



**HAL**  
open science

## L'évaluation des risques pour la santé liée aux sites et aux sols pollués

Guy Auburtin

► **To cite this version:**

Guy Auburtin. L'évaluation des risques pour la santé liée aux sites et aux sols pollués. Séminaire "Sols Pollués", Jun 1997, Paris, France. pp.29-39. ineris-00972102

**HAL Id: ineris-00972102**

**<https://ineris.hal.science/ineris-00972102>**

Submitted on 3 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.

97-44

# L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ LIÉE AUX SITES ET AUX SOLS POLLUÉS

GUY AUBURTIN

INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques)  
Parc Technologique Alata - B. P. 2 - 60550 - Verneuil-en-Halatte.

OK

## 1. INTRODUCTION

La gestion des sites et sols pollués est une problématique apparue dans notre pays depuis quelques années. Elle fait l'objet d'une « méthode nationale de gestion des sites et sols pollués » développée par le ministère de l'Environnement. Cette méthode est basée sur quelques grands principes tels qu'une approche pragmatique qui doit s'étaler dans le temps et la notion « d'usage » du site. Cette dernière notion signifie que la finalité de la gestion des sites pollués n'est pas de restituer les sites à leur état originel, pré-industriel, mais d'adapter les décisions à prendre à l'usage prévu ou prévisible du site<sup>1</sup>.

## 2. LA DÉMARCHE D'ÉVALUATION DES RISQUES DANS LA GESTION DES SITES POLLUÉS

La méthode nationale de gestion des sites et sols pollués inclut deux phases principales. La première phase, « l'évaluation simplifiée des risques », a pour but de déterminer les sites qui ne posent *a priori* pas de problème, ceux qui doivent faire l'objet d'une simple surveillance et ceux qui devront faire l'objet d'une étude plus approfondie. La deuxième phase dite « évaluation détaillée des risques », s'applique à ces derniers. Elle-même comprend deux étapes : l'évaluation qualitative des risques et l'évaluation approfondie des risques, et aboutit à la prise de décisions sur la nécessité éventuelle et les modalités de traitement, en particulier la définition d'objectifs de qualité des sols.

Cette démarche de gestion des sites inclut la notion d'évaluation des risques pour quatre cibles : la santé de l'homme, la ressource en eau, l'environnement (faune et flore sauvages) et le patrimoine. Dans l'étape d'évaluation simplifiée des risques, seules la ressource en eau et la santé humaine sont prises en compte. Dans l'étape d'évaluation détaillée des risques les quatre cibles font l'objet d'une évaluation.

L'évaluation des risques pour la santé est une méthodologie développée depuis une quinzaine d'années d'abord aux Etats Unis, puis dans certains pays d'Europe et plus récemment en France. Il ne s'agit pas d'une méthode spécifique aux sols pollués : elle peut s'appliquer à différents domaines de la santé publique, en particulier dans le champ « environnement-santé ». Dans ce domaine, il s'agit à la fois d'une démarche logique qui vise à poser un oeil « santé publique » sur les problèmes d'environnement et d'une méthodologie comprenant une palette d'outils. Comme démarche de santé publique l'évaluation des risques pour la santé a pour objectif premier de protéger la santé des populations et à ce titre inclut, pour des raisons d'éthique de santé, la prise en compte de

<sup>1</sup> Ce qui nécessitera de réenvisager la question en cas de modification de l'usage initial.

phénomènes ou paramètres majorants ou tout au moins s'interdit une évaluation minorante.

### 3. LA DEMARCHE GENERALE D'EVALUATION DES RISQUES

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 de l'exposition des populations à ces substances d'autre part.

Classiquement, quatre étapes (composantes) sont décrites dans la démarche d'évaluation des risques <sup>2</sup>:

- l'identification du potentiel dangereux ou identification des dangers (*hazard identification* des anglo-saxons) : identification des effets indésirables qu'une substance est intrinsèquement capable de provoquer,
- l'évaluation du rapport dose (concentration) - réponse (effets) : 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 : la détermination des émissions, des voies de transfert et des vitesses de déplacement d'une substance et de sa transformation ou de sa dégradation afin d'évaluer les concentrations/doses auxquelles les populations humaines sont exposées ou susceptibles de l'être,
- la caractérisation des risques : 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.

### 4. TOXICITE DES SUBSTANCES

Face à une pollution par une substance particulière ou le plus souvent par un mélange de substances, les deux premières étapes peuvent être regroupées dans une étude de la toxicité des substances.

Dans un premier temps, il s'agit donc de définir leur « potentiel dangereux », c'est-à-dire le type d'effets néfastes qu'elles sont susceptibles de produire. Dans un deuxième temps, il faut déterminer des indices qui résument l'estimation des relations « doses-effets ».

Dans le domaine de la contamination des sols, la toxicité aiguë des substances est généralement peu pertinente, dans la mesure où elle affecte peu l'exposition des populations exposées de façon non professionnelle à ces substances. Elle pourrait par contre concerner les travailleurs de la dépollution en l'absence de mesures de prévention technique ou en cas d'émanations aiguës accidentelles.

Il est habituel de distinguer les substances pour lesquelles un seuil d'effet peut être déterminé et celles pour lesquelles il n'est pas possible de déterminer un seuil d'effet.

Le risque cancérigène constitue l'exemple type des substances sans seuil. Dans un premier temps, il s'agit de classer les substances selon le degré de certitude associé à leur éventuel pouvoir cancérigène. Cette classification est effectuée par des organismes

---

<sup>2</sup> Les définitions suivantes sont celles du règlement n° 1488/94 de la Commission Européenne

nationaux ou internationaux dont la Communauté Européenne, le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) et l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement (US EPA).

**L'Union Européenne** classe les substances, en vue de leur étiquetage, en 3 catégories :

- première catégorie : substances que l'on sait être cancérigènes pour l'homme : on dispose de suffisamment d'éléments pour établir une relation de cause à effet entre l'exposition de l'homme à de telles substances et l'apparition d'un cancer,
- deuxième catégorie : substances devant être assimilées à des substances cancérigènes pour l'homme : on dispose de suffisamment d'éléments pour justifier une forte présomption que l'exposition de l'homme à de telles substances peut provoquer un cancer. Cette présomption est généralement fondée sur :
  - des études appropriées à long terme sur l'animal,
  - d'autres informations appropriées,
- troisième catégorie : substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets cancérigènes possibles mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent pas une évaluation suffisante. Il existe des informations issues d'études adéquates sur les animaux, mais elles sont insuffisantes pour classer la substance dans la deuxième catégorie.

**Le CIRC** utilise la classification suivante :

- groupe 1 : l'agent (ou le mélange) est cancérigène pour l'homme,
- groupe 2A : l'agent (ou le mélange) est probablement cancérigène pour l'homme : indices limités de cancérogénicité chez l'homme et indices suffisants de cancérogénicité pour l'animal de laboratoire,
- groupe 2B : l'agent (ou le mélange) pourrait être cancérigène pour l'homme : indices limités de cancérogénicité chez l'homme et indices pas tout à fait suffisants de cancérogénicité pour l'animal de laboratoire,
- groupe 3 : l'agent (ou le mélange) ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme,
- groupe 4 : l'agent (ou le mélange) n'est probablement pas cancérigène pour l'homme.

**Le système de classification de l'US EPA** est voisin de celui du CIRC :

- A : cancérigène pour l'homme.
- B1 : probable cancérigène pour l'homme. Des données limitées chez l'homme sont disponibles.
- B2 : probable cancérigène pour l'homme. Il existe des preuves suffisantes chez l'animal et des preuves non adéquates ou pas de preuve chez l'homme.
- C : cancérigène possible pour l'homme.
- D : non classifiable quant à la cancérogénicité pour l'homme.
- E : preuves de non cancérogénicité pour l'homme.

La relation entre la dose d'exposition chez l'homme et la probabilité de développer un cancer est exprimée sous la forme d'un indice représentant un « excès de risque unitaire »<sup>3</sup>. Ces indices sont établis par modélisation à partir des données disponibles (études chez l'homme ou études expérimentales chez l'animal) en utilisant divers modèles d'extrapolation. Ils représentent la pente de la courbe de la relation doses-effets et expriment l'accroissement de risque<sup>4</sup> de développer un cancer pour un accroissement de la dose journalière d'exposition. Il existe d'autres effets que les cancers considérés actuellement comme « sans seuil ». C'est le cas par exemple de certains effets du plomb.

Pour les substances non cancérigènes et/ou pour les effets non cancérigènes des substances classées cancérigènes, il peut être possible de déterminer un seuil. Différents types de seuil expérimentaux (expérimentations chez l'animal, études épidémiologiques, toxicologie clinique) ont été décrits<sup>5</sup>. A partir des seuils expérimentaux, des seuils concernant l'homme sont calculés pour différents effets et pour différentes voies d'exposition<sup>6</sup>. Tous les organismes nationaux ou internationaux qui proposent de tels indices prennent en compte des facteurs d'incertitude. Ces facteurs traduisent les incertitudes relatives aux phénomènes suivants : différence de sensibilité dans les populations humaines, extrapolation de l'animal à l'homme, extrapolation de données expérimentales sub-chroniques, utilisation de LO(A)EL au lieu de NO(A)EL. Lorsqu'ils sont utilisés, ces facteurs sont habituellement de 10, leur association donnant un multiple de 10 à 10 000. S'y associe un facteur de modification, dont la valeur de défaut est 1, qui tient compte du jugement de la communauté scientifique sur les études prises en compte.

Les valeurs limites d'exposition en milieu professionnel (VLE et VME), bien connues, sont des valeurs réglementaires utilisées dans la gestion des risques professionnels. Par leur nature (conception, exposition par inhalation, durée d'exposition, risque « acceptable » pris en compte) et leur contexte d'utilisation, les VLE et VME ne sont pas des indices pertinents dans l'évaluation des risques pour les populations concernées par les sols pollués.

---

<sup>3</sup> A titre d'exemple, les excès de risque unitaire proposés par l'agence américaine de protection de l'environnement (US EPA) sont :

- l'oral slope factor (Sfo), traduit par excès de risque unitaire (abrév. ERU) pour les expositions par voie orale ou pour l'ensemble des expositions quand la voie respiratoire n'est pas isolée. Il est exprimé en inverse de mg (de substance) par kg (de poids corporel chez l'homme) et par jour  $[(\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}]$ .
- l'inhalation unit risk, traduit par excès de risque unitaire par inhalation (abrév. ERUI) pour les expositions par voie respiratoire. Il est exprimé en inverse de  $\mu\text{g}$  de polluant par mètre cube d'air  $[(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}]$ .

<sup>4</sup> par définition le mot risque inclut une notion de probabilité de développer la maladie.

<sup>5</sup> Ces seuils expérimentaux sont :

- la NOAEL et la NOEL qui sont respectivement la (plus forte) dose sans effet adverse et la dose sans effet,
- la LOAEL et la LOEL qui sont respectivement la plus faible dose provoquant un effet adverse et la plus faible dose provoquant un effet.

La notion d'effet (sans précision) inclut l'ensemble des effets y compris les effets biologiques sans conséquence néfaste (exemple : modifications d'adaptation). La notion d'effet adverse est plus précise. Dans la pratique, le plus souvent, les effets relevés sont des effets adverses.

Les résultats des études expérimentales exprimés sous la forme de CL50 ou de DL50 qui ne sont pas pertinents dans le cadre étudié.

<sup>6</sup> A titre d'exemple, les seuils d'effets acceptables chez l'homme proposés par l'agence américaine de protection de l'environnement (US EPA) sont la dose de référence (RfD) pour les toxiques pertinents résultant d'une exposition par voie orale et de la concentration de référence (RfC) pour les toxiques pertinents résultant d'une exposition par voie respiratoire.

## 5. ESTIMATION DES EXPOSITIONS

L'exposition des populations aux substances polluantes présentes dans le sol peut prendre plusieurs formes :

- elle peut être liée à la contamination de la ressource en eau et elle peut concerner l'ensemble de la population desservie par des captages affectés par la pollution. Cet aspect implique l'étude du transfert de pollution du sol vers la nappe souterraine et/ou les ressources en eau superficielle. Sur un plan pratique, il est, le plus souvent, pris en compte dans l'étude des risques pour la cible « ressources en eau potable » mais peut aussi être inclus dans l'évaluation des risques pour la santé,
- ou bien elle est liée à la présence directe des populations sur le site ou à proximité. Généralement l'évaluation des risques pour la santé se rapporte à ce type 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 d'une part, ainsi que des modes et des niveaux d'exposition des individus avec ce polluant définis dans un (des) scénario(s) selon l'usage du site d'autre part. Une estimation de l'exposition repose sur ces deux aspects.

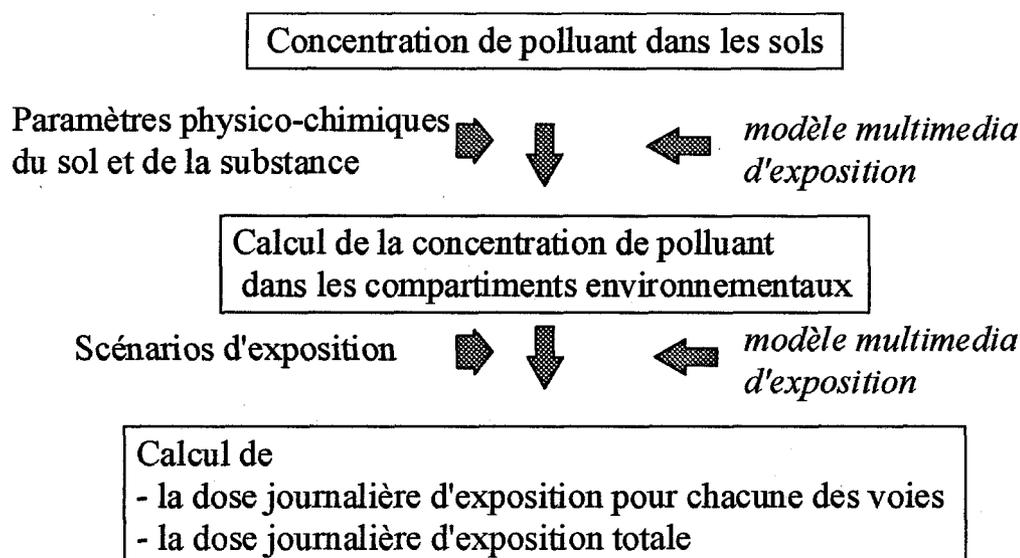
L'estimation quantitative fait appel à des modèles d'exposition, appelés *modèles multimédia d'exposition*, car l'évaluation de l'exposition des populations aux polluants issus du sol n'est pas accessible à la mesure (sauf pour quelques aspects et pour quelques substances pour lesquelles il existe des marqueurs biologiques utilisables). La mesure de la concentration de polluant dans le sol n'est pas directement utilisable comme mesure d'exposition pour l'homme. Le contact direct avec le sol n'est qu'une des modalités d'exposition.<sup>7</sup>

La première limite des modèles d'exposition est leur caractère « non validé ». Dans le domaine de la validation des modèles, il existe plusieurs étapes dont la validation interne et la validation externe. La validation interne recouvre tous les aspects de cohérence dont la cohérence avec les conceptions scientifiques sous-jacentes et la cohérence des différents éléments du modèle entre eux. Cette étape de validation est possible ; elle est l'objet de l'analyse critique des modèles. La validation externe recouvre notamment la vérification *in situ* de la réalité (exactitude) des prévisions du modèle. S'il est classique de caler des modèles de dispersion dans l'air ou des modèles de transfert dans le sol, il n'en va pas de même des modèles multimédia d'exposition. Cette validation externe nécessiterait la mesure « intégrée » des expositions. Or c'est justement la quasi-impossibilité de cette mesure qui rend indispensable l'utilisation de modèles.

La deuxième limite des modèles disponibles est leur caractère simplifié. A l'énoncé des différentes modalités d'exposition, on souhaiterait pouvoir disposer de modèles capables de prendre en compte chacun des aspects. Il n'en est rien. Les modèles actuels sont qualifiés par leurs auteurs de modèles de criblage ou de dépistage (« screening model » en anglais ). Ils reposent sur des notions de physico-chimie et de thermodynamique classiques mais simples.

---

<sup>7</sup> Le terme « multimédia » fait référence aux multiples compartiments (air, eau, sol, aliments) et voies d'exposition (inhalation, ingestion et contact cutané) pris en compte.



*Figure 1 : les principales étapes d'un modèle d'exposition*

En fonction de l'usage du site et de son sol, l'exposition procède par différentes voies. Elles peuvent se regrouper selon les différents modes d'admission que sont l'inhalation, l'ingestion et le contact cutané. D'après le compartiment environnemental envisagé (sol, air, eaux, aliments), on peut distinguer :

- l'inhalation de polluant sous forme gazeuse,
- l'inhalation de polluant adsorbé sur les poussières,
- l'inhalation de vapeur d'eau polluée,
- l'ingestion directe de sol,
- l'ingestion d'aliments d'origine végétale, cultivés sur le site,
- l'ingestion d'aliments d'origine animale à partir d'animaux élevés sur le site,
- l'ingestion d'eau contaminée,
- l'absorption cutanée de sol et de poussières,
- l'absorption cutanée d'eau contaminée (bain, douche,...).

L'évaluation de l'exposition humaine aux polluants d'un sol va donc consister 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, du comportement et des caractéristiques physiologiques humaines.

La contamination des différents compartiments environnementaux est liée au devenir et au comportement du polluant considéré, c'est-à-dire à sa dégradabilité naturelle et à divers phénomènes de transfert.

Ses propriétés physico-chimiques et celles du sol vont déterminer sa répartition entre la phase solide, liquide et gazeuse du sol. La mobilité de ces deux dernières phases va conditionner un possible transfert de pollution vers les autres compartiments environnementaux.

Des phénomènes de volatilisation, de diffusion, de percolation et/ou de ruissellement vont induire une contamination de l'air atmosphérique, de l'eau superficielle et souterraine et des horizons sus ou sous-jacents à la couche de sol contenant la source initiale de pollution.

Les végétaux cultivés dans ces sols pourront alors être contaminés, ainsi que l'ensemble de la chaîne alimentaire, le niveau de contamination dans les végétaux et dans la chair animale dépendant des propriétés de bioconcentration de la substance polluante.

L'évaluation quantitative de l'exposition nécessite la modélisation de ces phénomènes et repose donc sur la définition des paramètres décrivant :

- le site, le sol et le sous-sol,
- les conditions climatologiques et météorologiques,
- les spécificités techniques de l'habitat ou des autres lieux de vie considérés,
- les caractéristiques des végétaux,
- les caractéristiques physiologiques des animaux,
- la ressource en eau.

Une dose journalière d'exposition (DJE) peut alors être calculée à partir des voies d'exposition jugées pertinentes eu égard à l'usage du site. Elle est la somme des doses de polluant absorbées par chacune de ces voies.

$$DJE = \sum d_i$$

avec  $d_i = Q_i * C_i * f_i$

$Q_i$  : quantité de substrat ingéré, inhalé ou mis au contact de la peau et des muqueuses

$C_i$  : concentration de polluant dans le substrat

$f_i$  : fraction représentant la quantité de polluant absorbée par l'organisme par rapport à la quantité ayant atteint les barrières de l'organisme

L'évaluation de cette dose repose sur la définition de paramètres décrivant :

- l'alimentation,
- l'usage de l'eau pour l'hygiène corporelle,
- les caractéristiques physiologiques de l'homme.

Différents scénarios, correspondant à un usage du site peuvent être pris en compte dans l'évaluation des expositions comme, par exemple, un scénario de type résidentiel, avec culture de jardins potagers ou un scénario de type industriel.

## 6. CARACTERISATION DU RISQUE

L'étape de caractérisation du risque est l'étape de synthèse de l'évaluation des risques. Elle repose sur :

- la revue des résultats d'évaluation portant sur la toxicité et l'exposition des populations,
- la quantification des risques liés aux produits chimiques un par un, par leur indice de toxicité ou valeur de toxicité.

## 6.1 Evaluation des risques

L'évaluation quantitative des risques pour la santé diffère selon qu'il s'agit de substance(s) à seuil ou sans seuil.

- pour les substances à seuil, on compare les doses journalières d'expositions calculées pour chacune des voies et pour l'ensemble des voies aux seuils d'effets acceptables retenus (cf chap.4) et on calcule ainsi un « rapport de danger » (*hazard ratio* de l'US EPA) qui indique l'écart avec les seuils,
- pour les substances sans seuil (cancérogènes) on multiplie, pour chaque substance, la dose journalière d'exposition par l'excès de risque unitaire pertinent selon les voies d'exposition (cf chap.4). On obtient ainsi un excès de risque individuel qui exprime la probabilité d'occurrence de cancers supplémentaires du fait de l'exposition aux polluants du site. Par exemple, un excès de risque de  $10^{-6}$  signifie que l'on s'attend à ce que, sur 1 million de personnes exposées, 1 personne supplémentaire (par rapport au risque de base) puisse développer un cancer du fait de l'exposition à la nuisance étudiée. De même, un risque de  $10^{-3}$  correspond à 1 cancer supplémentaire pour 1000 personnes exposées.

Dans le cas, le plus fréquent, d'exposition à des polluants multiples quelques règles permettent de situer le problème :

- pour les risques cancérogènes, il est habituel d'additionner les excès de risques par voie d'exposition et pour l'ensemble des voies d'exposition,
- pour les substances à seuil, il n'est possible d'additionner que les effets portant sur les mêmes organes et selon les mêmes modalités physio-pathologiques.

Dans la pratique, on est le plus souvent amené à opérer des estimations séparées pour les différentes substances et à « intégrer » ces évaluations par le raisonnement.

Pour l'interprétation des résultats, il faut garder à la mémoire que, dans tout les cas :

- il s'agit non pas de l'estimation d'un risque absolu mais d'une estimation d'un excès de risque, c'est-à-dire d'une augmentation du risque liée à l'exposition par les populations concernées à chacun des polluants du site,
- la fixation d'un excès de risque « acceptable » dans la gestion des sites pollués est du ressort de la puissance publique. Une réflexion est en cours actuellement,
- l'évaluation doit tenir compte des caractéristiques de la population réellement concernée par le site. Par exemple pour un petit site concernant quelques dizaines de personnes, un risque de  $10^{-4}$  ou  $10^{-5}$  correspond à un nombre attendu de cancers en excès voisin de 0 (0,01 cancer supplémentaire pour un risque de  $10^{-4}$  et une centaine de personnes). On pourrait donc croire que n'importe quel niveau correspond à un risque nul. En fait il est préférable de considérer ce site comme un des « nombreux » sites pollués ou tout au moins un des nombreux sites pollués par le même type et niveau de pollution,
- Une approche pourrait être de comparer les risques présentés par l'exposition liée aux sols pollués aux risques présentés par les autres types d'exposition. Elle consisterait par exemple à comparer, pour les populations concernées, le risque présenté par le benzène dont l'origine est la pollution des sols au risque lié aux autres expositions au benzène dont le tabagisme qui représente pour les fumeurs les 3/4 de l'exposition au benzène. Cette approche est importante pour aider à la

gestion des priorités de santé publique. Elle est dangereuse dans le cas de la gestion des situations environnementales, car elle met sur le même plan expositions involontaires et expositions volontaires et peut aboutir rapidement à exclure toute action de correction.

## 6.2 Calcul d'objectifs de qualité des sols

Le calcul d'objectifs de qualité des sols sur une base de santé publique est la démarche inverse de celle d'évaluation des risques. Elle intègre les étapes suivantes, représentées sur la figure 2 :

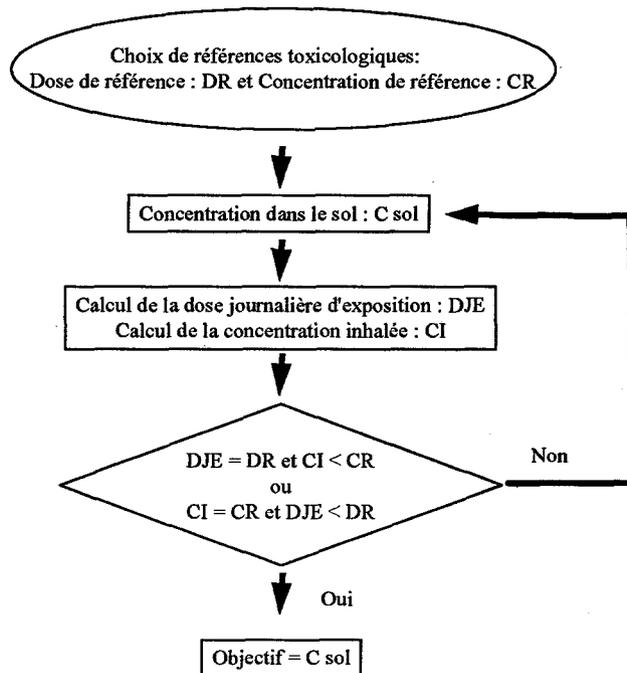
A partir de l'évaluation du rapport dose-réponse et du niveau de risque acceptable retenu, des « références toxicologiques »<sup>8</sup> sont calculées. Il s'agit de la dose de référence (DR) et de la concentration de référence (CR), respectivement pour les voies non respiratoires et respiratoires. DR correspond à la dose journalière de polluant et CR à la concentration de polluant inhalée retenues pour l'élaboration des objectifs de qualité des sols et sont exprimées respectivement en mg de polluant par kg de poids corporel et par jour (mg/kg/j) et en µg de polluant par m<sup>3</sup> d'air (µg/m<sup>3</sup>). Les modalités de choix des indices toxicologiques retenus et du risque acceptable sont explicitées au chapitre 4. Cette première étape de l'élaboration des objectifs de qualité des sols correspond aux étapes 1, 2 et 4 de la méthode générale d'évaluation des risques pour la santé.

L'étape d'évaluation des expositions permet le calcul d'une dose journalière d'exposition (DJE) et d'une concentration inhalée (CI). Ce calcul est effectué à l'aide d'un modèle multimédia d'évaluation de l'exposition présenté au § 4. Cette deuxième étape de l'élaboration des objectifs de qualité des sols correspond à l'étape 3 de la méthode générale d'évaluation des risques pour la santé.

Un calcul itératif permet de définir la concentration maximale dans le sol pour laquelle la dose journalière d'exposition et la concentration inhalée restent inférieures aux « références toxicologiques ». Il est effectué à l'aide d'un modèle d'exposition.

---

<sup>8</sup> Dans le présent document, l'expression « référence toxicologique » est utilisée dans le contexte d'élaboration des objectifs de qualité des sols. Il ne s'agit pas d'un usage habituel.



avec DJE : dose journalière d'exposition  
 CI : Concentration inhalée  
 DR : Dose de référence  
 CR : Concentration de référence

Figure 2: schéma général du calcul de critères d'aide à la décision

### 6.3 Gestion des incertitudes

Pour de nombreux paramètres, il n'est pas possible d'attribuer une valeur constante indiscutable. Une variabilité et une incertitude sont attachées à ces paramètres. La variabilité représente la diversité des valeurs que peut prendre ce paramètre selon les cas, les individus ... L'incertitude est liée aux défauts de connaissance entourant le paramètre (imprécisions et erreurs de mesure). Lors de la modélisation, on affectera donc aux paramètres :

- soit des valeurs ponctuelles correspondant aux moyennes relevées dans des études ou dans des estimations d'experts, ou des valeurs plus majorantes pour le modèle correspondant au 90 ou 95<sup>ème</sup> percentile de la distribution de ces paramètres, en fonction du niveau de sécurité recherché,
- soit des intervalles de variation ou des distributions statistiques et on effectuera par procédure Monte-Carlo (tirages aléatoires d'une valeur dans la distribution de chacun des paramètres) des simulations de calcul en grand nombre pour obtenir la dose journalière d'exposition (DJE) et la concentration inhalée (CI) sous la forme d'une distribution de probabilité. En fonction du niveau de sécurité, on prend alors en compte une valeur de DJE et de CI correspondant à un percentile plus ou moins élevé de cette distribution.

## **7. CONCLUSION**

L'évaluation des risques pour la santé est une composante importante de la gestion des sites pollués d'apparition récente en France. Cette démarche fait partie de la politique du ministère de l'Environnement et est incluse dans les guides méthodologiques élaborés par ce ministère. Elle est évoquée dans le guide portant sur l'évaluation simplifiée des risques (ESR) car elle sert de support à la détermination de « valeurs de constante d'impact » (VCI). Elle est une partie de l'évaluation détaillée des risques (EDR).

Sa mise en œuvre nécessitera une formation des intervenants (consultants) et, à un autre niveau, des gestionnaires (industriels, pouvoirs publics) ayant à prendre en compte les résultats de l'évaluation des risques.