

INFORMATION

Rapport « Méthode de calcul des valeurs de constat d'impact dans les sols »



Risques chroniques

juin 2019

Les valeurs proposées dans le rapport Méthode de calcul des valeurs de constat d'impact dans les sols, référence Ineris-DRC-01-25587/DESP-R01, sont caduques.

Nous vous invitons à vous référer à la [méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués](#).

URL : http://ssp-infoterre.brgm.fr/sites/default/files/upload/documents/methodo_ssp_2017.pdf



INSTITUT NATIONAL DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET DES RISQUES

Méthode de calcul des Valeurs de Constat d'Impact dans les sols

Ministère de l'Aménagement du Territoire et de
l'Environnement

*R. BONNARD
C. HULOT
S. LEVEQUE*

Direction des Risques Chroniques

Novembre 2001

Méthode de calcul des Valeurs de Constat d'Impact dans les sols

Ministère de l'Aménagement du Territoire et de
l'Environnement

Ce document comporte 29 pages (hors couverture et annexes).

	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	R. BONNARD C. HULOT S. LEVEQUE	H. BAROUDI	M. NOMINE
Qualité	Ingénieurs à la Direction des Risques Chroniques	Responsable de l'Unité Déchets et sites pollués à la Direction des Risques Chroniques	Responsable scientifique à la Direction des Risques Chroniques
Visa			

AVERTISSEMENT

Ce document décrit la méthode d'élaboration des « valeurs de constat d'impact dans les sols » (VCI).

Les VCI dans les sols sont des concentrations de polluants dans les sols exprimées en mg de polluant par kg de terre sèche (mg/kg).

Les VCI dans les sols constituent un des critères pris en compte dans « l'évaluation simplifiée des risques » de la « gestion des sites (potentiellement) pollués »¹.

A ce stade du processus de gestion, la « décision » à prendre consiste à déterminer si, sur le site étudié, il est nécessaire ou non d'effectuer un diagnostic approfondi et une « évaluation détaillée des risques ». Il ne s'agit donc pas de décider de dépolluer le site, et encore moins de déterminer un objectif de dépollution.

Il ne s'agit aucunement d'une approche adaptée ni recommandée dans le cadre d'une évaluation détaillée des risques.

¹ « Gestion des sites (potentiellement) pollués - La visite préliminaire - Le diagnostic initial – L'évaluation simplifiée des risques ». Version 2, mars 2000. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION.....	5
2. METHODE D'ELABORATION DES VCI.....	6
2.1 Toxicité des substances.....	7
2.2 Définition des doses d'exposition à ne pas dépasser (DENPD _{VCI})	10
2.3 Estimation des expositions.....	10
3. VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE RETENUES POUR L'ELABORATION DES VCI.....	13
3.1 Recherche et choix des données toxicologiques.....	13
3.2 Utilisation des données toxicologiques.....	14
4. DEFINITION DES SCENARIOS D'EXPOSITION	15
4.1 L'usage du site	15
4.2 Voies d'exposition	16
4.3 Profondeur de la zone polluée considérée	16
5. MODELISATION DE L'EXPOSITION	17
5.1 Modèle utilisé	17
5.2 Définition des paramètres du modèle	18
5.2.1 Les caractéristiques physico-chimiques des polluants	18
5.2.2 Les paramètres du sol	19
5.2.3 Les paramètres liés au récepteur	20
5.2.3.1 Caractéristiques physiques	20
5.2.3.2 Durées d'exposition	20
5.2.3.3 Ingestion de particules de sol et de poussières du sol	21
5.2.3.4 Ingestions de fruits et légumes	22
5.2.3.5 Surfaces corporelles exposées	24
5.2.3.6 Quantité de sol déposée sur la peau	25
5.3 Modifications apportées au modèle initial HESP 2.1a	26
6. BIBLIOGRAPHIE	27
7. LISTE DES ANNEXES	29

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : VOIES D'EXPOSITION SELON LES SCENARIOS	16
TABLEAU 2 : CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL CONSIDERE	20
TABLEAU 3 : DUREES D'EXPOSITION A L'INTERIEUR ET A L'EXTERIEUR D'UN BATIMENT SELON LE SCENARIO	20
TABLEAU 4 : QUANTITE CONSOMMEE DE LEGUMES ET FRUITS AUTOPRODUITS, CALCULEE A PARTIR DES ETUDES INSEE ET VAL-DE-MARNE	23
TABLEAU 5 : TENEUR EN MATIERE SECHE DES FRUITS ET LEGUMES	24
TABLEAU 6 : DEFINITION DES SURFACES EXPOSEES DANS HESP 2.1A	24
TABLEAU 7 : DEFINITION DES SURFACES CORPORELLES EXPOSEES POUR LE CALCUL DES VCI (ELABORE PAR LES GROUPES DE TRAVAIL MIS EN PLACE PAR LE MATE)	25

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1: SCHEMA GENERAL DU CALCUL DE VALEURS DE CONSTAT D'IMPACT	7
FIGURE 2: PRINCIPE DE L'ESTIMATION DES EXPOSITIONS	11

1. INTRODUCTION

Le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE), en concertation avec l'ensemble des partenaires concernés, élabore une « méthode nationale de gestion des sites (potentiellement) pollués ». Dans le cadre de cette méthode nationale, il a élaboré un « guide méthodologique pour la réalisation de la visite préliminaire, du diagnostic initial et de l'évaluation simplifiée des risques pour la gestion des sites (potentiellement) pollués »².

L'étape « d'évaluation simplifiée des risques - (ESR) » a pour objet de classer les sites étudiés dans trois catégories qui définissent les actions à envisager.

Les trois classes de sites sont les suivantes :

- classe 1: sites pour lesquels il est nécessaire d'effectuer un diagnostic approfondi et une évaluation détaillée des risques ;
- classe 2 : sites à surveiller ;
- classe 3 : sites banalisables, c'est-à-dire compatibles avec l'usage actuel connu ou avec l'usage envisagé par les détenteurs.

Dans la démarche d'évaluation simplifiée des risques, les risques sont considérés par rapport à deux cibles prioritaires : la ressource en eau et la santé publique. L'ESR repose sur la recherche de sources dangereuses, de certains transferts et de la cible pour le schéma conceptuel défini.

Dans le domaine de la pollution des sols, les risques rencontrés par les populations correspondent le plus souvent à des expositions chroniques³. Les valeurs de constat d'impact (VCI) sont élaborées par rapport à ce type d'exposition. Le risque pris en compte est considéré comme un « risque supplémentaire » (notion d'excès de risque) lié à l'exposition aux polluants du site. Le risque de base lié à la pollution ubiquitaire n'est pas pris en compte.

Au stade du diagnostic initial et de l'évaluation simplifiée des risques, on dispose d'un nombre relativement limité de mesures quantitatives de la pollution des sols. La comparaison de ces mesures à des « valeurs de constat d'impact » prédéfinies a pour but de situer ces mesures pour les intégrer dans le processus de classification des sites. Dans le cadre de l'évaluation simplifiée des risques, l'utilisation des VCI intervient dans la partie « Constat d'impact » et constitue l'un des 43 paramètres servant à classer le site. Les VCI sol permettent de constater l'impact de la pollution du milieu sol, en fonction de l'usage de celui-ci.

Ces valeurs ayant pour but d'apprécier les risques chroniques liés à un site pollué, elles doivent être comparées à la concentration moyenne de polluant sur l'ensemble de la zone d'exposition des récepteurs considérés et non à la concentration du polluant au niveau d'un « point noir » qui peut avoir une emprise très réduite par rapport à la zone d'exposition des récepteurs.

² « Gestion des sites (potentiellement) pollués - La visite préliminaire - Le diagnostic initial – L'évaluation simplifiée des risques ». Version 2, mars 2000, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.

³ Exposition durable à un polluant (par opposition à une exposition aiguë).

Pour chaque substance étudiée, les VCI sont définies à partir d'un modèle simple et de scénarios standards. Les deux scénarios standards retenus par le MATE sont :

- un scénario sensible : scénario de type résidentiel avec jardin potager,
- un scénario non sensible : scénario de type industriel mixte comportant un travail en intérieur pour la moitié du temps de l'exposition et un travail en extérieur pour l'autre moitié du temps de l'exposition).

Les voies d'exposition prises en compte, fonction du scénario, sont :

- la voie orale : ingestion directe de particules de sol et de poussières du sol, ingestion d'aliments d'origine végétale cultivés sur le site,
- l'absorption cutanée de polluants à partir du sol et des poussières.

Les VCI étant associées à un usage, il est indispensable d'utiliser ces valeurs en respectant la notion d'usage du site, l'usage du site à considérer étant l'usage actuel ou immédiatement prévisible du site.

Les VCI ne sont utilisables que dans le cadre de l'évaluation simplifiée des risques.

Les VCI ne sont pas applicables à l'évaluation détaillée des risques qui, elle, constitue un élément de réponse à la mise en sécurité du site. L'évaluation détaillée des risques s'appuie en général sur un scénario et des paramètres spécifiques au site étudié et peut faire appel, en fonction des besoins, à des mesures et des modèles spécifiques plus élaborés.

Ce document a pour but de présenter l'ensemble des éléments (méthodes, outils et paramètres), utilisés pour la définition des VCI, et issus d'un consensus des membres des groupes de travail du MATE. Il constituera le tronc commun du calcul des VCI pour les sols, pour toutes les substances étudiées.

2. METHODE D'ELABORATION DES VCI

Ce chapitre décrit la démarche générale d'élaboration des VCI et les concepts de base sur lesquels cette démarche s'est appuyée en matière de toxicité et d'exposition.

Il permet de décrire les hypothèses concernant :

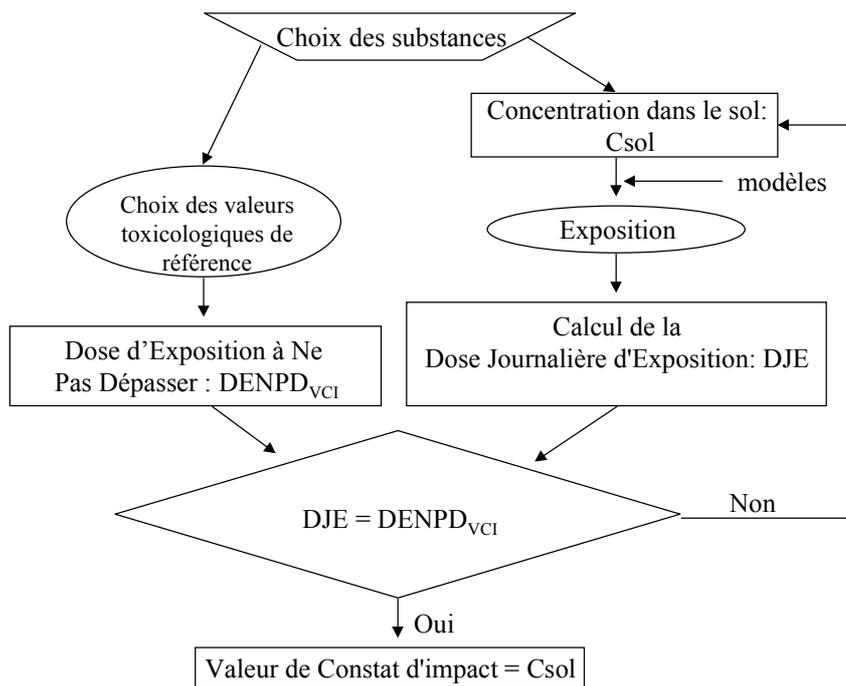
- le cumul des expositions par différentes voies (orale, cutanée) à une même substance, à différentes substances (d'une même famille ou de familles différentes),
- les scénarios de référence utilisés.

L'élaboration des VCI intègre les étapes suivantes, représentées dans la Figure 1 :

1. A partir de l'évaluation du rapport dose - réponse dont le choix est explicité au chapitre 3 et du niveau de risque acceptable retenu mentionné au § 2.2, des doses d'exposition à ne pas dépasser dans le cadre des VCI, nommées dans la suite du document $DENPD_{VCI}$, sont définies. Elles sont exprimées en mg de polluant par kg de poids corporel et par jour (mg/kg.j).
2. L'étape d'évaluation des expositions permet le calcul d'une dose journalière d'exposition (DJE). Ce calcul est effectué à l'aide d'un modèle d'évaluation de l'exposition présenté au § 2.3 qui tient compte des propriétés physico-chimiques des substances, de la nature du sol et des scénarios d'usage du site.

3. Un calcul itératif permet de définir la concentration maximale dans le sol pour laquelle la dose journalière d'exposition reste inférieure aux doses d'exposition prédéfinies au point n°1. Il est effectué à l'aide d'un modèle d'exposition.
4. Les VCI proposées suite au calcul sont discutées au sein des groupes de travail mis en place par le MATE et sont ensuite arrêtées par le MATE. La discussion intègre notamment les aspects suivants : concentrations de polluant rencontrées sur des sites pollués ou non pollués, limites analytiques, stratégie d'échantillonnage, valeurs guides retenues sur le plan international ...

Figure 1: Schéma général du calcul de valeurs de constat d'impact



avec DJE : Dose Journalière d'Exposition

DENPD_{VCI} : Dose d'Exposition à Ne Pas Dépasser dans le cadre des VCI

2.1 TOXICITE DES SUBSTANCES

L'étude de la toxicité d'une substance particulière (ou d'un mélange de substances) consiste, dans un premier temps, à définir leur potentiel dangereux, c'est-à-dire à identifier les effets indésirables qu'une substance est intrinsèquement capable de provoquer chez l'homme. Dans un deuxième temps, il convient d'établir, lorsque cela est possible, les relations "doses-effets"⁴, qui ont pour but de définir une relation quantitative entre la dose ou la concentration administrée ou absorbée et l'incidence de l'effet délétère.

Dans le cas de la définition des VCI, seule la toxicité chronique à moyen et long terme est pertinente pour les populations exposées.

⁴ En cas d'existence de produits de dégradation au moins aussi dangereux que la substance mère, une VCI spécifique sera élaborée et utilisée.

Lors de l'identification du potentiel dangereux d'une substance, on vérifiera si la substance provoque :

- des effets cancérigènes ;
- des effets systémiques (effets sur l'organisme se produisant à distance par rapport au point d'introduction) et le cas échéant lesquels ;
- des effets mutagènes ;
- des effets sur la reproduction et sur le développement.

Concernant les substances considérées comme cancérigènes, il convient de les classer selon le degré de certitude associé à leur éventuel pouvoir cancérigène. Cette classification est effectuée par des organismes 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) (Annexe 3).

Dans l'évaluation du rapport dose-réponse, deux approches existent :

- l'une où l'on parle d'effets à seuil (effets pour lesquels une dose ou concentration, à partir de laquelle un effet néfaste se manifeste, peut être déterminée) ;
- l'autre où l'on considère qu'il n'existe pas de seuil d'effet.

Les relations doses-effets sont issues d'expérimentations chez l'animal, d'études épidémiologiques, d'essais de toxicologie clinique⁵. Pour les substances non cancérigènes et/ou pour les effets non cancérigènes des substances classées cancérigènes, des valeurs seuils applicables à l'homme sont extrapolées pour différents effets et pour différentes voies d'exposition à partir des seuils expérimentaux et de facteurs d'incertitude⁶.

Les organismes nationaux ou internationaux qui proposent ces valeurs publient une documentation qui permet d'identifier avec une précision variable l'effet critique, l'étude clé et les facteurs d'incertitudes retenus.

Des facteurs d'incertitude variant entre 1 et 10, sont généralement appliqués aux paramètres suivants si il y a lieu :

- la variabilité inter-espèce,
- la variabilité intra-espèce,
- le coefficient d'absorption,
- la durée d'exposition,
- la durée de l'étude clé,
- la sévérité de l'effet,

⁵ Ces seuils expérimentaux sont:

- la NOAEL et la NOEL qui sont respectivement la dose la plus élevée 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.

⁶ La notion de facteurs d'incertitude est équivalente à celle des facteurs de sécurité.

- la fiabilité des données,
- la passage de LO(A)EL au NO(A)EL.

A titre d'exemple, le seuil d'effets acceptables chez l'homme proposés par l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement (US EPA) est la dose de référence (RfD) pour les toxiques pertinents résultant d'une exposition par voie orale.

Remarques :

Les valeurs limites d'exposition en milieu professionnel (VLE⁷ et VME⁸) sont des valeurs indicatrices ou réglementaires utilisées dans la gestion des risques professionnels. Par leur nature et leur cadre d'utilisation, les VLE et VME ne sont pas des valeurs suffisamment pertinentes dans le cadre des VCI.

De même, les résultats des études expérimentales exprimés sous la forme de CL50 ou de DL50 ne sont pas pertinents dans le cadre étudié pour trois raisons :

- ce sont des données de toxicité aiguë,
- ce sont des données de mortalité, alors qu'on s'intéresse au plus petit effet adverse produit,
- elles traduisent 50% de mortalité alors qu'on recherche un résultat proche de zéro effet.

Dans l'approche de type sans seuil, la relation entre la dose d'exposition chez l'homme et la probabilité de développer l'effet est exprimée sous la forme d'une valeur de référence toxicologique représentant un " excès de risque unitaire ".

A titre d'exemple, l'excès de risque unitaire proposé par l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement (US EPA) est l'*oral slope factor* (Sfo), traduit par excès de risque unitaire (abrév. ERU_o) pour les expositions par voie orale. Il est exprimé en inverse de mg (de substance) par kg (de poids corporel chez l'homme) et par jour [(mg/kg.j)⁻¹].

Cette valeur de référence toxicologique est établie par modélisation à partir des données disponibles (études chez l'homme ou études expérimentales chez l'animal) en utilisant divers modèles d'extrapolation. Elle représente la pente de la courbe de la relation doses-effets et exprime l'accroissement de risque⁹ de développer l'effet considéré pour un accroissement de la dose journalière d'exposition.

Bien que cela fasse aujourd'hui l'objet de débats, en l'état actuel des connaissances, les effets cancérigènes sont évalués avec une approche sans seuil. Il existe d'autres effets que les cancers, considérés actuellement comme " sans seuil ". C'est le cas par exemple des effets neurotoxiques du plomb.

⁷ VLE : valeur limite d'exposition à court terme : concentrations exprimées en cm³/cm³ et en mg/m³ visant à protéger les travailleurs contre des effets aigus ou des effets d'une exposition momentanée estimée préjudiciable à terme ; valeurs utilisées en France pour les travailleurs sur leur lieu de travail

⁸ VME : valeur limite de moyenne exposition : concentrations exprimées en cm³/cm³ et en mg/m³ visant à protéger les travailleurs contre des effets résultant d'une exposition prolongée ; valeurs utilisées en France pour les travailleurs sur leur lieu de travail

⁹ Par définition le mot risque inclut une notion de probabilité de développer la maladie.

2.2 DEFINITION DES DOSES D'EXPOSITION A NE PAS DEPASSER (DENPD_{VCI})

Pour les substances à seuil, les doses d'exposition à ne pas dépasser, les DENPD_{VCI}, sont la dose journalière tolérable. Dans le calcul des VCI, le rapport entre la dose journalière d'exposition et la dose journalière tolérable doit correspondre à un indice de risque de 1.

Pour les substances cancérigènes, les DENPD_{VCI}, sont le niveau d'excès de risque individuel de 10^{-4} , retenu comme valeur-repère par les groupes de travail mis en place par le MATE pour l'élaboration des valeurs de constat d'impact. Ce choix est issu de lectures bibliographiques et basé sur deux objectifs :

- la volonté d'identifier un maximum de sites,
- la nécessité de hiérarchiser les moyens .

2.3 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 peut concerner l'ensemble de la population desservie par des captages affectés par la pollution. Cet aspect implique l'étude du transfert de la pollution du sol vers les nappes souterraines et/ou les ressources en eaux superficielles. Sur un plan pratique, il est pris en compte dans l'ESR, dans les fiches correspondant à ces milieux. Les VCI pour ces milieux sont dérivées du décret français 89-3 du 3 janvier 1989 "relatif aux eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles" dans le cas d'un usage sensible..., et ne sont donc pas traitées dans le présent document ;
- ou bien elle est liée à la présence directe des populations sur le site ou à proximité¹⁰. La méthode de calcul présentée dans ce document concerne les VCI pour ce type d'exposition.

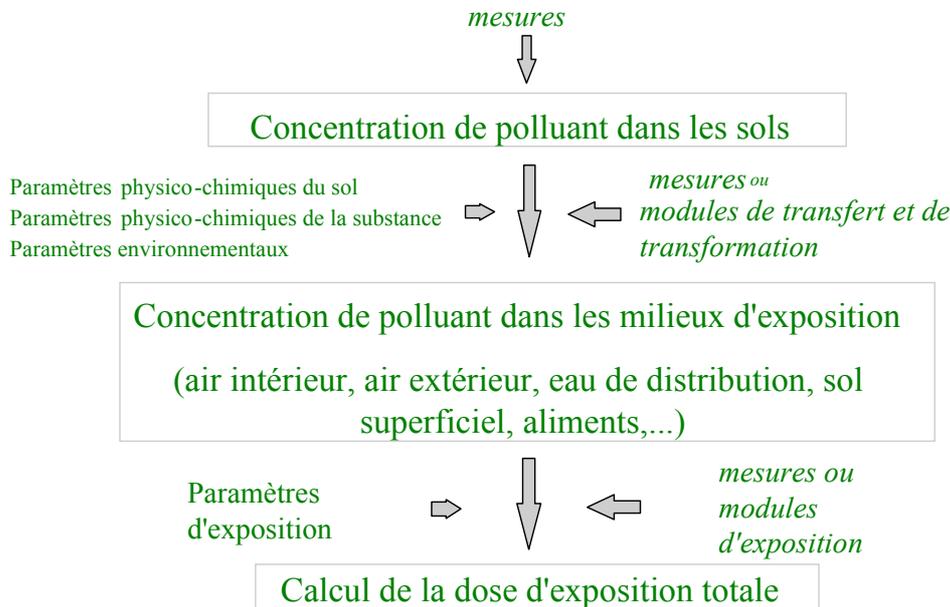
L'exposition à une substance polluante présente dans le sol dépend, d'une part, de sa concentration et de son comportement physico-chimique dans le sol, et d'autre part, du type d'exposition des individus avec ce polluant définis dans un (des) scénario(s) selon l'usage du site. Une estimation de l'exposition repose donc sur ces deux aspects.

En fonction de l'usage du site et de son sol, l'exposition procède par différentes voies. Pour les scénarios retenus dans le calcul des VCI, elles peuvent se regrouper selon les différents modes d'admission que sont l'ingestion et le contact cutané. D'après le compartiment environnemental envisagé (sol, aliments), on peut distinguer :

- l'ingestion directe de particules de sol et de poussières du sol,
- l'ingestion d'aliments d'origine végétale, cultivés sur le site,
- l'absorption cutanée de sol et de poussières.

¹⁰ Il est rappelé (cf. Guide ESR) qu'un sol contaminé à l'extérieur d'un site qui en est à l'origine est considéré comme une source à part entière.

Figure 2: Principe de l'estimation des expositions



L'estimation quantitative de l'exposition fait appel à des modèles d'exposition, pour les raisons suivantes :

- 1) Certaines mesures dans les milieux d'exposition autres que le sol sont possibles, mais dans le cas d'un diagnostic initial, elles ne sont pas toujours réalisées (ex : analyses dans les légumes).
- 2) Les marqueurs biologiques n'existent que pour quelques substances et ce type de mesures n'est réalisé que pour certaines évaluations détaillées des risques.
- 3) 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 de l'exposition.

Le développement d'un modèle passe par une étape de vérification de la cohérence interne de celui-ci, à savoir, la cohérence avec les conceptions scientifiques sous-jacentes, avec les différents éléments du modèle entre eux, voire la cohérence entre les équations et les paramètres codés dans le modèle et ceux donnés dans les manuels d'utilisation.

Par ailleurs, un modèle doit être validé par des mesures *in situ* afin de vérifier le bien-fondé de ces hypothèses et de ces prévisions. Ce point est la première limite des modèles d'exposition. En effet, 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 de la modélisation de la dose reçue. Cette validation 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. De plus, il est inutile d'utiliser des modèles complexes si l'on ne dispose pas de toutes les données d'entrée.

Le bien-fondé de l'utilisation de ces modèles d'exposition non validés a fait l'objet de débats au sein des groupes de travail mis en place par le MATE, unanimement conscient des limites scientifiques de cette approche. Celle-ci est cependant apparue nécessaire du fait du manque de connaissances sur l'exposition due aux sols pollués et à la nécessaire cohérence avec la démarche appliquée dans les différents pays.

L'évaluation de l'exposition humaine aux polluants d'un sol dans la démarche d'élaboration des VCI va donc consister à évaluer :

- la contamination des différents compartiments environnementaux (dans le cas présent, uniquement les aliments d'origine végétale) à partir de la pollution dans le sol,
- puis la possibilité de contact ou la quantité de polluant administré¹¹ 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.

Les propriétés physico-chimiques du polluant, celles du sol et les paramètres d'interactions polluant-sol, déterminent sa répartition entre les phases solide, liquide et gazeuse du sol. La mobilité dans ces deux dernières phases conditionne un possible transfert de pollution vers les autres compartiments environnementaux.

Des phénomènes de volatilisation, de diffusion, de percolation et/ou de ruissellement¹² sont susceptibles d'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 peuvent alors être contaminés, le niveau de contamination dans les végétaux dépendant des propriétés de biodisponibilité et de bioconcentration de la substance polluante.

La modélisation quantitative de l'exposition via l'ingestion d'aliments d'origine végétale (cultures sur le site) dans le cadre de VCI, reposera autant que possible sur des données issues d'études expérimentales concernant la bioaccumulation du polluant considéré dans les végétaux. A défaut, il pourra être nécessaire de partir des paramètres décrivant :

- le sol,
- les caractéristiques des végétaux.

¹¹ C'est-à-dire mise en contact avec les barrières de l'organisme

¹² Les phénomènes de percolation et de ruissellement ne sont pas pris en compte dans l'élaboration des VCI

Une dose journalière d'exposition (DJE) sera alors 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, procédant par le même mode d'administration.

$$DJE = \sum d_i$$

avec $d_i = Q_i * C_i$

Q_i : quantité de substrat ingéré ou mis au contact de la peau

C_i : concentration de polluant dans le substrat

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

- l'alimentation,
- les caractéristiques physiologiques de l'homme,
- le budget espace-temps.

3. VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE RETENUES POUR L'ELABORATION DES VCI

Les données et les méthodes actuellement disponibles en évaluation des risques permettent difficilement de quantifier le risque des substances en mélange. Concernant les données toxicologiques, on considérera les valeurs propres à chaque substance prise individuellement. Cependant, dans le cas de substances polluantes émises sous forme de mélange (comme les PCB), les données disponibles peuvent justifier le fait d'étudier le mélange plutôt que les substances prises individuellement. Les données toxicologiques, par exemple, ont pu être définies sur la base de mélanges commerciaux, retrouvés sous une forme similaire dans les sols. Les VCI correspondantes feront référence, dans ce cas, au mélange plutôt qu'aux substances.

3.1 RECHERCHE ET CHOIX DES DONNEES TOXICOLOGIQUES

Plusieurs bases de données documentaires ou séries de monographies sont consultées dont :

- Annexe I de la Directive européenne 67/548 (93/72/CEE) et l'annexe VI du Journal Officiel de la Communauté Européenne (JOCE L 110 A),
- Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France et autres publications sous l'autorité du Ministère chargé de la Santé,
- ECDIN : *Environmental Chemicals Data and Information Network*, produite par le Centre Européen de Recherche d'Ispra,
- Environmental Health Criteria, série de monographies publiées par l'Organisation Mondiale de la Santé,
- HSDB : *Hazardous Substances Databank*, banque de données factuelle et textuelle produite par la National Library of Medicine (USA),
- IRIS : *Integrated Risk Information System*, banque de données factuelle produite par l'US EPA,

- IUCLID : *International Uniform Chemical Information Database*, produite par le Centre Européen de Recherche d'Ispra,
- RIVM : *Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu* (National Institute of Public Health and the Environment),
- Toxicological Profiles, série de monographies publiées par l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA, USA),
- UBA : *Umweltbundesamt: Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten*,
- INERIS : Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques.

Pour chacune des sources, les versions présentant les données les plus à jour seront utilisées.

Les valeurs toxicologiques de référence à utiliser pour l'élaboration des VCI pour chaque substance (ou famille de substances) seront choisies parmi les valeurs toxicologiques de référence publiées. Ce choix sera fondé sur la pertinence et la qualité de ces références.

Remarque :

Il conviendra de faire attention à la définition des valeurs toxicologiques de référence retrouvées, une dose administrée étant différente d'une dose absorbée, par exemple. Les doses citées seront toujours celles administrées.

3.2 UTILISATION DES DONNEES TOXICOLOGIQUES

Pour l'élaboration des VCI, les valeurs toxicologiques de référence propres à chacune des voies d'exposition (voies orale et cutanée) sont comparées aux doses journalières d'exposition issues de ces mêmes voies.

- En l'absence de référence toxicologique propre à la voie cutanée, une valeur est dérivée de la référence toxicologique propre à la voie orale, s'il s'avère qu'il est pertinent de prendre en compte la voie cutanée et que les effets produits par les deux voies sont similaires. La référence toxicologique propre à la voie orale correspond à une dose tolérable externe, tandis que la dose d'exposition par voie cutanée qui est calculée pour établir les VCI est une dose interne. Pour convertir la référence de la voie orale en référence pour la voie cutanée (c'est-à-dire une dose externe¹³ en dose interne¹⁴), il faut utiliser le taux d'absorption par voie orale de la substance étudiée selon les formules mentionnées.

- Pour une substance à seuil,

soient D (exprimée en mg/kg.j), la valeur toxicologique pour la voie orale basée sur la dose administrée et C, le taux d'absorption de la substance par voie orale, alors B (mg/kg.j), la valeur toxicologique équivalente basée sur la dose absorbée se calcule de la manière suivante :

$$B = D * C$$

¹³ dose externe ou dose administrée : quantité de polluant mise en contact avec les barrières de l'organisme

¹⁴ dose interne ou dose absorbée : quantité de polluant ayant pénétrée les barrières de l'organisme

- Pour une substance sans seuil,

de manière équivalente, l'excès de risque unitaire basé sur la dose absorbée (ERU' exprimé en $(\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$) se calcule à partir de l'excès de risque unitaire lié à la voie orale (ERU exprimé en $(\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$) de la manière suivante :

$$\text{ERU}' = \text{ERU} / C$$

- Les valeurs toxicologiques de référence propres aux voies orale et respiratoire peuvent être dérivées l'une de l'autre, en l'absence de l'une ou de l'autre, si les effets produits par les voies sont similaires. La référence toxicologique de la voie orale est obtenue à partir de la référence toxicologique de la voie respiratoire en multipliant cette dernière par le volume journalier inhalé par le récepteur et en la divisant par le poids du récepteur.

Dans le calcul des VCI, pour chacune des deux voies, orale et cutanée, le rapport entre la dose journalière d'exposition et la dose d'exposition à ne pas dépasser $\text{DENPD}_{\text{VCI}}$ est calculé, il correspond à un indice de risque. Si les effets toxiques de la substance considérée sont similaires pour les deux voies, les deux indices de risque sont sommés. La VCI est une concentration de polluant dans le sol qui correspond à un indice total de risque de 1. Si les effets sont différents selon les voies d'absorption prises en compte dans le calcul des VCI, il est retenu de définir la VCI à partir de la voie d'absorption présentant l'indice de risque le plus élevé.

Pour les substances sans seuil, les doses de référence toxicologiques VCI découlent des valeurs d'excès de risque unitaire (ERU_0) définies par les organismes nationaux ou internationaux et d'une valeur d'excès de risque individuel (ERI) jugée comme acceptable (10^{-4} comme mentionné au chapitre 2). Ainsi, on peut écrire :

$$\text{DENPD}_{\text{VCI}} = \text{ERI} / \text{ERU}_0$$

La VCI étant la concentration de polluant dans le sol qui correspond à la dose d'exposition à ne pas dépasser $\text{DENPD}_{\text{VCI}}$.

4. DEFINITION DES SCENARIOS D'EXPOSITION

L'évaluation simplifiée des risques dans le cadre de la gestion des sites et sols pollués est basée sur la prise en compte des risques chroniques pour la santé humaine des populations présentes (de manière permanente ou répétée) sur le site.

Parallèlement à la prise en compte des valeurs toxicologiques, nous avons besoin d'estimer l'exposition de la population liée à l'usage du site.

L'évaluation simplifiée ne concerne que l'usage actuel du site ou celui prévu pour un futur proche.

4.1 L'USAGE DU SITE

Ainsi, pour la détermination des VCI, deux scénarios de référence différents sont définis, relatifs à divers types d'usages :

- un scénario sensible correspondant à un scénario résidentiel avec culture d'un jardin potager,

- un scénario non sensible correspondant à un scénario industriel mixte comportant un travail à l'intérieur et un travail en plein air (construction, manutention) nécessitant ou induisant des mouvements de terre ou l'émission de poussières du sol. Le temps passé respectivement à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments est de quatre heures par journée d'exposition.

Plusieurs VCI pour une même substance ou famille de substances sont proposées. Les personnes chargées de l'évaluation simplifiée des risques, dans le cadre de la concertation définie par la méthode nationale, choisissent le scénario le plus adapté à la situation du site qui est classé.

4.2 VOIES D'EXPOSITION

Les groupes de travail mis en place par le MATE ont choisi de ne retenir que les trois voies d'exposition suivantes :

- l'ingestion directe de particules de sol et de poussières du sol,
- l'ingestion de fruits et légumes autoproduits,
- l'absorption cutanée de sol et de poussières.

Les expositions par voie respiratoire ne sont donc pas prises en compte.

Chaque scénario correspond à une prise en compte d'un certain nombre de voies d'exposition, comme présenté dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1 : Voies d'exposition selon les scénarios

Voies d'exposition	Scénario sensible	Scénario non sensible
	Résidentiel avec potager	Industriel mixte (4 heures à l'intérieur, 4 heures à l'extérieur, par jour d'exposition)
ingestion directe de particules de sol ou de poussières du sol	X	X
ingestion de légumes et de fruits autoproduits	X	
absorption cutanée de sol et de poussières	X	X

Le scénario sensible suppose l'exposition de populations sensibles (comme des enfants).

4.3 PROFONDEUR DE LA ZONE POLLUEE CONSIDEREE

L'exposition d'un individu à une substance chimique suppose que cette substance entre en contact avec cet individu.

Dans le cadre des scénarios retenus dans le calcul des VCI qui prennent en compte les voies ingestion directe de particules de sol ou de poussières du sol, ingestion de légumes ou fruits autoproduits, absorption cutanée de sol et de poussières, seules sont pertinentes les concentrations en polluants :

- en surface dans le cas des voies ingestion de particules de sol et de poussières du sol, et absorption cutanée de sol et poussières, celles-ci étant des voies de contact direct,
- jusqu'à une profondeur de quelques dizaines de centimètres lorsque la voie d'exposition par ingestion de fruits et légumes est considérée.

La tranche de sol à caractériser, dans les parties constat et évaluation d'un impact de l'ESR (pour la caractérisation du sol en tant que milieu d'exposition), est donc la tranche 0-30 centimètres.

Pour chacune des substances étudiées est donc établie une grille de VCI en fonction de l'usage du site.

5. MODELISATION DE L'EXPOSITION

5.1 MODELE UTILISE

HESP 2.1a a été choisi comme base de travail parce qu'au début des travaux concernant les VCI, c'était le seul logiciel européen disponible sur le marché.

Le modèle HESP 2.1a et le modèle néerlandais CSOIL, développés par l'institut de l'environnement et de la santé publique néerlandais RIVM pour le calcul des valeurs guides néerlandaises ont des bases communes.

Ce modèle a fait l'objet de plusieurs versions écrites, dont la monographie n° 40 du groupement ECETOC (European Chemical Industry Ecology & Toxicology Centre). Il a également été développé sous forme de logiciels dont HESP version 2.1a. (Veerkamp et ten Berge, 1994), développé et édité par la compagnie Shell International Petroleum et CSOIL développé et commercialisé par la société Tauw.

Ce modèle simple est spécifique de l'évaluation de l'exposition des individus due aux sols pollués. Il fait partie de la catégorie dite « screening models ». Il repose à la fois sur des principes physico-chimiques et des modèles empiriques basés sur des études de recherche de type laboratoire.

Les équations du modèle HESP 2.1a ont été réécrites par l'INERIS sous le format d'une feuille de calcul Excel©. La justesse de ce travail de réécriture a été vérifiée par comparaison des résultats obtenus avec HESP 2.1a.

La valeur d'un certain nombre de paramètres non modifiable sous HESP 2.1a a alors été adaptée au cas français. Par ailleurs certaines équations du modèle initial ont été modifiées ou remplacées.

L'ensemble des modifications apportées est présenté ci-dessous. Les paramètres dont les valeurs ont été modifiées sont présentés au paragraphe 5.2. Les transformations apportées au modèle HESP 2.1a sont détaillées au paragraphe 5.3. Tous les autres paramètres et toutes les autres équations entrant en jeu dans le modèle servant au calcul des VCI, sont les mêmes que ceux de HESP 2.1a. Ils sont retranscrits en annexe 1.

Le modèle HESP 2.1a est utilisé en particulier lors de la prise en compte de la voie ingestion de fruits et légumes autoproduits. Il est nécessaire pour le calcul de la concentration dans les plantes lors de l'absence de valeurs de BCF (facteurs de bioconcentration) spécifiques (expérimentaux). Il est également utilisé dans la détermination de l'exposition via la voie absorption cutanée de sol et poussières, lorsque aucun taux d'absorption cutané depuis le sol n'est disponible.

5.2 DEFINITION DES PARAMETRES DU MODELE

Dans ce paragraphe, seuls les paramètres à définir par l'utilisateur sous HESP 2.1a et les paramètres modifiés, par rapport à ce modèle, sont présentés. La valeur de tous les autres paramètres fixés dans HESP 2.1a a été conservée.

Les valeurs présentées ici ont été confrontées à l'état des connaissances des groupes de travail mis en place par le MATE. Si à l'avenir de nouveaux éléments se faisaient jour pouvant modifier de façon sensible des paramètres d'élaboration des VCI, des modifications pourraient être apportées à ce paragraphe dans le cadre d'une version révisée de ce document.

Les paramètres mis en jeu dans la modélisation de l'exposition peuvent être entachés d'une plus ou moins grande variabilité et d'une incertitude. 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). Il est nécessaire de bien distinguer les différentes raisons induisant une dispersion des valeurs de paramètres. Ainsi, il y a des paramètres (comportement, poids corporel, hétérogénéité des milieux) qui sont variables, mais dont nous pouvons avoir une idée de la distribution (intervalles des valeurs rencontrées) et des paramètres dont nous ne connaissons pas les valeurs réelles, et pour lesquelles nous devons faire des estimations. Le choix du niveau de sécurité dans l'évaluation passe alors en partie par une définition plus ou moins majorante des valeurs de paramètres.

5.2.1 Les caractéristiques physico-chimiques des polluants

La modélisation du transfert des polluants entre les différents compartiments fait appel à des paramètres caractérisant le comportement physico-chimique de la substance : pression de vapeur, solubilité, coefficient de diffusion dans l'air, coefficient de diffusion dans l'eau, coefficient de perméabilité cutanée. Dans le calcul des VCI, ces paramètres sont utilisés pour la modélisation de la concentration dans les fruits et légumes lorsque aucun facteur de bioconcentration (BCF) n'a pu être retrouvé, dans la littérature scientifique, pour la substance considérée. Les valeurs de ces paramètres prises en compte sont celles spécifiques à la substance en dehors de tout mélange (excepté dans les cas où le choix de mélanges commerciaux a été retenu par rapport au choix de substances individuelles).

La valeur attribuée à certains de ces paramètres est très importante : elle conditionne la prévision du devenir du polluant dans le sol, à commencer par la distribution du polluant entre les phases solide, liquide et gazeuse du sol. Ces paramètres sont déterminés en laboratoire. Mais selon les conditions expérimentales, les moyens et les méthodes analytiques, des valeurs différentes sont proposées dans les publications. Il est donc important de consulter plusieurs bases de données et références bibliographiques. Après avoir écarté les valeurs les plus divergentes et en fonction du nombre de données, des valeurs sont choisies, en fonction de leur représentativité, des conditions expérimentales et des sources documentaires dont elles sont issues. Le choix des paramètres sera réalisé selon les critères suivants :

- valeurs mesurées expérimentalement, de préférence à des valeurs estimées ou calculées,
- conditions expérimentales adaptées au cas des VCI (par exemple, coefficients de partage carbone organique-eau mesurés dans des sols aux caractéristiques proches de ceux modélisés),
- si à l'issue de cette sélection, plusieurs valeurs sont encore disponibles, une moyenne (arithmétique ou géométrique, selon le type de paramètre considéré) pourra être réalisée.

Dans certains cas, on peut être amené à utiliser des équations pour estimer ces paramètres. Par exemple, pour le coefficient de partage carbone organique-eau d'une substance organique donnée, lorsqu'il existe trop peu de valeurs expérimentales dans la littérature ou/et lorsque celles-ci sont trop divergentes, on utilisera des relations quantitatives structure/activité (QSAR) pour définir ce paramètre.

Néanmoins, l'utilisation de valeurs spécifiques aux substances étudiées et issues de la littérature reste préférable. Pour l'élaboration des VCI, lorsque l'on disposera des données nécessaires pour la substance étudiée, ces valeurs déterminées de façon spécifique et issues de la littérature seront utilisées.

Outre les publications spécifiques à chaque substance étudiée, des bases de données et documents de référence sont habituellement utilisés pour les paramètres nécessaires au calcul des VCI :

- les bases de données de HSDB, de IUCLID, les monographies de l' ATSDR,
- les documents de l'US EPA, Soil Screening Guidance (US EPA 1996), Dermal Exposure Assessment (US EPA 1992), plus ceux qui traitent de substances ou groupes de substances,
- le document du modèle allemand UMS (Hempfling et al. 1997),
- les Handbook (Verschuere 1993, Lyman 1990, Merck 1989),
- les monographies de l'OMS,
- les documents du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France...

5.2.2 Les paramètres du sol

Les paramètres du sol interviennent dans la modélisation de la concentration de polluant dans les fruits et légumes.

Les propriétés du sol conditionnent la partition du polluant entre les différentes phases du sol et son devenir.

Les paramètres physico-chimiques du sol utilisés dans le modèle sont les suivants : teneur en carbone organique (foc), densité apparente (SG), porosité totale (P), teneur en eau (SNw) et température.

Pour le scénario sensible, on suppose la présence d'une couche de sol cultivable correspondant aux trente premiers centimètres de sol (couche mise en jeu dans l'ingestion de fruits et légumes cultivés sur le site).

Le sol considéré est un sol de type limoneux aux caractéristiques intermédiaires entre un sol argileux et un sol sableux.

Tableau 2 : Caractéristiques physico-chimiques du sol considéré

	Scénario sensible
foc (%)	3
Densité apparente SG (kg/l)	1,3
Porosité totale (%)	50
Teneur en eau (%)	20
Température moyenne annuelle du sol (°C)	10

Remarque : Les variations journalières des paramètres comme la température ne sont pas prises en compte dans le modèle. De même, la pluviométrie n'est pas prise en compte.

Des paramètres complémentaires comme le pH ou le potentiel rédox d'un sol pourront être pris en compte dans le modèle à l'occasion de l'élaboration de valeurs de constat d'impact pour des substances spécifiques où ces paramètres jouent un rôle important.

5.2.3 Les paramètres liés au récepteur

5.2.3.1 Caractéristiques physiques

L'enfant est assimilé à un individu d'âge inférieur à 6 ans, ayant un poids moyen de 15 kg. L'adulte est caractérisé par un poids de 70 kg.

5.2.3.2 Durées d'exposition

Tableau 3 : Durées d'exposition à l'intérieur et à l'extérieur d'un bâtiment selon le scénario

Scénario sensible (résidentiel avec potager)				
	Adulte		Enfant	
	Hiver	Eté	Hiver	Eté
dans l'habitation	14 h - 5 j / 7 23 h - 2 j / 7	12 h - 7 j / 7	23 h - 7 j / 7	16 h - 7 j / 7
en plein air	1 h - 7 j / 7	3 h - 5 j / 7 12 h - 2 j / 7	1 h - 7 j / 7	8 h - 7 j / 7
Scénario non sensible (industriel mixte avec travail en plein air et travail à l'intérieur)				
à l'extérieur	4 h - 220 j / an			
à l'intérieur	4 h - 220 j / an			

Pour le scénario sensible, la durée d'exposition est de trente ans et par convention, on considère que la fréquence d'exposition pendant cette durée est de 365 jours par an. En semaine, les personnes de plus de 6 ans passent neuf heures hors du site d'exposition (au travail, en classe, dans les transports...) tandis que le week-end ils sont présents en continu sur le site, soit à l'intérieur de leur habitation, soit en plein air. Les enfants de moins de 6 ans sont supposés présents sur le site en continu tous les jours. Dans le calcul des VCI, on considère que les six premières années d'exposition se rapportent à une cible de type "enfant", et les vingt-quatre années suivantes, à une cible de type "adulte".

Le scénario non sensible suppose qu'une personne passe 8 heures par jour sur le site dont 4 heures à l'intérieur et 4 heures à l'extérieur du bâtiment, "x" jours par an (temps de présence détaillés dans le tableau). Il s'agit uniquement d'une population d'adultes.

Dans le scénario non sensible, la fréquence d'exposition est de 220 jours par an, déduction faite des jours de week-ends et de congés. La durée d'exposition est de quarante ans.

Pour les substances cancérigènes, c'est l'accumulation des doses d'exposition reçues durant la vie entière qui détermine la probabilité de l'effet toxicologique de la substance. La dose journalière d'exposition liée au site est donc transformée pour obtenir une dose journalière équivalente sur soixante-dix ans.

Exemple : pour le scénario dit sensible, $D_1 = D_2 \cdot \frac{30}{70}$

D_1 : dose journalière d'exposition équivalente sur la vie entière (prise égale à 70 ans)

D_2 : dose journalière d'exposition reçue durant la période d'exposition de 30 ans

5.2.3.3 Ingestion de particules de sol et de poussières du sol

La quantité de sols et poussières ingérée par un enfant et un adulte est un élément largement débattu en matière d'évaluation des risques liés aux sites et sols pollués et qui ne fait pas l'objet d'un consensus.

De nombreuses études de mesure d'ingestion de particules de sol ont été menées chez des enfants (Binder et al. 1986, Clausing et al. 1987, Davies et al. 1990, Calabrese et al. 1989, Stanek et Calabrese 1991, Van Wijnen et al. 1990)¹⁵. Les valeurs moyennes se situaient entre 39 mg/j et 271 mg/j de sol ingéré, avec une moyenne globale de 146 mg/j de sol ingéré, et 191 mg/j de sol et poussières ingérés. Les valeurs les plus élevées (jusqu'à 1432 mg/j) ont été obtenues dans l'étude de Calabrese et al. (1989) et lorsque le titane était utilisé comme traceur. En tenant compte du fait que le titane peut présenter de plus grandes variations que les autres traceurs, et que les études de Calabrese et al. (1989) incluaient un enfant pica (comportement avec ingestion volontaire de sol), l'EPA a estimé que 100 mg/j était une valeur moyenne représentative de l'ingestion de particules de sol par les enfants de moins de six ans. L'EPA a aussi utilisé 200 mg/j comme valeur moyenne précautionneuse de l'ingestion de particules de sol.

A partir de ces données, une quantité moyenne de 150 mg par jour de sol et poussières issues du sol ingéré par un enfant a été retenue pour l'élaboration des VCI dans le cadre du scénario sensible, ce qui semble constituer une évaluation raisonnablement majorante mais non aberrante.

¹⁵ op cit Superfund Exposure Assessment Manual, US EPA, 1988.

Chez les adultes, Calabrese n'a réalisé qu'une seule étude (Calabrese et al. 1990). Les mesures indiquaient une ingestion d'environ 50 mg par jour. Mais cette étude portant sur un effectif restreint ne distingue pas les individus selon leur type d'activité et le temps passé à l'intérieur ou à l'extérieur d'un bâtiment.

A partir d'hypothèses sur la surface corporelle et les fréquences de contact avec le sol et les poussières, Hawley estime (Hawley 1985) qu'un adulte ingère une quantité de sols et de poussières de:

- 0,5 mg par jour dans sa pièce de séjour,
- 110 mg par jour, s'il fréquente une zone empoussiérée comme un grenier ou un sous-sol,
- 480 mg par jour lors de travaux de jardinage.

Dans son guide pour l'évaluation des risques, l'US EPA propose comme valeur par défaut 50 mg/jour de sol ingéré par un adulte dans un scénario résidentiel et dans un scénario industriel (US EPA 1988).

Dans HESP 2.1a, d'après le mode de calcul utilisé pour quantifier l'ingestion de particules de sol, un adulte ingère 300 mg de sol et de poussières en huit heures passées à l'extérieur.

A partir de ces éléments, on retient pour l'élaboration des VCI, dans le cadre du scénario sensible et du scénario non sensible, une quantité de 50 mg par jour de sol et de poussières ingérée par un adulte.

5.2.3.4 Ingestions de fruits et légumes

Dans le modèle des VCI, la consommation de fruits et légumes est considérée sur toute l'année.

Le modèle néerlandais utilise les quantités globales de végétaux-racines et de végétaux aériens consommées par un individu moyen multipliées par un facteur général d'autoconsommation. Pour une meilleure adaptation des données au cas français, nous avons utilisé deux études :

- une étude publiée par l'INSEE en 1991 (Dubeaux 1994),
- une étude sur le comportement alimentaire de la population du Val-de-Marne (Preziosi et al. 1991).

La démarche utilisée est détaillée en Annexe 4.

Nous avons ainsi pu estimer les quantités consommées de légumes et fruits autoproduits par la population française, à l'exclusion des dons. Ces valeurs sont données dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Quantité consommée de légumes et fruits autoproduits, calculée à partir des études INSEE et Val-de-Marne

Produits consommés*	« les moins de 6 ans »	« les plus de 6 ans »
fruits (g/j)	8	15
potatoes (g/j)	29	44
carottes (g/j)	6	12
poireaux (g/j)	4	10
navets (g/j)	0,6	1
radis (g/j)	1	2
salades (g/j)	8	19
tomates (g/j)	4	11
haricots verts (g/j)	4	11
choux (g/j)	3	6
courgettes (g/j)	1	3
petits pois (g/j)	0,7	1

*Pour l'estimation des doses d'exposition des regroupements de végétaux peuvent être faits en fonction des facteurs de bioconcentration disponibles dans la littérature. Les poireaux, salades, choux sont alors définis comme des « légumes feuilles »; les carottes, navets, radis comme des « légumes racines »; les tomates, haricots verts, courgettes comme des « légumes fruits » et les petits pois comme des « légumes graines ».

Les valeurs des teneurs en matière sèche spécifiques à chacun des douze types de fruits/légumes ont été recherchées (Oak Ridge National Laboratory 1984, US EPA 1996). Ces valeurs sont données dans le tableau 5.

Tableau 5 : Teneur en matière sèche des fruits et légumes

Produits consommés	Teneur en matière sèche
fruits	0,178
pommes de terre	0,222
carottes	0,118
poireaux	0,117
navets	0,202
radis	0,202
salades	0,052
tomates	0,059
haricots verts	0,111
choux	0,076
courgettes	0,073
petits pois	0,257

5.2.3.5 Surfaces corporelles exposées

La définition des surfaces corporelles qui peuvent être en contact avec le sol a été modifiée par rapport aux données définies dans HESP 2.1a. Les surfaces corporelles découvertes prises en compte sont supérieures à celles utilisées dans le modèle néerlandais.

Tableau 6 : Définition des surfaces exposées dans HESP 2.1a

Lieu d'exposition	Adulte	Enfant
A l'intérieur	$A_{exp} = A_m$	$A_{exp} = 0,5 * A_{bm}$
A l'extérieur	$A_{exp} = A_{am}$	$A_{exp} = A_{bm} + A_{jp}$

Tableau 7 : Définition des surfaces corporelles exposées pour le calcul des VCI (élaboré par les groupes de travail mis en place par le MATE)

Scénario sensible		
	Adulte	Enfant
dans l'habitation	$A_{\text{exp}} = \frac{A_m}{2} + 0,5 * \frac{A_{jp} + A_{bm}}{2} = 0,27 m^2$	$A_{\text{exp}} = \frac{A_m}{2} + 0,5 * \frac{A_{bm} + A_{jp}}{2} = 0,085 m^2$
en plein air	$A_{\text{exp}} = \frac{A_m}{2} + 0,5 * \frac{A_{jp} + A_{bm}}{2} = 0,27 m^2$	$A_{\text{exp}} = \frac{A_m}{2} + 0,5 * \frac{A_{bm} + A_{jp}}{2} = 0,085 m^2$
Scénario non sensible		
à l'extérieur	$A_{\text{exp}} = \frac{A_m}{2} + \frac{A_{bm}}{2} = 0,21 m^2$	
à l'intérieur	$A_{\text{exp}} = \frac{A_m}{2} + \frac{A_{am}}{2} = 0,13 m^2$	

avec A_{exp} : surface corporelle exposée

A_{jp} : surface des jambes et des pieds

A_{bm} : surface des bras et des mains

A_{am} : surface des avant-bras et des mains

A_m : surface des mains

Le calcul de la surface exposée cherche à prendre en compte la surface corporelle découverte en saison froide et en saison chaude. Les surfaces exposées sont moyennées sur l'année d'où l'utilisation des facteurs 1/2 .

5.2.3.6 Quantité de sol déposée sur la peau

Dans le cas du scénario sensible, la quantité de sol déposée sur la peau à l'extérieur a été modifiée. Quel que soit le scénario, HESP 2.1a utilise une même valeur, pour l'adulte : 0,0375 kg/m². Cette valeur a été conservée pour le scénario non sensible, mais elle a été modifiée pour le scénario sensible : 0,01 kg/m² (OSA Guidance, US EPA 1992).

5.3 MODIFICATIONS APPORTEES AU MODELE INITIAL HESP 2.1A

HESP 2.1a est un modèle d'exposition simple faisant partie de la catégorie des « screening models ».

Les phénomènes de dégradation de la substance au cours du temps, de réduction de la pollution dans le sol liée à la lixiviation, à la volatilisation et au prélèvement par les plantes ne sont pas pris en compte. La concentration dans le sol est considérée comme constante au cours du temps. Il en résulte une possible surestimation de l'exposition. Ce type de modèle ne permet pas de prendre en compte le devenir des mélanges de polluants dans le sol. Les substances sont traitées individuellement, ce qui conduit à surestimer la solubilité et la volatilité.

Une modification concernant l'équation d'évaluation de la dose d'exposition par absorption cutanée à partir de sol et de poussières a été réalisée.

L'approche utilisée par défaut, lorsque l'on dispose d'un taux d'absorption cutanée à partir du sol pour la substance étudiée, est la suivante

$$DA_s = A_{\text{exp}} * DAE_e * tx * Cs / P$$

$$DA_p = A_{\text{exp}} * DAE_i * tx * frs * Cs / P$$

avec

DA_s : dose d'exposition par contact avec le sol (mg/kg.j d'exposition)

DA_p : dose d'exposition par contact avec les poussières contenant du sol (mg/kg.j d'exposition)

A_{exp} : surface corporelle exposée (m²)

DAE : quantité de sol ou de poussières sur la peau (kg/m²)

tx : taux d'absorption cutanée à partir du sol (-/j d'exposition)

frs : fraction de sol dans les poussières (-)

Cs : concentration de polluant dans le sol (mg/kg)

P : poids du récepteur (kg)

En l'absence de taux d'absorption cutanée à partir du sol, l'approche proposée par HESP 2.1a sera utilisée pour les substances organiques.

6. BIBLIOGRAPHIE

Arbeitsgemeinschaft der leitenden Medizinal Beamtinnen und Beamten der Länder (1995) Standards zur Expositionsabschätzung. Herausgeber Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales Hamburg.

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.

Calabrese EJ, Barnes RM, Stanek EJ, Pastides H, Gilbert CE, Veneman P, Wang X, Laszity A, Kosteci PT. (1989) How much soil do children ingest: an epidemiologic study. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* **10** 123-37.

Calabrese EJ, Stanek EJ, Gilbert CE, Barnes RM. (1990) Preliminary adult soil ingestion estimates: results of a pilot study. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* **12** 88-95.

Calabrese EJ, Stanek EJ. (1991) A guide to interpreting soil ingestion studies. II. Qualitative and quantitative evidence of soil ingestion. *Regul Toxicol Pharmacol* **13** 278-92.

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

Communauté Européenne (1993) Directive 67/548/CEE modifiée du 27 juin 1967 relative à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses.

Communauté Européenne (1994) Règlement N° 1488/94 de la commission du 28 juin 1994 établissant les principes d'évaluation des risques pour l'homme et pour l'environnement présentés par les substances existantes conformément au règlement (CEE) n° 793/93 du Conseil.

Davies, S., Waller, P., Buschbom, R., Ballou, J. and 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** (2) 112-122.

Dubeaux D. (1994) Les français ont la main verte. *INSEE Première* **338**.

Hawley JK. (1985) Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. *Risk Analysis* 1985 **5**(4) 289-302.

Hempfling, R., Doetsch, P., Stubenrauch, S., Mahr, A., Bauer, D., Koschmieder, H.J. and Grünhoff, D. (1997) UMS-System zur Altlastenbeurteilung. 109 01 215, Erlangen: ARGE Fresenius-focon.

National Library of Medicine (1998) HSDB: Hazardous substances databank [CD rom]. USA: Silverplatter International.

Joint Research Center & Commission of the European Community (1993) Environmental Chemicals Data and Information Network [computer program]. Geneva : Chemical Exchange Directory.

Joint Research Center & Commission of the European Community (1996) IUCLID : International Uniform Chemical Information Database. [CD rom].

Lyman W. J. (1990) Handbook of chemical property estimation methods. Mc Graw Hill editor.

Merck. (1989) Merck Index. In: Anonymous 11th ed. Rahway,N.J. Merck & Co Inc. 1-1606.

Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (2000) Gestion des sites (potentiellement) pollués – La visite préliminaire – Le diagnostic initial - L'évaluation simplifiée des risques. Version 2, mars 2000. Edition BRGM.

Oak Ridge National Laboratory (1984) A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture. National Technical Information Service (NTIS) - U.S. Department of Commerce - ORNL. ORNL-5786.

Preziosi P., Galan P, Granveau C, Deheeger M, Papoz L et Hercberg S (1991) Consommation alimentaire d'un échantillon représentatif de la population du Val-de-Marne. *Rev. Epidém. Et Santé Publ.* **39** 221-231.

Stanek EJ, Calabrese EJ. (1991) A guide to interpreting soil ingestion studies. I. Development of a model to estimate the soil ingestion detection level of soil ingestion studies. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* **13** 263-77.

UBA Aktualisierte Fortschreibung der Basisdaten Toxikologie für Umweltrelevante Stoffe (1995) Vorhaben 103 40 113.

UBA Methodische Beschreibung des F + E Vorhabens: Basisdaten Toxikologie für umwelt relevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten (1996) F + E - Verhaben 103 40 113/02.

US EPA (1988) Superfund exposure assessment manual. Washington,DC. EPA/540/1-88/001.

US EPA (1989) Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume 1. Human Health Evaluation Manual. Part A. EPA/540/1-89/002.

US EPA (1992) Dermal exposure assessment: principles and applications. Interim report. EPA/600/8-91/011B.

US EPA (1992) OSA Guidance. Chapter 1.

US EPA (1998) IRIS: Integrated Risk Information System. <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/irisdat>

US EPA (1996) Soil Screening Guidance: technical background document. 9355.4-17A, Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response. 1-168.

Van den Berg R. (1991/1994) Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en milieu (national institute of public health and the environment). Bilthoven. 755201011.

Van Wijnen J. H., Clausing P., Brunekreef B. (1990) Estimated soil ingestion by children. *Environ. Res.* **51** 147-162.

Veerkamp W. and ten Berge W. (1994) The concept of HESP - Reference manual - Human exposure to soil pollutants - Version 2.10a. Shell Internationale Petroleum Maatschappij B.V. The Hague.

Verschuieren K. (1996) Handbook of environmental data on organic chemicals, 3rd edn. New York: Van Nostrand Reinhold Co.

7. LISTE DES ANNEXES

Repère	Désignation précise	Nb pages
1	Valeurs des paramètres utilisés dans le modèle de calcul des VCI	7
2	Equations du modèle de calcul des VCI	11
3	Classification des substances cancérigènes	2
4	Mode de définition des quantités de fruits et légumes autoproduits et ingérés par la population française	3

ANNEXE 1

VALEURS DES PARAMETRES UTILISES DANS LE MODELE DE CALCUL DES VCI

**L'ENSEMBLE DES VALEURS DES PARAMETRES PRESENTES DANS LES
TABLEAUX DE CETTE ANNEXE EST ISSU DE CONSENSUS DES MEMBRES DES
GROUPE DE TRAVAIL DU MINISTERE.
IL NE REFLETE PAS FORCEMENT L'ETAT DE L'ART EN LA MATIERE**

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : PARAMETRES LIES AU RECEPTEUR	3
TABLEAU 2 : DUREES D'EXPOSITION	4
TABLEAU 3 : TEMPS PASSES	5
TABLEAU 4 : CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL	5
TABLEAU 5 : PARAMETRES DE LA VOIE D'EXPOSITION PAR INGESTION DE LEGUMES	6
TABLEAU 6 : PARAMETRES DE LA VOIE D'EXPOSITION PAR CONTACT CUTANE AVEC LE SOL ET LES POUSSIERES	7

Tableau 1 : Paramètres liés aux récepteurs

		Adulte	Enfant
	Symbole	Valeur	Valeur
Poids corporel	P	70 kg	15 kg
Surface corporelle totale	S	1,8 m ²	0,95 m ²
Surface des mains	Am	0,09 m ²	0,03 m ²
Surface des bras et des mains	Abm	0,34 m ²	0,10 m ²
Surface des avant bras et des mains	Aam	0,17 m ²	
Surface des jambes et des pieds	Ajp	0,55 m ²	0,18 m ²
Quantité de fruits consommés autoproduits	Qfr	15 g/j	8 g/j
Quantité de pommes de terre consommées autoproduites	Qpdt	44 g/j	29 g/j
Quantité de carottes consommées autoproduites	Qca	12 g/j	6 g/j
Quantité de poireaux consommés autoproduits	Qpo	10 g/j	4 g/j
Quantité de navets consommés autoproduits	Qna	1 g/j	0,6 g/j
Quantité de radis consommés autoproduits	Qra	2 g/j	1 g/j
Quantité de salades consommées autoproduites	Qsa	19 g/j	8 g/j
Quantité de tomates consommées autoproduites	Qto	11 g/j	4 g/j
Quantité de haricots verts consommés autoproduits	Qhv	11 g/j	4 g/j
Quantité de choux consommés autoproduits	Qch	6 g/j	3 g/j
Quantité de courgettes consommées autoproduites	Qco	3 g/j	1 g/j

Quantité de petits pois consommés autoproduits	Qpp	1 g/j	0,7 g/j
Quantité ingérée de sol et poussières issues du sol	Qs	50 mg/j scénario sensible 50 mg/j scénario non sensible	150 mg/j
Quantité de sol et poussières issues du sol sur la peau à l'extérieur	DAEe	0,01 kg/m ² scénario sensible 0,0375 kg/m ² scénario non sensible	0,0051 kg/ m ²
Quantité de sol poussières issues du sol sur la peau à l'intérieur	DAEi	0,00056 kg/m ²	0,00056 kg/ m ²
Surface corporelle exposée à l'extérieur	A _{exp}	0,27 m ² scénario sensible 0,21 m ² scénario non sensible	0,085 m ²
Surface corporelle exposée à l'intérieur	A _{exp}	0,27 m ² scénario sensible 0,13 m ² scénario non sensible	0,085 m ²

Tableau 2 : Durées d'exposition

	Symbole	Scénario sensible	Scénario non sensible
Nombre d'années d'exposition	Tan	30 ans (dont 6 ans en tant qu'enfant et 24 ans en tant qu'adulte)	40 ans
Nombre de jours d'exposition par an	Fan	365 j/an	220 j/an

Tableau 3 : Temps passés

Scénario sensible (résidentiel avec potager)				
	Adulte		Enfant	
	Hiver	Eté	Hiver	Eté
dans l'habitation	14 h - 5 j / 7 23 h - 2 j / 7	12 h - 7 j / 7	23 h - 7 j / 7	16 h - 7 j / 7
en plein air	1 h - 7 j / 7	3 h - 5 j / 7 12 h - 2 j / 7	1 h - 7 j / 7	8 h - 7 j / 7
Scénario non sensible (industriel mixte avec travail en plein air et travail à l'intérieur)				
à l'extérieur	4 h - 220 j / an			
à l'intérieur	4 h - 220 j / an			

Tableau 4 : Caractéristiques physico-chimiques du sol

	Scénario sensible
Teneur en matière organique foc (%)	3
Densité apparente SG (kg/l)	1,3
Porosité totale (%)	50
Teneur en eau Snw (%)	20
Température moyenne annuelle (°C)	10

Tableau 5 : Paramètres de la voie d'exposition par ingestion de légumes

Définition	Symbole	Valeur
Rendement	Yv	0,28 kg/m ²
Période de croissance	te	180 jours
Fraction interceptée	f _{in}	0,4
Vitesse de déposition	DRo	1 cm/s
Effet "weathering" (lessivage)	f _{Ei}	0,033 /jour
Teneur en matière sèche des fruits	t _{ms_{fr}}	0,178
Teneur en matière sèche des pommes de terre	t _{ms_{pd}}	0,222
Teneur en matière sèche des carottes	t _{ms_{ca}}	0,118
Teneur en matière sèche des poireaux	t _{ms_{ca}}	0,117
Teneur en matière sèche des navets	t _{ms_{na}}	0,202
Teneur en matière sèche des radis	t _{ms_{ra}}	0,202
Teneur en matière sèche des salades	t _{ms_{sa}}	0,052
Teneur en matière sèche des tomates	t _{ms_{to}}	0,059
Teneur en matière sèche des haricots verts	t _{ms_{hv}}	0,111
Teneur en matière sèche des choux	t _{ms_{ch}}	0,076
Teneur en matière sèche des courgettes	t _{ms_{co}}	0,073
Teneur en matière sèche des petits pois	t _{ms_{pp}}	0,257
Coefficient de bioconcentration	BCF	Valeur spécifique à la substance ou utilisation par défaut des équations de HESP 2.1a

Tableau 6 : Paramètres de la voie d'exposition par contact cutané avec le sol et les poussières issues du sol

Définition	Symbole	Valeur
Vitesse d'absorption cutanée	DAR	Valeur spécifique de la substance ou utilisation par défaut des valeurs de HESP 2.1a : -substances organiques : 0,005 h ⁻¹ pour l'adulte ou taux d'absorption, -substances organiques : 0,01 h ⁻¹ pour l'enfant ou taux d'absorption, -substances inorganiques : 0 ou taux d'absorption
Facteur matriciel	fm	0,15 pour des concentrations de polluants dans le sol <10% (MS) 1 pour des concentrations de polluants dans le sol >10% (MS)
Fraction de sol dans les poussières dans l'air intérieur	frs _i	0,8 (-)

ANNEXE 2

EQUATIONS DU MODELE DE CALCUL DES VCI

SOMMAIRE

1. PARTITION DE POLLUANT DANS LE SOL	3
1.1 Substances organiques	3
1.1.1 Calcul de fugacité	3
1.1.2 Fractions massiques de polluant	4
1.1.3 Calcul de concentration dans l'eau du sol	5
1.2 Métaux et arsenic	5
1.3 Substances inorganiques	5
2. CONCENTRATION DE POLLUANT DANS LES PLANTES	5
2.1 Dépôt de particules sur les cultures	5
2.2 Prélèvement de polluant à partir du sol	6
2.2.1 Avec des valeurs de BCF spécifiques	6
2.2.2 Sans valeurs de BCF spécifiques	7
2.2.2.1 Substances inorganiques	7
2.2.2.2 Substances organiques	7
3. QUANTIFICATION DES DOSES D'EXPOSITION PAR VOIE D'EXPOSITION.....	8
3.1 Ingestion de sol	8
3.2 Contact cutané avec le sol.....	8
3.3 Ingestion de fruits et légumes	10
3.4 Dose totale d'exposition.....	10
3.4.1 Scénario sensible	10
3.4.2 Scénario non sensible	11

1. PARTITION DE POLLUANT DANS LE SOL

1.1 SUBSTANCES ORGANIQUES

1.1.1 Calcul de fugacité

$$1) Z_a = 1 / (R * T_s)$$

Z_a : capacité de fugacité de l'air (mole/m³.Pa)

R : constante des gaz parfaits (8,3143 Pa.m³/mole.K)

T_s : température du sol (K)

$$2) Z_w = \frac{1}{H_s}$$

Z_w : capacité de fugacité de l'eau (mole/m³.Pa)

H_s : constante de Henry à la température du sol (m³.Pa/mole)

$$3) \ln H_s = \ln H(T) + 0,024(T_s - T)$$

$$\text{avec } H(T) = \frac{VP(T) * M}{S(T)}$$

H(T) : constante de Henry à la température de référence (m³.Pa/mole)

S(T) : solubilité dans l'eau de la substance pure à la température de référence (g/m³)

VP(T) : pression de vapeur de la substance pure à la température de référence (Pa)

M : masse molaire du composé (g/mole)

$$4) Z_s = K_d * SG * Z_w / S_Ns$$

Z_s : capacité de fugacité du sol (mole/m³.Pa)

K_d : coefficient de partition sol - eau (dm³/kg)≡([mg/kg de sol]/[mg/dm³ d'eau])

SG : masse volumique du sol sec (g/cm³)

S_{Ns} : fraction volumique de la phase solide du sol (-)

$$5) S N s = 1 - S N a - S N w$$

SNs : fraction volumique de la phase solide du sol (-)

SNa : teneur en air du sol (fraction volumique) (-)

SNw : teneur en eau du sol (fraction volumique) (-)

$$6) Kd = Koc * foc$$

Kd : coefficient de partition sol - eau (dm³/kg)

Koc : coefficient de partage carbone organique - eau (dm³/kg)

foc : fraction de carbone organique (-)

$$7) Koc = 0,411 * Kow$$

Kow : coefficient de partage octanol/eau (dm³/kg)

$$8) Klw = Za / Zw$$

Klw : coefficient de partage air - eau pour les substances organiques ionisables (-)

9) Pour les substances organiques ionisables

$$Kd_e = Kd * fnd$$

Kd_e : coefficient de partition sol - eau équivalent (tenant compte de la fraction non dissociée) (dm³/kg)

fnd : fraction non dissociée de la substance

$$10) fnd = 1 / (1 + 10^{[pH - pKa]})$$

pKa : constante de dissociation acide de la substance

1.1.2 Fractions massiques de polluant

$$11) Pa = (Za * SNa) / (Za * SNa + Zw * SNw + Zs * SNs)$$

$$12) Pw = (Zw * SNw) / (Za * SNa + Zw * SNw + Zs * SNs)$$

$$13) Ps = (Zs * Vs) / (Za * SNa + Zw * SNw + Zs * SNs)$$

Pa : fraction massique dans l'air du sol (-)

Pw : fraction massique dans l'eau du sol (-)

Ps : fraction massique sur la phase solide du sol (-)

1.1.3 Calcul de concentration dans l'eau du sol

$$14) C_{pw} = C_s * SG * P_w / SN_w$$

Cpw : concentration dans l'eau du sol (g/m³)

Cs : concentration dans le sol (mg/kg)

Pw : fraction massique dans l'eau du sol (-)

SNw : fraction volumique de la phase eau du sol (-)

Si Cpw > S alors Cpw=S

S : solubilité de la substance (g/m³)

1.2 METAUX ET ARSENIC

$$15) C_{pw} = \frac{C_s * SG}{K_d * SG + SN_w}$$

Kd : coefficient de distribution sol/eau (m³/g)

1.3 SUBSTANCES INORGANIQUES

$$16) C_{pw} = \frac{C_s * SG}{SN_w}$$

Les équations 15 et 16 sont utilisées si besoin est, en fonction de la substance étudiée.

2. CONCENTRATION DE POLLUANT DANS LES PLANTES

2.1 DEPOT DE PARTICULES SUR LES CULTURES

$$17) C_{dp} = DR_o * fr_{s_e} * C_s * \left[\frac{fr_{in}}{(Y_v * f_{Ei})} \right] * \left\{ 1 - \frac{(1 - \exp[-f_{Ei} * t_e])}{(f_{Ei} * t_e)} \right\}$$

Cdp : concentration dans les plantes due au phénomène de déposition (mg/kg sec)

fr_{in} : fraction interceptée par les cultures (-)

Yv : rendement de production (kg/m²)

ANNEXE 2

- fE_i : effet 'weathering' (j⁻¹)
 TSP_e : concentration de particules en suspension dans l'air extérieur (g/m³)
 frs_e : fraction de sol dans les particules extérieures (-)
 DR_o : vitesse de déposition de particules (mg/m².j)
 t_e : durée des cultures (j)
 C_s : concentration dans le sol (mg/kg)

2.2 PRELEVEMENT DE POLLUANT A PARTIR DU SOL

En fonction des données de la littérature, pour chaque substance étudiée, on utilisera les valeurs de BCF spécifiques (expérimentaux), trouvées dans la littérature ou les données et équations de CSOIL présentées ci-dessous. Les équations 20 à 25 seront utilisées sauf indications contraires.

Les végétaux sont séparés en douze catégories différentes (fruit, pomme de terre, radis, tomate ...). Les BCF expérimentaux spécifiques, à la substance étudiée, sont recherchés pour les douze types de fruits et légumes. Si l'on ne dispose pas de données expérimentales pour les douze catégories, des regroupements peuvent éventuellement être réalisés (un type de fruits/légumes est assimilé à un autre). Si aucune valeur expérimentale n'est trouvée dans la littérature, les BCF sont calculés par les équations 23 et 25 pour les substances organiques, et pour les inorganiques les concentrations dans les parties comestibles des végétaux sont directement calculées par les équations 20 et 21.

2.2.1 Avec des valeurs de BCF spécifiques

Pour les végétaux dont la partie comestible est racinaire

$$18) C_{pr_i} = BCF_i * C_s$$

C_{pr_i} : concentration dans les racines du végétal _i (mg/kg)

BCF_i : facteur de bioconcentration dans les racines du végétal _i ([mg/kg frais de racine]/[mg/kg de sol])

_i : indice se référant à un des douze types de fruits/légumes dont la partie comestible est racinaire

Pour les végétaux dont la partie comestible est aérienne

$$19) C_{ps_j} = BCF_j * C_s + C_{dp} * tms_j$$

C_{ps_j} : concentration dans les parties aériennes du végétal _j (mg/kg)

BCF_j : facteur de bioconcentration dans les parties aériennes du végétal _j ([mg/kg frais de plante]/[mg/kg de sol])

tms_j : teneur en matière sèche du végétal _j

ANNEXE 2

j : indice se référant à un des douze types de fruits/légumes dont la partie comestible est aérienne

2.2.2 Sans valeurs de BCF spécifiques

2.2.2.1 Substances inorganiques

Hypothèse : concentration dans l'eau des pores du sol = concentration dans l'eau de la plante

Pour les végétaux dont la partie comestible est racinaire

$$20) C_{pr_i} = C_{pw} * (1 - tms_i)$$

C_{pr_i} : concentration dans les racines du végétal i (mg/kg)

tms_i : teneur en matière sèche du végétal i (-)

C_{pw} : concentration dans l'eau du sol (mg/kg)

i : indice se référant à un des douze types de fruits/légumes dont la partie comestible est racinaire

Pour les végétaux dont la partie comestible est aérienne

$$21) C_{ps_j} = C_{pw} * (1 - tms_j) + C_{dp} * tms_j$$

C_{ps_j} : concentration dans les parties aériennes du végétal j (mg/kg)

C_{dp} : concentration dans les plantes due au phénomène de déposition (mg/kg)

j : indice se référant à un des douze types de fruits/légumes dont la partie comestible est aérienne

2.2.2.2 Substances organiques

Pour les végétaux dont la partie comestible est racinaire

$$22) BCFr = 10^{(0,77 * \log Kow - 1,52)} + 0,82$$

$$23) C_{pr_i} = BCFr * C_{pw}$$

$BCFr$: facteur de bioconcentration dans les racines ([mg/kg frais de racine]/[mg/l dans l'eau du sol])

C_{pr_i} : concentration dans les racines du végétal i (mg/kg)

i : indice se référant à un des douze types de fruits/légumes dont la partie comestible est racinaire

Pour les végétaux dont la partie comestible est aérienne

$$24) BCF_s = \left[10^{(0,95 \cdot \log Kow - 2,05)} + 0,82 \right] * \left[0,784 * 10^{(-0,434 * (\log Kow - 1,78)^2 / 2,44)} \right]$$

$$25) Cps_j = BCF_s * Cpw + Cdp * tms_j$$

BCFs : facteur de bioconcentration dans les parties aériennes ([mg/kg frais de plante]/[mg/l dans l'eau du sol])

Cps_j : concentration dans les parties aériennes du végétal j (mg/kg)

Kow : coefficient de partage octanol/eau

j : indice se référant à un des douze types de fruits/légumes dont la partie comestible est aérienne

3. QUANTIFICATION DES DOSES D'EXPOSITION PAR VOIE D'EXPOSITION

3.1 INGESTION DE SOL

$$26) DI = Qs * Cs / P$$

DI : dose d'exposition par ingestion de sol ou de poussières contenant du sol (mg/kg.j d'exposition)

P : poids du récepteur (kg)

Cs : concentration de polluant dans le sol (mg/kg)

Qs : quantité de sol ingéré (kg/j d'exposition)

3.2 CONTACT CUTANE AVEC LE SOL

$$27) \begin{aligned} DA_s &= A_{exp} * fm * DAEe * DAR * Cs * t_e / P \\ DA_p &= A_{exp} * fm * DAEi * t_i * Cs * frs_i * DAR / P \end{aligned}$$

(Approche HESP 2.1a : pour les substances organiques)

DA_s : dose d'exposition par contact avec le sol (mg/kg.j d'exposition)

DA_p : dose d'exposition par contact avec les poussières contenant du sol (mg/kg.j d'exposition)

A_{exp} : surface corporelle exposée (m²)

ANNEXE 2

- fm : facteur matriciel (-)
 DAE : quantité de sol sur la peau (kg/m²)
 DAR : taux d'absorption horaire (h⁻¹)
 frs_i : fraction de sol dans les poussières intérieures (-)
 t : durée d'exposition (l'exposition est supposée nulle durant le sommeil) (h/j d'exposition)
 i_e : indice se référant respectivement à l'intérieur et à l'extérieur
 P : poids du récepteur (kg)

Ces équations font intervenir un facteur matriciel¹⁶ qui cherche à prendre en compte la réduction de la disponibilité d'un polluant lié à la matrice du sol et le fait que seule une partie du polluant en mélange avec le sol est en contact direct avec la peau.

De façon arbitraire, ce facteur matriciel a été fixé égal à 1 pour des concentrations de polluant dans le sol supérieures à 10%, et à 0,15 pour les concentrations inférieures à 10% (cf. Annexe 1).

Ces équations s'appliquent aux composés organiques, car pour les inorganiques, DAR est considérée comme nulle dans HESP 2.1a.

$$28) \begin{aligned} DA_s &= A_{\text{exp}} * DAE_e * tx * C_s / P \\ DA_p &= A_{\text{exp}} * DAE_i * tx * frs_i * C_s / P \end{aligned}$$

(Autre approche en utilisant les taux d'absorption à partir du sol extraits de la littérature, pour les substances organiques et inorganiques)

- DA_s : dose d'exposition par contact avec le sol (mg/kg.j d'exposition)
 DA_p : dose d'exposition par contact avec les poussières contenant du sol (mg/kg.j d'exposition)
 A_{exp} : surface corporelle exposée (m²)
 DAE : quantité de sol ou de poussières sur la peau (kg/m²)
 tx : taux d'absorption cutanée à partir du sol (1/ j d'exposition)
 frs_i : fraction de sol dans les poussières (-)
 C_s : concentration de polluant dans le sol (mg/kg)
 i_e : indice se référant respectivement à l'intérieur et à l'extérieur
 P : poids du récepteur (kg)

¹⁶ CSOIL et HESP 2.1a sont les seuls modèles à notre connaissance à prendre en compte un facteur matriciel.

3.3 INGESTION DE FRUITS ET LEGUMES

$$29) VI = \sum_i (Qr_i * Cp_i) / P$$

VI : dose d'exposition par ingestion de fruits et légumes autoproduits (mg/kg.j d'exposition)

i : indice se référant à chacune des 12 catégories de végétaux

Qr_i : quantité de végétal i consommée (kg/j d'exposition)

Cp_i : concentration en polluant dans la partie comestible du végétal i (mg/kg)

3.4 DOSE TOTALE D'EXPOSITION

L'indice *a* indique qu'il s'agit de l'adulte, et l'indice *en*, de l'enfant.

$$30) \begin{aligned} T_a &= DI_a + DA_a + VI_a \\ T_{en} &= DI_{en} + DA_{en} + VI_{en} \end{aligned}$$

T_a : dose d'exposition journalière de l'adulte (mg/kg.j d'exposition)

T_{en} : dose d'exposition journalière de l'enfant (mg/kg.j d'exposition)

3.4.1 Scénario sensible

$$31) DOSC = \left(\frac{Tan_{en} * T_{en} + (Tan - Tan_{en}) * T_a}{70} \right) * \frac{Fan}{365}$$

DOSC : dose d'exposition moyennée sur la vie entière pour un polluant cancérigène (mg/kg.j)

Tan : nombre d'années d'exposition

Tan_{en} : nombre d'années d'exposition de la cible enfant

Fan : nombre de jours d'exposition par an

$$32) DOSNC = \left(\frac{Tan_{en} * T_{en} + (Tan - Tan_{en}) * T_a}{Tan} \right) * \frac{Fan}{365}$$

DOSNC: dose d'exposition moyennée sur la durée d'exposition pour un polluant non cancérigène (mg/kg.j)

3.4.2 Scénario non sensible

$$33) \text{DOSC} = T_a * \frac{\text{Tan}}{70} * \frac{\text{Fan}}{365}$$

$$34) \text{DOSNC} = T_a * \frac{\text{Fan}}{365}$$

ANNEXE 3

CLASSIFICATION DES SUBSTANCES CANCERIGENES

ANNEXE 3

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

- première catégorie : substances que l'on sait être cancérogènes 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 cancérogènes 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, 1) sur des études appropriées à long terme sur l'animal, 2) sur d'autres informations appropriées ;
- troisième catégorie : substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets cancérogènes 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. Il existe de indices limités de cancérogénicité chez l'homme et des 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 : substance cancérigène pour l'homme ;
- B1 : substance probablement cancérigène pour l'homme. Des données limitées chez l'homme sont disponibles ;
- B2 : substance probablement 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 : substance non classifiable quant à la cancérogénicité pour l'homme ;
- E : substance pour laquelle il existe des preuves de non cancérogénicité pour l'homme.

ANNEXE 4

MODE DE DEFINITION DES QUANTITES DE FRUITS ET LEGUMES AUTOPRODUITS ET INGERES PAR LA POPULATION FRANCAISE

Pour adapter les données d'ingestion de fruits et légumes au cas français, nous avons utilisé l'étude publiée par l'INSEE en 1991 (Dubeaux 1994). D'après cette étude, les Français possédant un jardin potager consomment plus de fruits et légumes que les autres. Les quantités de « légumes feuilles », de « légumes racines » et de « fruits » autoproduits (à l'exclusion des dons d'autres jardiniers) consommées en moyenne par ces Français peuvent être calculées sur une base journalière. Elles sont données dans les tableaux suivants.

Tableau 1 : Consommation moyenne des Français en fruits et légumes autoproduits (INSEE)

Produits consommés	Consommation moyenne
fruits (g/j)	14
potatoes (g/j)	43
carottes (g/j)	12
poireaux (g/j)	9
navets (g/j)	1
radis (g/j)	2
salades (g/j)	18
tomates (g/j)	11
haricots verts (g/j)	11
choux (g/j)	6
courgettes (g/j)	3
petits pois (g/j)	1

Ces valeurs correspondent à une population moyenne sans distinction d'âge.

A partir de l'étude Val-de-Marne (Preziosi et al. 1991) décrivant les consommations alimentaires des Français répartis par sexe et par classe d'âge, un essai de standardisation a été réalisé pour calculer les quantités moyennes d'aliments ingérés par la population française telle qu'elle est décrite dans le recensement national de 1990. Si l'on divise la population française en deux groupes : les moins de 6 ans et les plus de 6 ans, on obtient pour les différents types d'aliments décrits dans l'étude Val-de-Marne les quantités consommées suivantes.

Tableau 2 : Calcul des quantités de légumes et fruits consommés, étude du Val-de-Marne

	« les moins de 6 ans »	« les plus de 6 ans »
fruits (g/j)	68	126
pommes de terre (g/j)	81	122
légumes feuilles (g/j)	38	85
légumes racines (g/j)	24	47
légumes fruits (g/j)	20	55
légumes graines (g/j)	7	12

On peut calculer la consommation française de fruits et légumes autoproduits par le groupe des « moins de 6 ans » et des « plus de 6 ans » en faisant le rapport des consommations de ces deux groupes de population de l'étude Val-de-Marne et en l'appliquant aux consommations issues de l'étude INSEE. Les quantités consommées de légumes et fruits autoproduits par la population française, à l'exclusion des dons, sont alors celles données dans le tableau suivant.

Tableau 3 : Quantité consommée de légumes et fruits autoproduits, calculée à partir des études INSEE et Val-de-Marne

Produits consommés autoproduits*	« les moins de 6 ans »	« les plus de 6 ans »
fruits (g/j)	8	15
pommes de terre (g/j)	29	44
carottes (g/j)	6	12
poireaux (g/j)	4	10
navets (g/j)	0,6	1
radis (g/j)	1	2
salades (g/j)	8	19
tomates (g/j)	4	11
haricots verts (g/j)	4	11
choux (g/j)	3	6
courgettes (g/j)	1	3
petits pois (g/j)	0,7	1

*Les poireaux, salades, choux sont définis comme des « légumes feuilles »; les carottes, navets, radis comme des « légumes racines »; les tomates, haricots verts, courgettes comme des « légumes fruits » et les petits pois comme des « légumes graines ».

