est pas exempte de difficultés.
Dans le domaine de la gestion des sites et sols pollués, plusieurs pays ont utilisé l'évaluation des risques pour la santé pour définir des valeurs seuils admissibles dans les sols. Ces valeurs sont parfois très différentes. Ceci montre que la façon de définir et de calculer le risque n'est pas univoque. Pour le ministère de l'Environnement, des travaux ont été réalisés pour définir des valeurs seuils (Valeurs de Constat d'Impact : VCI) de polluants dans les sols basées sur des critères de santé publique. En s'appuyant sur ces travaux, cet article montrera quels sont les principaux facteurs de variation qui peuvent modifier les résultats d'une évaluation de risques.
La méthode d'élaboration de valeurs-seuils pour des sols à partir d'une démarche d'évaluation de risques sera exposée. Les résultats obtenus à partir de trois approches différentes seront ensuite présentés avec les éléments expliquant les fortes variations observées.

MÉTHODE D'ÉLABORATION DE VALEURS-SEUILS

La définition de ces valeurs-seuils suit le processus suivant :
1. Définition d'une dose journalière admissible (DJA) de polluant.
Cette dose correspond à une quantité de polluant pouvant être absorbée par un individu de façon journalière pendant plusieurs années sans provoquer de risque jugé inacceptable pour la santé. Elle s'exprime en milligrammes de polluant absorbé par kilogramme de poids corporel et par jour (mg/kg/j). Elle est définie à partir de l'évaluation de la relation doses-effets.
En toxicologie on distingue les substances pour lesquelles une dose minimale est nécessaire pour créer un effet, de celles pour lesquelles il ne semble pas y avoir de dose sans effet. Pour les premières, la dose journalière admissible est calculée à partir de seuils expérimentaux auxquels on applique différents facteurs de sécurité pour tenir compte notamment de la variabilité de sensibilité entre individus et entre différentes espèces (extrapolation de l'animal à l'homme). Dans ce cas, l'Usepa (U.S. Environmental Protection Agency) parle de Reference Dose (RfD), le RIVM (Institut Néerlandais de la santé publique et de l'environnement) de Tolerable Daily Intake (TDI). En la comparant à la dose journalière d'exposition (DJE), on peut alors définir un indice de risque (IR) ou Hazard Ratio (HR) qui s'exprime sous la forme suivante :

$$IR = \frac{DJE}{DJA}$$

Pour les secondes telles que, par exemple, les substances génotoxiques, un niveau d'excès de risque individuel (ERI) acceptable est choisi. Les valeurs d'ERI utilisées par les différents pays sont généralement comprises entre 10^{-6} et 10^{-4}. Dans le cas d'une substance cancérigène présente sur un site, le choix d'un ERI de 10^{-4} signifie que l'on admet un cas de cancer supplémentaire pour 10 000 personnes exposées sur ce site. La dose journalière admissible est alors calculée en divisant l'excès de risque individuel par la pente de la courbe de la relation doses-effets. Cette pente correspond à l'excès de risque par unité de dose (ERU), encore appelé SF : Slope Factor dans la terminologie de l'Usepa. Elle représente l'accroissement de risque par unité de dose.

$$DJA = \frac{ERI}{ERU}$$

2. Évaluation de l'exposition et calcul de la dose journalière d'exposition. Ce calcul est effectué à partir d'un modèle d'exposition.
3. Comparaison de la dose journalière admissible (DJA) et de la dose journalière d'exposition (DJE) et calcul itératif visant à définir la concentration maximale dans le sol telle que la DJE reste inférieure à la DJA.
4. Discussion et mise en perspective de la valeur seuil calculée par rapport aux limites analytiques, à la stratégie d'échantillonnage… Cette dernière étape, bien que déterminante dans la définition finale de la valeur seuil, ne sera pas considérée dans cette étude de comparaison.

MODÈLES D'EXPOSITION

L'exposition à une substance polluante présente dans le sol dépend de sa concentration et de son comportement physico-chimique dans le sol, ainsi que des modes et des niveaux d'exposition des individus avec ce polluant, décrits et définis dans des scénarios correspondant à l'usage du site.
L'estimation quantitative fait appel à des modèles multimédia d'exposition, car l'évaluation de l'exposition des populations aux polluants issus du sol n'est pas accessible à la mesure (sauf pour quelques aspects et pour quelques substances pour lesquelles il existe des marqueurs biologiques utilisables). Le terme « multimédia » indique que ces modèles prennent en compte à partir de la source de pollution située dans le sol, la contamination des différents milieux ou compartiments auxquels l'individu est exposé (air, eau, sol, aliments) et les différentes voies par lesquelles passe l'exposition (inhalation, ingestion et contact cutané).
L'évaluation de l'exposition humaine aux polluants d'un sol consiste donc à évaluer la contamination des différents compartiments environnementaux due à la pollution considérée, puis la possibilité d'absorption ou la quantité de polluant absorbée par l'organisme à partir de l'usage du sol (résidentiel, industriel, récréationnel…), des habitudes de vie et

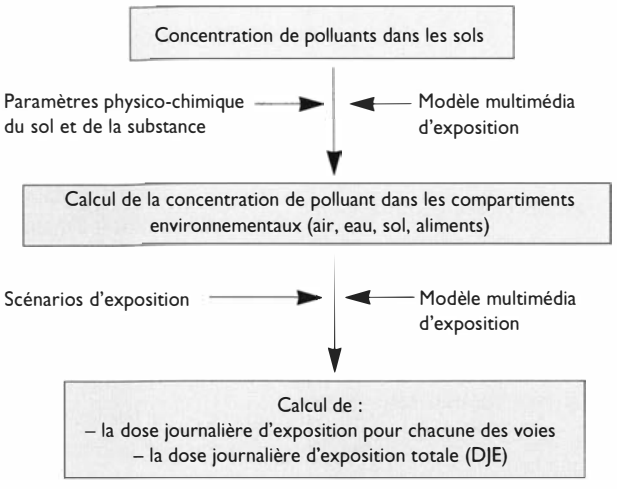

Figure 1 : Les principales étapes d'un modèle d'exposition

des caractéristiques physiologiques humaines.
Ce travail de comparaison a été fait à partir de trois modèles multimédia d'exposition.

Hesp® version 2.1. (Human Exposure to Soil Pollutants)[9]

Il s'agit d'un logiciel néerlandais développé et édité par la compagnie Shell International Petroleum. Le modèle mis au point avec le RIVM est très semblable au modèle C-Soil ayant servi à l'élaboration des valeurs d'intervention néerlandaises pour les sols pollués[8].

Hesp modifié

Modèle précédent réécrit par l'Inéris sous format Excel et comportant différentes modifications concernant :
– la valeur des paramètres physico-chimiques du sol et des substances polluantes,
– la valeur des paramètres d'exposition,
– les équations de modélisation.
La mesure des caractéristiques physico-chimiques des substances polluantes est parfois difficile, d'où la coexistence dans la littérature scientifique de valeurs différentes. L'étude de ces données a parfois conduit à définir des valeurs différentes de ces paramètres par rapport au modèle initial. Quant aux paramètres du sol et aux paramètres d'exposition, ils sont spécifiques aux cas étudiés. On a cherché à les adapter au cas français. Enfin tout en gardant la trame du modèle Hesp®, certaines équations ont été modifiées pour tenir compte de phénomènes complémentaires (par exemple dans le module d'émission de polluant dans l'air, prise en compte d'une source finie de polluant et non pas d'une source infinie comme sous Hesp®).

Caltox version 2.2[6]

Il s'agit d'un modèle américain développé par l'agence californienne de l'Epa (Cal-Epa). Ce modèle est construit autour d'un module de transfert et de transformation du polluant dans le sol basé sur le principe de fugacité[1] de niveau IV[2] et d'un module de calcul de l'exposition proprement dit.

CONDITIONS DE COMPARAISON

Les comparaisons présentées ci-dessous ne sont données qu'à titre d'exemple. Ce travail ne prétend pas balayer l'ensemble des facteurs de variation pouvant influer sur les résultats d'une évaluation de risques. Il met cependant en relief les principales catégories d'éléments explicatifs.
Les doses journalières d'exposition résultant d'une concentration de polluant dans le sol ont été calculées pour un type de scénario d'exposition particulier. Les valeurs seuils de polluant admissibles dans le sol en fonction de la référence toxicologique adoptée (choix de la dose journalière admissible) sont également présentées.
Les modèles présentés ci-dessus étant très différents, ils ont été comparés deux à deux afin de mieux mettre en évidence les différences et leurs causes.
Les comparaisons ont été faites à partir de plusieurs cas faisant intervenir :
• deux polluants du groupe des hydrocarbures aromatiques polycycliques :
– le benzo (a) pyrène (BaP) : substance cancérigène et peu mobile,
– le naphtalène : substance non cancérigène et faisant partie des molécules semi-volatiles,
• deux scénarios de type résidentiel
– l'un avec potager et consommation de légumes et de fruits autoproduits,
– l'autre sans potager.
• un niveau de concentration. La concentration de comparaison correspond à la valeur de constat d'impact (VCI) dans les sols définie pour le ministère de l'Environnement dans la phase d'évaluation simplifiée des risques[3].

RÉSULTATS

Chaque tableau de comparaison se rapporte au cas d'une substance, d'un scénario traité pour un niveau de concentration. Chaque ligne du tableau correspond aux calculs effectués à partir d'un modèle et de l'utilisation d'un type de donnée toxicologique (données de l'Usepa ou du RIVM).

La première colonne des tableaux de comparaison présente le modèle et les données toxicologiques prises comme référence. La deuxième colonne indique la dose journalière d'exposition résultant de la concentration de polluant considérée dans le sol en fonction du modèle. La troisième colonne présente l'excès de risque individuel ou l'indice de risque correspondant à la dose journalière d'exposition en fonction des données toxicologiques prises comme référence. La quatrième colonne indique les principales causes expliquant la variation des résultats d'une ligne à l'autre. La cinquième colonne donne la valeur seuil de polluant admissible dans le sol en fonction du modèle et des données toxicologiques utilisées.

Comparaison du modèle Hesp® version 2.1. et Hesp modifié

Dans ces deux modèles, la dose journalière d'exposition est calculée en prenant en compte une moyenne pondérée calculée à partir de la dose journalière reçue par un adulte et celle reçue par un enfant. Hesp® permet le calcul de la dose d'exposition pour ces deux cibles d'une manière standard.

La première ligne de calcul correspond à la méthode employée pour la définition des valeurs de constat d'impact françaises, la dernière ligne du tableau au mode de calcul utilisé par le RIVM pour prendre en compte le risque pour la santé humaine lié aux sols pollués dans la définition des valeurs d'intervention[8].

Exemple 1

Ce premier exemple porte sur le benzo (a) pyrène étudié dans un scénario résidentiel avec une concentration de 0,75 mg/kg de sol sec. Les résultats des simulations sont présentés dans le tableau 1.

Les deux premières lignes du tableau 1 comparent les résultats obtenus avec le modèle Hesp modifié et la version 2.1 du modèle en utilisant un excès de risque individuel (ERI) de 10^{-4} et l'excès de risque unitaire (ERU) défini par l'Usepa pour le benzo (a) pyrène, ce qui conduit à la définition d'une dose journalière admissible (DJA) de $1{,}4.10^{-5}$ mg/kg/j.

La deuxième et troisième ligne reposent sur l'utilisation du même modèle, du même scénario, des mêmes paramètres sauf pour la durée d'exposition (30 ans pour la deuxième ligne, 70 ans pour la troisième). Par ailleurs, la valeur seuil dans le sol calculée à la troisième ligne s'appuie sur l'utilisation de la dose journalière admissible définie par le RIVM.

Entre les deux premières lignes les résultats diffèrent d'un facteur 3. La dose journalière d'exposition est trois fois plus faible dans la version 2.1. et la concentration admissible dans les sols trois fois plus forte. Dans la version 2.1., la dose ingérée par voie alimentaire est plus faible car la valeur du paramètre représentant les quantités de fruits et légumes autoproduits et consommés est plus faible que dans la version modifiée. La définition de ce paramètre s'appuie dans la version modifiée sur une étude de l'Insee concernant l'alimentation des Français[3].

Dans la troisième ligne, la dose journalière admissible (DJA) définie et utilisée par les Néerlandais pour le benzo (a) pyrène a été prise en compte à la place de la DJA utilisée pour le calcul des valeurs de constat d'impact françaises. Ces valeurs représentent toutes deux des doses limites ayant pour but de protéger la santé humaine vis-à-vis d'une exposition chronique au benzo (a) pyrène. Pourtant, du fait qu'elles sont définies de manière différente, elles conduisent au calcul de valeurs seuils dans le sol variant d'un facteur 500.

Tableau 1 : Substance : Benzo (a) pyrène - Scénario résidentiel avec potager - Concentration : 0,75 mg de BaP par kg de sol sec

Modèle - Scénario références toxicologiques	DJE mg/kg/j	ERI correspondant à la DJE	Principales causes de la variation des résultats observés	Concentration seuil (ppm)
Hesp modifié ERI = 10^{-4} ERU = 7,3 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Usepa)	$1{,}4.10^{-5}$	10^{-4}		0,75
Hesp® version 2.1 ERI = 10^{-4} ERU = 7,3 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Usepa)	$4{,}5.10^{-6}$	$3{,}3.10^{-5}$	Consommation de légumes autoproduits de 5 à 6 fois plus faibles	2,3
Hesp® version 2.1 DJA = 0,002 mg/kg/j (néerlandaise)	2,2.10-5		DJA beaucoup plus élevée	1 100

Tableau 2 : Substance : Benzo (a) pyrène - Scénario résidentiel sans potager - Concentration : 11 mg de BaP par kg de sol sec

Modèle - Scénario références toxicologiques	DJE mg/kg/j	ERI correspondant à la DJE	Causes de la variation des résultats observés	Concentration seuil (ppm)
Modèle Hesp modifié ERI = 10^{-4} ERU = 7,3 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Usepa)	$1{,}4.10^{-5}$	10^{-4}		11
Hesp® version 2.1 ERI = 10^{-4} ERU = 7,3 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Usepa)	$1{,}3.10^{-5}$	10^{-4}		11
Hesp® version 2.1 TDI = 0,002 mg/kg/j (néerlandaise)	$2{,}2.10^{-5}$		DJA beaucoup plus élevée	1 200

Exemple 2

Cet exemple correspond au cas du benzo (a) pyrène, avec un scénario résidentiel sans potager et une concentration dans le sol de 11 mg/kg sec. Les résultats des simulations sont reportés dans le tableau 2.

Le tableau 2 montre pour un scénario résidentiel sans potager l'effet comparable que provoque l'utilisation de la DJA néerlandaise sur la définition de la valeur seuil de benzo (a) pyrène dans le sol.

Exemple 3

Le troisième exemple présente le cas du naphtalène étudié dans un scénario résidentiel avec potager et une concentration dans le sol de 23 mg/kg sec. Les résultats des simulations sont reportés dans le tableau 3.

Les résultats de la première et de la deuxième ligne du tableau 3 diffèrent d'un facteur 16. L'ingestion de fruits et légumes contaminés constitue la voie d'exposition la plus importante dans les deux cas. Elle représente 70 % de l'exposition totale dans la version modifiée et 80 % dans la version 2.1. Mais dans la version 2.1., les quantités de fruits et légumes autoproduits et consommés sont 5 à 6 fois inférieures à celles utilisées dans la version modifiée. Par ailleurs, dans la version 2.1., la concentration de polluant dans les végétaux est 2,5 fois inférieure à celle calculée dans la version modifiée. Dans les deux cas, le calcul de la concentration de polluant dans les végétaux repose sur l'utilisation de la même équation[1, 2]. La différence de concentration est liée à la définition d'une teneur en carbone organique dans la couche cultivable du sol différente. Elle est de 3 % dans la première ligne du tableau contre 5,8 % dans la deuxième (valeur proposée par le RIVM pour le calcul des valeurs d'intervention néerlandaises[8]).

Entre la deuxième et troisième ligne du tableau, la différence de résultats est liée à l'utilisation d'une dose journalière admissible et d'une durée d'exposition différentes. L'utilisation d'une DJA plus élevée à la troisième ligne permet le calcul d'une concentration seuil dans le sol plus élevée. L'utilisation d'une durée d'exposition de 70 ans pondérant 6 ans d'exposition de type enfant pour 64 années d'exposition de type adulte (au lieu de 6 années d'exposition de type enfant pour 24 années d'exposition de type adulte dans la deuxième ligne) permet également le calcul d'une concentration seuil dans le sol plus élevée, car la dose d'exposition calculée pour un enfant rapportée à son poids corporel, est toujours plus élevée que celle d'un adulte.

Exemple 4

Le quatrième exemple correspond au cas du naphtalène pour un scénario résidentiel sans potager et une concentration dans le sol de 230 mg/kg sec. Les résultats des simulations sont reportés dans le tableau 4.

Dans le tableau 4, la différence entre les lignes 1 et 2 est liée au calcul de l'émission de polluant dans l'air à partir du sol. Trois facteurs expliquent cette différence :

– le module de calcul utilisé.

Dans la version modifiée, on suppose l'existence d'une source finie de polluant dans le sol correspondant à la couche de terrain comprise entre 0 et 3 mètres de profondeur. Le calcul de l'émission s'appuie sur les équations développées par Thibodeaux[5].

Dans la version 2.1, on considère une source de pollution infinie située à 1,25 mètres de profondeur.

– la valeur de la teneur en carbone organique utilisée : 0,2 % dans la première ligne contre 5,8 % dans les lignes 2 et 3. Quand la teneur en carbone organique augmente, la mobilité du polluant tend à diminuer, d'où une diminution du flux de polluant émis dans l'air atmosphérique.

– la pression de vapeur saturante : 14 Pa dans la version modifiée contre 2,27 Pa dans la version 2.1.

C'est pour l'essentiel le mode de modélisation et la teneur en carbone organique caractérisant les couches de sol polluées qui sont la cause de teneurs en polluant dans l'air plus fortes dans la première ligne que dans la deuxième.

Les différences de résultats entre les lignes 2 et 3 sont liées aux mêmes causes que celles décrites précédemment pour le tableau 3. La durée d'exposition et la dose journalière admissible employées sont chacune responsables pour moitié de la différence observée.

Tableau 3 : Substance : Naphtalène - Scénario résidentiel avec potager - Concentration : 23 mg de naphtalène par kg de sol sec

Modèle - Scénario références toxicologiques	DJE mg/kg/j	ERI correspondant à la DJE	Causes de la variation des résultats observés	Concentration seuil (ppm)
Modèle Hesp modifié RfD = 0,04 mg/kg/j (Usepa)	$4,0.10^{-2}$	1		23
Hesp® version 2.1 RfD = 0,04 mg/kg/j (USEPA)	$2,3.10^{-3}$	0,06	Consommation de légumes autoproduits de 5 à 6 fois plus faibles. Concentration de polluant dans les fruits et légumes 2,5 fois plus faible	400
Hesp® version 2.1 TDI = 0,05 mg/kg/j (néerlandaise)	$1,6.10^{-3}$		DJA plus élevée Exposition sur 70 ans au lieu de 30 ans	590

Tableau 4 : Substance : Naphtalène - Scénario résidentiel sans potager - Concentration : 230 mg de naphtalène par kg de sol sec

Modèle - Scénario références toxicologiques	DJE mg/kg/j	ERI correspondant à la DJE	Causes de la variation des résultats observés	Concentration seuil (ppm)
Modèle Hesp modifié RfD = 0,04 mg/kg/j (Usepa)	$4,0.10^{-2}$	1		230
Hesp® version 2.1 RfD = 0,04 mg/kg/j (Usepa)	$5,0.10^{-3}$	0,125	Concentration dans l'air extérieur 55 fois inférieure et dans l'air intérieur 30 fois inférieure	3100
Hesp® version 2.1 TDI = 0,05 mg/kg/j (néerlandaise)	$2,3.10^{-3}$	0,06	DJA plus élevée Exposition sur 70 ans au lieu de 30 ans	16 000

Comparaison du modèle Hesp modifié et de Caltox

Dans les exemples présentés ci-dessous, la dose journalière d'exposition est calculée uniquement à partir d'une exposition de type adulte. En effet, Caltox ne propose dans sa forme actuelle que les paramètres d'exposition propres à un adulte et à un nourrisson non sevré. Les comparaisons ont néanmoins été effectuées pour les mêmes niveaux de concentration que ceux employés précédemment. Les concentrations seuils définies à l'aide du modèle Hesp modifié sont supérieures à celles définies dans les précédents tableaux car pour se placer dans de meilleures conditions de comparaison entre Caltox et Hesp modifié, seule la dose journalière d'exposition de l'adulte a été prise en compte.

Tableau 5 : Substance : Benzo (a) pyrène- Scénario résidentiel avec potager - Concentration : 0,75 mg de BaP par kg de sol sec

Modèle - Scénario références toxicologiques	DJE mg/kg/j	ERI correspondant à la DJE	Causes de la variation des résultats observés	Concentration seuil (ppm)
Modèle Hesp modifié ERI = 10^{-4} ERU = 7,3 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Usepa)	$9,6.10^{-6}$	$7,0.10^{-5}$		1,1
Modèle Caltox avec les paramètres physico-chimiques et les paramètres d'exposition de Hesp modifié ERI = 10^{-4} ERU = 7,3 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Usepa)	$1,9.10^{-4}$	$1,4.10^{-3}$	Concentration dans les légumes racines 20 fois plus fortes	0,05
Modèle Caltox avec les paramètres physico-chimiques de HESP modifié - paramètres d'exposition propres à Caltox - ERI = 10^{-4} ERU = 7,3 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Usepa)	$1,1.10^{-4}$	$8,1.10^{-4}$	Effet lié aux paramètres d'exposition	0,09
Modèle Caltox avec les paramètres physico-chimiques et paramètres d'exposition propres à Caltox sauf durée d'exposition ERI = 10^{-4} ERU = 7,3 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Usepa)	$1,1.10^{-4}$	$8,3.10^{-4}$		0,1
Modèle Caltox avec les paramètres physico-chimiques et paramètres d'exposition propres à Caltox sauf durée d'exposition ERI = 10^{-4} ERU = 12 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Cal-Epa) ERUc = 3,9 $(mg/m^3)^{-1}$ (Cal-Epa)	$1,1.10^{-4}$	$1,3.10^{-3}$	Introduction des valeurs d'excès de risque unitaire de l'agence californienne de l'Epa	0,06
Modèle Caltox avec l'ensemble ERI = 10^{-5} ERU = 12 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Cal-Epa) ERUc = 3,9 $(mg/m^3)^{-1}$ (Cal-Epa)	$5,0.10^{-5}$	$6,0.10^{-4}$	Utilisation d'un excès de risque individuel de 10^{-5} de ses paramètres par défaut	0,01

Exemple 5

Le cinquième exemple correspond au cas du benzo (a) pyrène pour un scénario résidentiel avec potager et une concentration dans le sol de 0,75 mg/kg sec. Les résultats des simulations sont reportés dans le tableau 5.

Chaque ligne du tableau correspond à une étape de modification supplémentaire par rapport à la première ligne où sont calculées la dose journalière d'exposition et la concentration seuil à l'aide du modèle Hesp modifié. La deuxième ligne est basée sur l'utilisation du modèle Caltox dans lequel on a importé la valeur des paramètres utilisée dans Hesp modifié. Toutefois, les paramètres définis par une valeur spécifique sous Caltox et estimée par une équation de modélisation sous Hesp modifié ont conservé leurs valeurs initiales définies sous Caltox (exemple facteur de bioconcentration). La troisième ligne du tableau fait intervenir le modèle Caltox avec les mêmes valeurs de paramètres physico-chimiques du sol et de la substance que celles utilisées sous Hesp. En revanche, la valeur des paramètres d'exposition utilisée est propre à Caltox sauf celle de la durée d'exposition pour laquelle on a conservé une valeur de 30 ans (au lieu de 14 ans par défaut sous Caltox). La quatrième ligne fait intervenir l'ensemble des valeurs des paramètres physico-chimiques et des paramètres d'exposition propres à Caltox sauf celle de la durée d'exposition. Dans la cinquième ligne, les valeurs d'excès de risque unitaire présentes par défaut sous Caltox et proposées par l'agence californienne de l'Epa sont utilisées pour calculer la concentration seuil dans le sol. On notera que l'agence californienne de l'EPA utilise un excès de risque unitaire (ERU = 12 $(mg/kg/j)^{-1}$) pour calculer le risque lié à la dose d'exposition reçue par les voies orale et cutanée et un excès de risque unitaire différent (ERUc = 3,9 $(mg/m^3)^{-1}$) pour calculer le risque correspondant à la concentration de polluant inhalé. Dans la dernière ligne, le modèle Caltox est utilisé sans aucune modification par rapport aux valeurs par défaut qui y sont proposées. Par rapport à la ligne précédente, la durée d'exposition est donc réduite à 14 ans et l'excès de risque individuel utilisé pour calculer la concentration seuil dans le sol est diminué d'une puissance de 10.

Entre la première et la deuxième ligne du tableau, la différence de résultats est liée au calcul de la concentration dans les fruits et légumes autoproduits. Le coefficient de bioconcentration dans les légumes de type racine est notamment vingt fois plus élevé sous Caltox que sous Hesp modifié. Hesp modifié est basé sur l'utilisation d'une équation faisant intervenir la valeur du coefficient de partage octanol-eau de la substance pour calculer le coefficient de bioconcentration dans les végétaux. Dans Caltox une valeur spécifique du facteur de bioconcentration est définie pour le benzo (a) pyrène.

Pour cet exemple, les lignes suivantes indiquent que :

– dans leur ensemble, la différence entre les paramètres d'exposition ne modifie que peu la dose journalière d'exposition et le risque associé,

– les autres paramètres physico-chimiques relatifs à la sub-

stance ont peu d'influence.
– les données toxicologiques définies par l'agence Cal-Epa et l'utilisation d'un excès de risque de 10^{-5} au lieu de 10^{-4} conduisent à la définition d'une concentration seuil inférieure d'un ordre de grandeur malgré l'utilisation d'une durée d'exposition plus courte.

Exemple 6

Le sixième exemple correspond au cas du benzo (a) pyrène pour un scénario résidentiel avec potager et une concentration dans le sol de 0,75 mg/kg sec. Les résultats des simulations sont reportés dans le tableau 6.
Le tableau 6 est établi sur le même principe que le tableau 5.
Entre la première et la deuxième ligne, la différence entre les résultats obtenus est liée à une modélisation différente de l'absorption cutanée du polluant à partir d'une couche de sol ou de poussières déposée sur la peau.
La troisième et quatrième ligne indiquent que l'utilisation des paramètres physico-chimiques de Caltox réduit la dose journalière d'exposition d'un facteur 16 et augmente proportionnellement la concentration de BaP admissible dans le sol. Cette différence provient en fait exclusivement de la prise en compte du phénomène de biodégradation du polluant dans le sol, par l'introduction d'un paramètre de demi-vie du polluant dans la couche superficielle du sol.
Enfin on note dans cet exemple, comme dans le précédent tableau, l'effet résultant de l'utilisation des données toxicologiques de l'agence Cal-Epa et d'un excès de risque de 10^{-5} au lieu de 10^{-4}.

Tableau 6 : Substance : Benzo (a) pyrène- Scénario résidentiel sans potager - Concentration : 11 mg de BaP par kg de sol sec

Modèle - Scénario références toxicologiques	DJE mg/kg/j	ERI correspondant à la DJE	Causes de la variation des résultats observés	Concentration seuil (ppm)
Modèle HESP modifié ERI = 10^{-4} ERU = 7,3 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Usepa)	$5,2.10^{-6}$	$3,8.10^{-5}$		26
Modèle Caltox avec les paramètres ERI = 10^{-4} ERU = 7,3 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Usepa)	$2,3.10^{-5}$	$1,7.10^{-4}$	Équation de modélisation de la dose absorbée par voie cutanée différente physico-chimiques et les paramètres d'exposition de HESP modifié	6
Modèle Caltox avec les paramètres physico-chimiques de HESP modifié - paramètres d'exposition propres à Caltox - ERI = 10^{-4} ERU = 7,3 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Usepa)	$1,8.10^{-5}$	$1,3.10^{-4}$		9
Modèle Caltox avec les paramètres physico-chimiques et paramètres d'exposition propres à Caltox sauf durée d'exposition ERI = 10^{-4} ERU = 7,3 $(mg/kg/j)^{-1}$ - (Usepa)	$1,1.10^{-6}$	$7,7.10^{-6}$	Introduction d'un paramètre de demi-vie du polluant dans la couche superficiel du sol lié au phénomène de biodégradation	
Modèle Caltox avec les paramètres physico-chimiques et paramètres d'exposition propres à Caltox sauf durée d'exposition ERI = 10^{-4} ERU = 12 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Cal-Epa) ERUc = 3,9 $(mg/m^3)^{-1}$ (Cal-Epa)	$1,1.10^{-6}$	$1,3.10^{-5}$	Introduction des valeurs d'excès de risque unitaire de l'agence californienne de l'Epa	87
Modèle Caltox avec l'ensemble de ses paramètres par défaut ERI = 10^{-5} ERU = 12 $(mg/kg/j)^{-1}$ (Cal-Epa) ERUc = 3,9 $(mg/m^3)^{-1}$ (Cal-Epa)	$4,9.10^{-7}$	$5,9.10^{-6}$	Utilisation d'un excès de risque individuel de 10^{-5}	19

CONCLUSION

Les résultats présentés ci-dessus ne constituent que des exemples visant à illustrer l'importance des variations pouvant exister entre les résultats de deux études d'évaluation de risque. Ils ne balayent pas de façon exhaustive l'ensemble des facteurs de variation mais ils montrent quels sont les grands types d'éléments qui jouent un rôle déterminant dans l'obtention des résultats.
Par ordre décroissant d'importance, on peut citer les facteurs de variations suivants (entre parenthèses est donné à partir des exemples ci-dessus l'importance quantitative du facteur de variation : une valeur de 3 indique que le facteur multiplie ou divise la concentration seuil admissible par 3) :

– l'origine des données toxicologiques (facteur de variation de l'ordre de 500 soit 2 à 3 ordres de grandeur),
– le niveau d'excès de risque individuel jugé acceptable. Selon les évaluateurs il va couramment de 10^{-4} à 10^{-6} (d'où un facteur de variation de l'ordre de 10 à 100 soit 1 ou 2 ordres de grandeur),
– la prise en compte de phénomènes de dégradation (facteur de variation de l'ordre de 16),
– la modélisation de phénomènes parfois mal connus avec des hypothèses et des degrés de simplifications divers (facteurs de variation allant de 6 à 20),
– la définition des paramètres physico-chimiques de la substance polluante et du sol (facteurs de variation allant de 2 à 7),
– la définition des paramètres d'exposition (facteurs de variation allant de 2 à 5).
Ce travail montre donc qu'il est indispensable pour juger de la qualité d'une évaluation de risques et de la significativité des résultats calculés de connaître :
– l'origine des données toxicologiques auxquelles se réfère l'évaluateur,

– le modèle utilisé, c'est-à-dire les phénomènes pris en compte, les hypothèses et les conditions d'application du modèle,
– le caractère protecteur ou non des paramètres utilisés, leur caractère générique ou spécifique au cas étudié.
Pour cela l'évaluateur doit accompagner les résultats de son évaluation d'une description aussi précise que possible des choix sur lesquels reposent son évaluation.
Enfin, il paraît dangereux en l'absence de données spécifiques de terrain de faire intervenir dans l'évaluation de l'exposition des phénomènes ou des valeurs de paramètres pouvant minorer le risque. L'utilisation, par exemple d'un taux de biodégradation de polluant dans le sol, à partir d'une valeur tirée d'une base de données, sans prise en compte des conditions particulières du site et du type de sol concerné, doit ainsi être proscrite. La prise en compte de données sur les capacités autoépuratrices d'un sol qui ne sont pas parfaitement spécifiques au site étudié peut conduire à sous-estimer le risque. Cela est contraire au principe premier de l'évaluation de risque qui est et doit rester protectrice de la santé publique.

*** Roseline Bonnard**
Inéris - Parc technologique Alata, BP 2 - 60550 Verneuil-en-Halatte

Bibliographie

[1] Briggs GG, Bromilow RH, Evans AA. *Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley*. Pestic. Sci. 1982 ; 13 495-504.

[2] Briggs GG, Bromilow RH, Evans AA. *Relationships between lipoholicity and the distribution of non-ionised chemicals in barley shoots following uptake by the roots*. Pestic. Sci. 1983 ; 14 492-500.

[3] Dubeaux D. *Les français ont la main verte*. Insee Première 1994 ; 338

[4] Ministère de l'Environnement, BRGM. *Gestion des sites (potentiellement) pollués. Guide d'évaluation simplifiée des risques*. Version 1 (à paraître). Orléans. BRGM Editions. 1997 ;

[5] Thibodeaux LJ. Landfarming of petroleum wastes. *Modeling the air emission problem*. Environmental Progress 1982 ; 1 (1) : 42-6.

[6] Caltox (TM), a multimedia total exposure model for hazardous-waste sites, Version 2.2. University of California.. Berkeley, CA, USA : U.S. Department of Commerce. NTIS ; 1993.

[7] US EPA. *Bruce Means and Hazard Site Evaluation Division, editors. Risk Assessment Guidance for Superfund.* Volume 1. Human Health Evaluation Manual. Part A. Springfield, V.A. NTIS. 1989 ; EPA/540/1-89/002.

[8] Van den Berg R, Denneman CAJ, Roels JM. ; *Risk assessment of contaminated soil : proposals for adjusted, toxicologically based Dutch soil clean-up criteria* in Cantaminated Soil'93. Arendt F, Annokkée GJ, Bosman R, van den Brink WJ, editors. The Netherlands : Kluwer Academic Publishers ; 1993. p. 349-64.

[9] Veerkamp, W. and ten Berge, W.F. Shell Internationale Petroleum Maatschappij B.V. editor. The concepts of HESP. Reference manual. Human exposure to soil pollutants. Version 2.10a. The Hague : 1994.

Notes :

1. La fugacité f est une grandeur thermodynamique homogène à une pression, qui est identique entre deux phases à l'équilibre. La concentration C s'exprime à partir de la fugacité par l'expression suivante C = Z * f, où Z est la capacité de fugacité. Z dépend de la substance, de la température, de la pression et du type de milieu.

2. Les modèles de fugacité permettent de modéliser le comportement des substances dans l'environnement. Il existe plusieurs niveaux de complexité dans les modèles de fugacité. Mackay en définit quatre. Le quatrième correspond à la modélisation d'un système dynamique où il n'y a pas équilibre entre les milieux.

3. Évaluation simplifiée des risques : première phase de la méthode nationale de gestion des sites et sols pollués [4].