

RAPPORT D'ÉTUDE

01/08/2010

DRC-10-109450-02656A

Mise à disposition et diffusion des outils de l'INERIS pour la modélisation des expositions liées à une source de pollution locale

Commentaires des relecteurs du rapport « Jeux d'équations pour la modélisation des expositions liées à la contamination d'un sol ou aux émissions d'une installation industrielle », version datée du 16/04/09 et réponses apportées par l'INERIS

INERIS

maîtriser le risque |
pour un développement durable |

Mise à disposition et diffusion des outils de l'INERIS pour la modélisation des expositions liées à une source de pollution locale

Commentaires des relecteurs du rapport « Jeux d'équations pour la modélisation des expositions liées à la contamination d'un sol ou aux émissions d'une installation industrielle », version datée du 16/04/09 et réponses apportées par l'INERIS

Verneuil-En-Halatte, Oise, France

MINISTERE DE L'ECOLOGIE, DE L'ENERGIE, DU DEVELOPPEMENT DURABLE ET DE LA MER

PRÉAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.

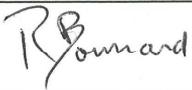
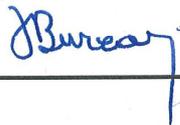
	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	R. BONNARD	C. BOUDET	J. BUREAU
Qualité	Ingénieur de l'unité Impact Sanitaire et Exposition	Responsable de l'unité Impact Sanitaire et Exposition	Responsable du pôle Risques et Technologies Durables
Visa			

TABLE DES MATIÈRES

RESUME.....	4
COMMENTAIRES D'EDF R&D ET REPONSES APORTEES PAR L'INERIS	5
COMMENTAIRES DE L'INSPQ ET REPONSES APORTEES PAR L'INERIS..	27
COMMENTAIRES APPORTES PAR L'IRSN ET REPONSES APORTEES PAR L'INERIS.....	45
COMMENTAIRES DE LA SOCIETE QSAR ET REPONSES AUX COMMENTAIRES APPORTES PAR L'INERIS	63

RESUME

La version datée du 16/04/09 du document de l'INERIS intitulé « Jeux d'équations pour la modélisation des expositions liées à la contamination d'un sol ou aux émissions d'une installation industrielle » a été soumise pour relecture à quatre organismes différents, disposant d'une forte expertise dans le domaine de l'évaluation de l'exposition humaine liée aux émissions des installations industrielles ou à des sites contaminés. Ces quatre organismes sont :

- Electricité de France Recherche et Développement (EDF R&D), Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement – Groupe Evaluation des Risques Environnementaux et Sanitaires,
- Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN), Service d'Etudes sur le Comportement des Radionucléides dans les Ecosystèmes,
- Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), Direction de la santé environnementale et de la toxicologie,
- QSAR Service d'analyse de risque : société québécoise spécialisée en évaluation et gestion des risques environnementaux.

Lors de cette relecture, il a été demandé aux relecteurs d'examiner plus particulièrement la justesse du contenu et d'indiquer si les explications et argumentaires fournis paraissaient clairs et complets.

Les relecteurs ont fait part de leurs commentaires sous forme d'une note. Certains ont également fait part de commentaires détaillés au travers de remarques formulées directement sur le document transmis. Les commentaires de chaque organisme sont présentés dans le présent document avec les réponses apportées par l'INERIS.

COMMENTAIRES D'EDF R&D ET REPONSES APORTEES PAR L'INERIS

Le document a été relu par Monsieur P. Ciffroy et Madame S. Maurau, appartenant à EDF R&D, Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement – Groupe Evaluation des Risques Environnementaux et Sanitaires.

Leurs commentaires ont été rassemblés dans une note, dont les différentes parties sont présentées ci-dessous avec les réponses formulées par l'INERIS.

Les relecteurs ont apporté à leurs commentaires les remarques préliminaires suivantes :

« A la demande de l'auteur, la relecture s'est effectuée en deux temps en fonction des objectifs suivants :

- Une lecture complète de la note sous l'angle de l'appréciation globale du document (transparence des objectifs, description des contextes d'utilisation des modèles décrits, définition des champs de validité et des hypothèses attachés à ces modèles, clarté de la rédaction, etc.) ;
- Une lecture plus détaillée des chapitres appartenant aux champs de recherche et développement des relecteurs. A ce titre les chapitres appartenant à la partie intitulée « Estimation des concentrations dans les milieux » font l'objet d'une analyse plus fine présentée dans les paragraphes 1 à 10* du présent texte. »

1. APPRECIATION GENERALE DU DOCUMENT

1.1 COMMENTAIRES D'EDF R&D

Il apparaît que ce travail avait pour motivation principale de faire un état des lieux de façon exhaustive (historique et pluralité des équipes) dans un document unique de l'ensemble des modèles développés et/ou mis en œuvre à l'INERIS relatifs à l'évaluation des expositions humaines issues de contaminations des différents compartiments de l'environnement. Ces éléments pouvant venir de contextes d'analyse très différents en terme de champs d'application, de limite de validité, de finesse des représentations, de représentation du temps et/ou de l'espace, etc...., la question de la mise en relation de ces modèles s'est naturellement posée dans un second temps, notamment en terme de choix entre éléments se recouvrant ou à l'opposé de manque dans la représentation continue du cheminement d'impact.

* Analyse retranscrite ci-dessous dans les sections numérotées de 2 à 11.

Sur le premier point, le travail réalisé de collecte, formalisation et retranscription des éléments représentés est considérable et l'effort de transparence des contextes et des hypothèses est notable (objectif « contribuer à une plus grande transparence des études », cf. introduction du rapport p.8). Sur le second point, n'ayant pas mandat pour la conduite d'un état de l'art complémentaire (hors INERIS), l'auteur émet des propositions qui constituent, à notre sens, plus une mise en perspective des besoins de mise en cohérence et de développements futurs que des solutions opérationnelles à court terme.

Nous soulignons donc le caractère fédérateur à court terme pour les équipes de l'INERIS de ce travail (objectif « harmonisation des pratiques à l'intérieur de l'INERIS », cf. introduction du rapport p.8). Son caractère fondateur dans une démarche à moyen terme de dissémination vers l'extérieur de l'expérience acquise doit dans l'avenir être consolidé par un travail complémentaire d'état de l'art relatif aux travaux extérieurs à l'INERIS pour aider à la construction d'un modèle homogène, complet et valide, si tel est l'objectif final (objectif « faciliter le travail des évaluateurs de risques, à l'extérieur », cf. introduction du rapport p.8). Rappelons que pris dans leur contexte initial de développement et d'utilisation les différentes représentations décrites par l'auteur peuvent être valides, sans cependant garantir la validité de la mise en relation du « tout ».

Nous entendons donc ce travail en tant qu'une première étape précieuse de collecte de l'expérience acquise à l'INERIS qui doit introduire un programme de travail complémentaire sur la base des éléments suivants :

- Construction d'un schéma conceptuel visualisant les éléments d'ores et déjà acquis à l'INERIS ;
- Présentation des besoins pour le 'remontage' de ces éléments au sein d'un modèle intégré (mise en cohérence des recouvrements et ajout d'éléments manquants), sous forme de questionnements à consolider par un état de l'art à venir ;
- Distinction entre, d'une part, les contraintes issues des choix conceptuels et, d'autre part, celles issues de leur résolution mathématique. De ce point de vue, il nous semble que l'auteur reste trop modeste en abandonnant un objectif de respect des bilans de masse.

Grâce à ces éléments le présent travail assurera pleinement son rôle de fondement d'une démarche de construction d'outil opérationnel dans l'avenir.

1.2 REPONSE DE L'INERIS

Le document ne présente effectivement pas un modèle intégré, mais les différentes approches de calcul utilisées à l'INERIS dans le cadre des évaluations de risques liées à des sites. Il s'agit principalement d'analyses de risques résiduels faites sur des sites pollués à réhabiliter et d'évaluations de risques sanitaires (ERS) conduites dans le cadre des études d'impact exigées par la procédure d'autorisation d'exploiter des Installations Classées Pour l'Environnement (ICPE). Les approches développées sont des approches pratiques plus ou moins simplifiées visant à répondre aux questions motivant ces études d'évaluation de risques (Le niveau de risque après dépollution est-il acceptable ?, Quels sont les milieux, voies, substances contribuant le plus au risque ?).

Pour ces deux types d'études, l'évaluateur de risques doit avant tout définir le schéma conceptuel d'exposition des populations et élaborer son modèle en fonction de ce schéma. Dans ce contexte, l'ensemble des compartiments environnementaux ne sont pas nécessairement pris en compte. Dans le cas des sols pollués, en fonction de la nature des polluants étudiés, les transferts et les voies d'exposition étudiés se réduisent ainsi souvent au transfert sol-habitat et inhalation à l'intérieur des bâtiments (pour les COV) ou à l'ingestion de sol, voire de végétaux cultivés sur le site (pour les substances non volatiles). Dans le cas des émissions des ICPE, l'inhalation directe de polluant après dispersion à partir de la source d'émission et l'ingestion de sol et d'aliments autoproduits sont généralement pris en compte, mais pas le transfert de polluant à partir d'un sol vers un bâtiment. Ce dernier type de transfert serait pris en compte dans le cas d'une étude de type ICPE, s'il existait en même temps qu'une émission atmosphérique de COV, une source de COV dans les sols. Dans ce cas, la concentration de polluant inhalé serait calculée à partir de la concentration de polluant dans l'air après dispersion des sources de pollution (émission à la cheminée et source sol préexistante) dans l'air extérieur et intérieur, sans prise en compte de l'impact du dépôt de COV au sol, la concentration de polluant dans l'air liée au flux de revoatilisation étant considérée comme négligeable par rapport à la concentration dans l'air calculée à partir des deux autres sources. L'INERIS reconnaît qu'il s'agit alors d'une approche simplifiée visant à vérifier si les risques pour la population sont acceptables, mais ne représentant pas les transferts réels dans les milieux.

En d'autres termes, les milieux, processus de transfert et voies d'exposition sont à sélectionner au cas par cas selon le champ et les objectifs de l'étude.

Le document s'attache donc à présenter l'origine des différentes équations disponibles dans le fond documentaire des équipes de modélisation de l'INERIS et les hypothèses sous-jacentes, pour permettre leur utilisation en connaissance de cause dans le contexte décrit et avec l'ensemble de leurs limites, y compris celles liées à l'utilisation conjointe de plusieurs d'entre elles (comme le non respect du bilan massique).

En revanche, l'INERIS ne prétend pas présenter ici un système complet permettant de dresser le bilan massique des polluants entre les différents milieux environnementaux.

Ainsi, les figures 2 et 3 ne présentent que les phénomènes de transfert explicités dans la partie B du document. Ce point a été ajouté dans la section 4 de la partie A. Le mode de présentation des mécanismes dans la matrice a été modifié. Les explications relatives à ces figures, qui pouvaient engendrer des confusions en faisant croire qu'elles décrivent un modèle intégré où toutes les approches proposées sont couplées ont été revues (cf. sections 4 et 5 de la partie A). En outre, une matrice complémentaire avec les mécanismes de transfert manquant a été ajoutée en annexe pour mieux informer le lecteur des limites des approches proposées dans ce document.

2. EXCEPTION AU PRINCIPE DU BILAN DE MASSE

2.1 COMMENTAIRES D'EDF R&D

Le document indique explicitement que les modèles proposés peuvent faire exception au principe du bilan de masse (p.14 et p.15).

L'auteur justifie cette simplification par le fait que certains transferts sont (ou seraient) négligeables dans le bilan de masse de certains compartiments. Certes, certains exemples fournis apparaissent évidents : l'inhalation de particules par les animaux ne joue pas sur le bilan de masse de la contamination atmosphérique (p.14), etc.... Toutefois, d'autres cas ne sont pas aussi triviaux : par exemple, il est noté page 14 que des phénomènes d'atténuation naturelle, tel que le ruissellement/érosion du sol, peuvent être pris en compte pour les apports dans la rivière, tout en étant négligés pour le sol lui-même (ce qui signifie que l'on a un apport dans le compartiment cible sans perte du compartiment source). Il apparaît qu'accepter une exception au principe du bilan de masse dans ce cas est beaucoup moins 'intuitif' et exige une justification basée sur une modélisation préliminaire. Dans la mesure où l'acceptabilité de cette hypothèse dépend du scénario testé, des conditions spécifiques au site (par exemple du régime des précipitations, de la nature et de l'occupation des sols, qui conditionnent le processus de ruissellement), du contaminant testé (plus ou moins sujet au ruissellement selon sa mobilité intrinsèque), de la contribution relative des autres transferts sur les pertes du sol (volatilisation, infiltration, etc.), nous sommes réservés sur la validité de la phrase suivante : « *certaines phénomènes de transfert sont négligeables et un calcul rapide et majorant peut suffire à le démontrer* ». Le 'calcul rapide et majorant' donnera en effet peu d'indications sur l'extrapolation possible de l'hypothèse pour d'autres scénarios d'usage des sols, de conditions météorologiques et pédologiques, de contaminants, etc.

Dans plusieurs cas, répartis sur l'ensemble du document, l'exception au principe du bilan de masse est explicitement ou implicitement admise, alors que les justifications n'apparaissent pas triviales et sont sans doute dépendantes des conditions. Par exemple : la non prise en compte de l'interception foliaire dans le bilan de masse du sol. Il est ainsi admis que « *la quantité de polluants arrivant au sol à partir du dépôt ne tient pas compte de la déduction de la quantité interceptée par les plantes* ».

Le tableau suivant indique des valeurs de fractions interceptées par les plantes pour divers radionucléides. Ces valeurs montrent que, dans certaines conditions expérimentales, la grande majorité des dépôts est effectivement interceptée par la plante (>80%). Négliger ce processus dans le bilan de masse du sol revient donc, dans ce cas, à négliger un (voire le) processus majeur. Cet exemple montre ainsi que l'exception au principe du bilan de masse doit être manié avec précaution et pose des questions de généralisation.

2.2 REPONSE DE L'INERIS

Pour éviter de sous-estimer les concentrations restantes dans certains milieux en surestimant les pertes, ces pertes peuvent ne pas être prises en compte dans les approches de calcul utilisées par l'INERIS.

Dans tous modèles, de telles surestimations peuvent se produire du fait des équations qui représentent toujours de manière imparfaite la réalité (exemples : effet des mélanges sur la mobilité d'une substance particulière, mobilité différente d'une substance issue d'une pollution récente d'origine industrielle et de la même substance issue du bruit de fond que l'on ne sait pas prendre en compte) ou/et du paramétrage (capacité à estimer les valeurs des paramètres, leur variabilité spatiale, temporelle, interindividuelle et leur incertitude).

Le choix de ne pas nécessairement prendre en compte les pertes subies par un milieu et donc de ne pas respecter le bilan massique du polluant, ne résulte pas d'une position scientifique. Il est évident que la quantité de polluant reçue par un milieu est issue d'un autre milieu, qui subit en contrecoup une perte. Même si ces pertes ne sont pas négligeables, ce choix peut être fait de manière volontairement conservatoire dans les études dans un objectif de prudence. Ce choix se retrouve dans de nombreux outils pour l'évaluation des risques sanitaires (exemple : C-SOIL du RIVM, 2007, CLEA de The Environment Agency, 2002).

Une présentation des phénomènes d'atténuation naturelle dans le sol est néanmoins faite pour permettre d'en tester l'ampleur, dans un but d'estimation des incertitudes, qui, si besoin est, peut conduire à utiliser des outils de modélisation spécifiques aux transferts dans les sols. Ce document, qui fait le point sur les outils actuellement utilisés à l'INERIS, ne présente pas ces outils spécifiques. Ils pourront être intégrés à plus long terme.

Par ailleurs, l'outil logiciel qui sera produit ultérieurement à partir des approches de calcul présentées ici, donnera également les quantités de polluants transférées d'un milieu A vers un milieu B, afin de permettre à l'utilisateur d'apprécier l'impact du non respect du bilan massique en comparant cette quantité transférée à la quantité estimée dans A.

La phrase « *En fonction des propriétés des substances, de l'usage du site, ..., certains phénomènes de transfert sont négligeables et un calcul rapide et majorant peut suffire à le démontrer* » signifie que le caractère négligeable de certains mécanismes de transfert ou voies d'exposition dépend du contexte (négligeable par rapport à un autre mécanisme, une autre voie plus importante). Les exemples cités comme souvent négligeables sont « l'absorption cutanée, l'inhalation de gaz et de particules par les animaux ». A l'inverse et comme explicité ci-dessus, il est dit que l'approche consistant à omettre les pertes par phénomènes d'atténuation naturelle des polluants dans le sol (comme l'érosion, le ruissellement, la dégradation, la volatilisation, la lixiviation) est une approche qui peut résulter d'un choix volontairement majorant et non d'une approche justifiée par le caractère négligeable de ces pertes quel que soit le contexte. Aucune généralisation sur le « caractère négligeable » de ces processus n'est faite dans le document.

3. DESCRIPTION DES PROCESSUS ATMOSPHERIQUES

3.1 COMMENTAIRES D'EDF R&D

La qualité de l'estimation des dépôts atmosphériques est essentielle dans la mesure où il s'agit, pour certains scénarios et certaines substances, de la voie 'd'entrée' vers le sol.

Dans le présent document, la modélisation des dépôts atmosphériques est présentée de manière extrêmement succincte et peu informative (p. 28) : il est simplement dit que les dépôts peuvent se décomposer en quatre composantes (dépôts sec et humide particulaires, dépôts sec et humide gazeux) (il conviendrait à ce titre de mentionner qu'un transfert du sol vers l'atmosphère par diffusion gazeuse est aussi possible – processus dit de 'réémission'). La description mécanistique de ces différents flux a pourtant fait l'objet de diverses approches de modélisation, incorporant un nombre plus ou moins important de processus atmosphériques (par exemple, distinction entre lessivage par eau nuageuse et précipitante respectivement, prise en compte ou non de la taille des aérosols pour le calcul de la vitesse de chute, représentation de la captation des gaz par les végétaux et influence du cycle feuillaison, récolte et défoliation, méthodes de détermination de la partition solide-gaz dans l'atmosphère, etc. – voir par exemple les modèles ADMS, mais aussi POLAIR, DEHM-POP, MSCE-POP).

Dans le tableau figurant à la page 28, les flux de dépôt sont considérés comme des "valeurs d'entrée". D'un point de vue pratique, on connaît généralement la concentration de la substance dans l'atmosphère ; le flux de dépôt doit donc dans ce cas être calculé, or nous avons mentionné ci-dessus que diverses approches ont été proposées dans la littérature pour de tels calculs. Dans la mesure où différentes approches existent et où ce document vise à une revue de ces différentes approches (ce qui est effectivement fait pour le sol), la seule référence à ADMS4, sans description et justification supplémentaires, et sans confrontation à aucune autre alternative, nous semble peu convaincante.

En bref donc, l'approche proposée ici étant une approche couplée sol-atmosphère, il apparaît donc un déséquilibre entre les niveaux de description des modèles sol (voir par exemple, les pages consacrées à l'érosion) et atmosphère (restreint à une demi-page) respectivement ; une analyse critique du(des) modèle(s) atmosphériques potentiel(s) nous apparaît nécessaire.

Plus généralement, ce point illustre le besoin, de bien tracer ce qui relève dans ce travail d'éléments consolidés par l'expérience de l'INERIS, de ce qui relève de l'identification de premiers éléments réponses aux questionnements que met en perspective l'auteur) pour passer d'une juxtaposition de modèles à un modèle intégré.

3.2 REPONSES DE L'INERIS

La section 1.1.2.2. citée par les relecteurs se rapporte aux apports de polluants au sol.

Les processus atmosphériques n'ont pas été traités de manière aussi détaillés que les autres aspects de la modélisation dans ce document, car les études de dispersion atmosphérique sont généralement réalisées à l'aide de logiciels commerciaux et l'objectif du document est de traiter des approches d'estimation à utiliser en aval. Néanmoins, la présentation des principes généraux de calcul adoptés dans ces logiciels a été enrichie à travers la section 1.2.3 (« Dispersion atmosphérique et calcul de la concentration dans l'air à partir d'une source sol ») et l'ajout de deux nouvelles sections sur l'estimation des dépôts (1.1.2.2.1.1 et 1.1.2.2.1.2).

Comme indiqué dans l'introduction, ce document « ne prétend pas constituer un état de l'art en matière de modélisation, mais représente l'état des pratiques de l'INERIS dans ce domaine. Il vise à décrire les jeux d'équations mis en œuvre à l'INERIS (section 5.2) ». A ce titre, la revue systématique des outils de calcul existants n'entre pas dans le champ couvert par ce document. En revanche, le prochain guide d'évaluation des risques sanitaires comportera une annexe dédiée à la description de ces outils.

4. COMPARTIMENTATION DU SOL

4.1 COMMENTAIRES D'EDF R&D

D'après le principe présenté pages 28-29, le flux de dépôt au sol est supposé être dilué dans « *une zone de hauteur Z_s , définie en fonction de l'usage de la zone et du phénomène de transfert étudié* ». A titre d'exemple, l'auteur indique que Z_s sera la zone d'emprise racinaire si l'on étudie le transfert de contaminants vers les plantes, et une zone moins profonde (1-2 cm) si l'on étudie l'exposition d'un individu par contact au sol. Ce choix méthodologique nous apparaît contestable car :

- la profondeur effective de pénétration de l'eau, et des substances chimiques associées, dépend des caractéristiques intrinsèques du sol (porosité ; nature argileuse, limoneuse, sableuse, etc. ; bioturbation ; etc.) et non pas de l'usage anthropique du sol : le fait qu'un individu soit au contact du sol n'a aucune raison d'influencer significativement la valeur de Z_s . Définir une valeur de profondeur en fonction d'un usage, plutôt qu'en fonction de caractéristiques pédologiques, nous semble inapproprié d'un point de vue physique ;
- sur un même sol peuvent exister, de manière simultanée, différents 'usages' ou transferts. Or, d'un point de vue physique, il ne peut exister qu'une couche de dilution (le polluant se dilue dans une couche de 1 m ou de 1 cm, mais ne peut se diluer à la fois sur 1 m et 1 cm). Dans la suite du document, tous les usages et transferts sont présentés de manière indépendante et s'appliquent à la couche qui leur est spécifiquement pertinente. Toutefois, la prise en compte de plusieurs valeurs de Z_s ne peut convenir dans un modèle final couplé.

L'auteur indique avec justesse que la valeur de Z_s peut amener à une sous- ou sur-estimation des concentrations dans le sol. Cette remarque montre que le paramètre Z_s est de fait un paramètre clef dans l'estimation des concentrations et des transferts. C'est la raison pour laquelle il nous semble important de décrire une méthodologie d'estimation de valeurs pertinentes pour Z_s , basée sur des principes physiques, et non pas sur une approche par les 'usages' ; une telle discussion enrichirait le présent document.

4.2 REPONSES DE L'INERIS

L'utilisation de couches de sol de hauteur différente en fonction des usages ne correspond effectivement pas à une représentation physique des phénomènes visant à reproduire le gradient de polluant dans le sol. Elle correspond à une approche pratique d'estimation simplifiée des expositions, couramment utilisée dans des outils d'évaluation de risques pour des sites contaminés (HESP, van den Berg, 1994 ; CLEA, The Environment Agency, 2002) ou des installations industrielles (HHRAP, US EPA, 2005 ; HARP, CalEPA, 2003). Le fait qu'il ne s'agisse pas d'une « représentation physique des phénomènes réels permettant de connaître le gradient de polluant dans les sols » a été ajouté au texte (section 5 de la partie A sur les caractéristiques des modules de calcul et des équations et section 1.1.2.2.3 de la partie B sur le calcul de l'apport total au sol).

Dans une zone régulièrement bêchée ou labourée, une hauteur égale à la profondeur du bêchage ou du labourage peut être considérée pour calculer la concentration dans le sol. En dehors de ces zones, la hauteur Z_s est définie en fonction de la hauteur de sol enjeu dans le mécanisme de transfert considéré (1 ou 2 cm dans le cas d'une exposition par contact direct, une dizaine de centimètres pour l'herbe de pâturage,...).

Le paramètre Z_s peut être intégré dans l'étude de sensibilité et d'évaluation des incertitudes pour tenir compte de son impact sur la concentration dans le sol.

5. PERTES/ATTENUATION DANS LE SOL

5.1 COMMENTAIRES D'EDF R&D

L'auteur décrit plusieurs processus de pertes à partir du sol et note à juste titre que « *les méthodes de calcul font appel à des paramètres qui peuvent s'avérer difficiles à définir et l'incertitude liée à leur estimation peut être élevée* ». Toutefois, on note un déséquilibre dans le niveau de description et de sophistication des modèles proposés pour la lixiviation, le ruissellement et l'érosion respectivement :

- le ruissellement est simulé par un paramètre unique, noté RO (p. 32), mais aucune indication n'est fournie pour l'estimation de ce dernier, ni sur l'effet des conditions de l'environnement sur sa valeur (régime des précipitations, occupation des sols, etc.). D'un point de vue pratique, nous doutons de la capacité des utilisateurs finaux à introduire dans le modèle des valeurs pertinentes pour ce paramètre (à moins de reprendre les valeurs utilisées dans d'autres modèles, mais dont la source originelle est la plupart du temps obscure) ;

- les pertes par lixiviation sont estimées par un bilan de l'eau entrant (pluie, irrigation) et sortant (évapotranspiration) dans le sol. Implicitement, cette approche implique que la teneur en eau dans le sol est constante au cours du temps ; or, le sol dispose d'une 'capacité de stockage' de l'eau avant infiltration par gravité, jusqu'à la capacité au champ (humidité maximale dans le sol). En d'autres termes, cela signifie que l'humidité dans le sol peut augmenter jusqu'à une certaine limite (la 'capacité au champ') avant toute infiltration. Par conséquent, l'approche proposée ici, peut aboutir à une surestimation des pertes par lixiviation et n'est donc pas nécessairement conservative pour l'évaluation des expositions ;
- l'érosion fait l'objet d'une description beaucoup plus détaillée. On peut toutefois s'interroger sur le domaine d'applicabilité de la formule USLE, qui concerne théoriquement l'échelle de la parcelle (ce qui implique que la perte d'une parcelle rejoint une autre parcelle située en aval dans le sens de l'écoulement). Le fait de considérer la formule USLE uniquement comme un terme de perte, et non comme un terme de 'gain depuis l'amont-perte vers l'aval' dans le sens de l'écoulement, n'est pas nécessairement compatible avec une approche conservative.

5.2 REPONSES DE L'INERIS

Comme indiqué à plusieurs reprises, la définition des paramètres des modèles n'est pas traitée dans ce document. Des notes sur la définition des paramètres utilisés dans les équations seront produites ultérieurement.

Pour le ruissellement, des coefficients de ruissellement empiriques existent en fonction du type de sol et de la pente (Chow, 1964). Il existe aussi d'autres méthodes permettant d'estimer le ruissellement sur une base journalière comme celle du Soil Conservation Service (décrite dans US EPA, 1985) en prenant en compte les précipitations journalières et les conditions du sol (type de couverture, conditions hydrologiques, humidité du sol les jours précédents). Les références à ces méthodes ont été ajoutées.

Le flux d'eau entrant dans le sol (R_{ech}) a été exprimé implicitement sur une base annuelle. Si on admet que la réserve utile en eau du sol est reconstituée au bout d'un an, on a effectivement : $R_{ech} = P + I_r - RO - E_T$. Le bilan hydrique a été réécrit de manière générique, dans la nouvelle version du document, en tenant compte de la différence entre la réserve utile du sol et la réserve en eau sur le pas de temps ΔT_i .

La discussion sur la pertinence du phénomène de perte par érosion en fonction de la configuration du site et du niveau de contamination à l'amont (section 1.1.2.3.3.2) visait à expliciter, qu'effectivement il n'y aurait pas de perte par érosion ($k_{er}=0$) dans le cas où le sol à l'amont de la parcelle étudiée présenterait un niveau de contamination équivalent. Ces éléments de discussion ont été développés pour préciser ce point et indiquer la démarche à utiliser selon le cas.

6. PERTES PAR VOLATILISATION

6.1 COMMENTAIRES D'EDF R&D

L'approche proposée considère de manière indépendante deux processus qui, théoriquement, doivent être couplés (car ils correspondent en fait au même processus) :

- les dépôts dits 'gazeux sous forme sèche' (mentionnés p. 28) ;
- la volatilisation.

En d'autres termes, les échanges indiqués ci-dessus correspondent aux échanges gazeux diffusifs à l'interface atmosphère-sol (dits 'dépôts gazeux sous forme sèche' lorsque le flux va de l'atmosphère vers le sol et 'volatilisation' lorsque le flux va du sol vers l'atmosphère). Or, ces échanges ne sont bien sûr pas indépendants, car régis par la même origine, à savoir le gradient de concentration entre l'atmosphère et le sol (plus exactement l'air du sol) et classiquement représentés par la loi de Fick : lorsque la concentration dans l'atmosphère est inférieure à la concentration dans le sol, il y a volatilisation, et inversement.

A ce titre, l'équation 1.1.51 (p. 28) suppose implicitement que la concentration dans l'atmosphère est nulle (le terme C_{as} est en fait $(C_{as}-0)$) et devient incompatible avec un flux diffusif gazeux de l'atmosphère vers le sol, et que décrit p.28.

On ne peut donc traiter les pertes et apports susmentionnés, qui doivent être couplés.

On peut par ailleurs noter que les pertes par diffusion gazeuse à partir d'un sol sont également décrites page 53. Or, les paragraphes 1.1.2.3.4 et 1.2.2 font en fait référence au même processus (transfert gazeux sous l'effet d'un gradient à l'interface atmosphère-sol). Or, le même processus semble être compté deux fois de manière indépendante (une fois dans le chapitre 'Sol' et une fois dans le chapitre 'Atmosphère'), avec des approches différentes et non nécessairement cohérentes. S'agissant d'un processus couplé à l'interface, il nous semble qu'il y a là incompatibilité des approches.

6.2 REPONSES DE L'INERIS

Comme indiqué ci-dessus, le document ne présente pas un modèle où tous les mécanismes de transfert sont couplés. Les phénomènes sont décrits de manière indépendante et doivent être pris en compte ou non en fonction du schéma conceptuel d'exposition.

Dans les faits, on s'intéressera au dépôt atmosphérique gazeux dans le cas d'une source atmosphérique d'un polluant semi-volatile pour lequel les voies d'exposition indirectes (ingestion et contact cutané à partir du sol ou des eaux) sont prépondérantes par rapport à l'inhalation directe. La réémission de polluant par volatilisation de ce dépôt n'est pas prise en compte par les approches développées dans la section 1.1.2.3.4 (Pertes par volatilisation) ou dans la section 1.2.2 (Emission de polluants gazeux à partir du sol), qui ne sont pas adaptées pour cela. L'émission de polluant à partir du sol sera prise en compte dans le cas

d'une source sol, sans prise en compte du dépôt gazeux par transfert secondaire à partir de l'air.

La section 1.2.2.1 présente différentes approches pour estimer le flux de polluant émis à la surface du sol dans le cas d'un sol contaminé. Ces approches peuvent avoir des limites différentes. L'équation 1.2.25 est par exemple applicable dans le cas d'un polluant en phase pure, mais repose sur l'hypothèse d'une source de polluant infinie, tandis que l'équation 1.2.36* correspond à une source de polluant finie dans le sol, mais ne peut s'appliquer que lorsque la concentration dans le sol est inférieure à la limite de solubilité.

La section 1.1.2.3.4 traite de la perte de polluant par volatilisation (transfert du sol vers l'atmosphère uniquement, tandis que la section 1.1.2.2.1 traite du transfert de l'atmosphère vers le sol, estimé sous forme de dépôts). L'objectif est ici d'estimer l'impact de la volatilisation sur l'évolution de la concentration de polluant dans le sol. Mais, les équations 1.1.51 à 1.1.55 et 1.1.57 à 1.1.60 de la version du document datée du 16/04/09, mal adaptées à l'estimation de la réduction de la quantité de polluant au cours du temps dans un sol, ont été supprimées. Ces expressions, basées premièrement sur l'hypothèse d'un gradient de flux de polluant nul dans le sol (ce qui suppose un régime permanent) et deuxièmement sur l'hypothèse d'une diffusion du polluant au travers d'une couche de sol d'une hauteur L constante, peuvent conduire à une surestimation des pertes et à une sous-estimation de la concentration restante dans le sol. Seule la solution correspondant à une source finie (même équation que l'équation 1.2.36*) est présentée dans la nouvelle version du document. Les raisons pour lesquelles il n'est pas opportun d'utiliser des approches du même type que celles utilisées dans la section 1.2.2, pour estimer les pertes par volatilisation, sont précisées dans le document.

7. DIFFUSION DANS LA ZONE INSATUREE DU SOL

7.1 COMMENTAIRES D'EDF R&D

Dans le chapitre consacré à l'Atmosphère, l'auteur consacre un chapitre à la diffusion dans la zone insaturée du sol (il nous semble que cette partie aurait davantage sa place dans le chapitre consacré au Sol).

Ce paragraphe suggère les commentaires suivants :

- pour les équations 1.2.7 et 1.2.8 (p.54), il est nécessaire de disposer du gradient vertical de la concentration dans le sol. Or, l'estimation de ce gradient vertical n'est pas décrite dans le modèle Sol : comme indiqué précédemment, il est considéré comme hypothèse du modèle Sol que les apports par dépôts sont dilués dans une couche homogène de profondeur Z_s (p.28-29). L'équation 1.2.13 est contraire à cette hypothèse, puisqu'on considère un gradient de type linéaire (donc dans ce cas, il n'y a pas une

* Numérotation correspondant à la version du document datée du 16/04/09. Cette équation porte le numéro 1.2.38 dans la nouvelle version du document.

couche homogène). Il apparaît donc une incompatibilité entre diverses approches présentées dans le document ;

- afin de calculer le gradient vertical de concentration dans le sol, les auteurs adoptent une hypothèse de linéarité (équation 1.2.13), qui n'a pas de réel fondement physique. En effet, le profil vertical de contamination dans un sol est plutôt de type exponentiel (voir Hollander, 2007) ;
- à la page 56, l'auteur introduit une compartimentation du sol en n couches. Or, le nombre n de couches ne peut être choisi arbitrairement, au risque de propager une dispersion de nature purement numérique. Le nombre n doit de fait être calculé en fonction de la vitesse d'advection et du coefficient de diffusion, est donc 'scénario-dépendant' (la vitesse d'advection dépendant a priori des conditions météorologiques et pédologiques) et doit donc être établi a priori selon des principes physiques ;
- la diffusion dans la ZNS est ici traitée de manière indépendante de l'advection, ce qui est incorrect. L'équation général de transport 1D dans le sol s'établit en effet comme suit : $R \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = -v_e \cdot \frac{\partial C}{\partial z} + D_e \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - kC$; on en déduit que les termes d'advection (représenté ici par la vitesse v_e et appelé lixiviation dans le chapitre consacré au sol) et de diffusion (représenté ici par le coefficient D_e) sont nécessairement couplés, et ne peuvent être traités de manière indépendante ;

La diffusion dans la zone insaturée du sol est également traitée dans d'autres chapitres, mais des problèmes de cohérence se posent. Ainsi, une solution particulière de l'équation de transport est mentionnée à la page 40 (ce qui n'est pas cohérent avec l'hypothèse de linéarité du gradient de concentration précédemment évoquée), mais il convient de souligner que cette solution n'est valable pour une contamination de type Dirac.

De même, ce processus est traité dans le chapitre consacré à l'Air intérieur (p.72). Contrairement à l'hypothèse de linéarité adoptée pour l'air extérieur (équation 1.2.13), on adopte ici une hypothèse de profil exponentiel de la contamination (équation 1.3.9). Nous n'avons pas trouvé dans le document de justification à de telles différences de traitement.

7.2 REPONSES DE L'INERIS

Les approches présentées sont des méthodes de calcul, pratiques et non couplées pour estimer les expositions (cf. réponses en 1.2 et 6.2).

Dans le cadre de ces approches simplifiées, les concentrations de polluant sont calculées, dans la section 1.1.2 (intitulée « Concentration de polluant dans la couche de sol en surface »), pour les couches de sol entrant en jeu dans les expositions par ingestion de sol, contact cutané et transfert racinaire. Une concentration moyenne est calculée pour ces couches de hauteur Z_s . Cette méthode ne permet effectivement pas de représenter le gradient du polluant dans le sol. Ceci a été précisé dans la section 5 de la partie A et dans la section 1.1.2.2.3 de la partie B du document. Aucune méthode n'est donnée pour calculer le gradient de polluant dans le sol.

Les sections 1.2.2 (« Emission de polluants gazeux à partir du sol ») et 1.3.1 (« Approche dérivée du modèle VOLASOIL ») sont, elles, dédiées au calcul du flux de polluant gazeux à la surface du sol à partir d'une source sol ou d'une source nappe. Les n couches, auxquelles il est fait référence dans les sections 1.2.2.1.1 et 1.3.1.1.3, ne sont mentionnées que dans le cadre de la démonstration permettant de passer de l'expression locale du flux d'émission à son expression sur l'ensemble de la zone s'étendant du haut de la zone contaminée à la surface du sol. In fine, une expression analytique est utilisée pour exprimer ce flux sans référence à un nombre donné de couches.

L'équation 1.2.13 correspond au profil de concentration $C(z)$ sur la base d'un flux diffusif seul, en supposant le gradient de flux dans le sol nul ($dJ/dz=0$). La linéarité de ce profil découle de la prise en compte uniquement de la diffusion. Cette équation décrit le profil de concentration dans le cas d'une problématique "air extérieur" pour laquelle il n'y a pas de convection liée à la présence d'un bâtiment. La forme de l'équation 1.2.13 diffère de celle de l'équation 1.3.9, puisque l'équation 1.3.9, toujours relative au profil de concentration, est obtenue dans le cas d'une problématique "air intérieur", pour laquelle il est incontournable de considérer, comme cela est fait, la convection due à la présence d'un bâtiment.

Toutefois, la possibilité de la prise en compte d'un phénomène d'advection ascendant est abordée dans la section 1.2.2.1.2.1 (« Prise en compte de remontées capillaires jusqu'à la surface »). L'expression du flux est de la même forme que celle développée dans la section 1.3 pour l'air intérieur et découle d'un profil de concentration dans le sol qui est de même type, c'est-à-dire exponentielle. Le flux d'eau entrant lié aux précipitations efficaces et tendant à réduire le flux de polluant gazeux émis à la surface n'est pas pris en compte, principalement pour éviter le risque de sous-estimation du flux de polluant gazeux émis à la surface.

Les conditions relatives à l'équation 1.1.61* (identique à l'équation 1.2.36* au facteur multiplicatif S_s près, représentant la surface de la zone contaminée) sont données dans le document. Cette équation suppose une source de polluant initiale dans le sol de concentration $C_s(0)$ répartie entre la surface du sol et une profondeur H_0 . Il ne s'agit pas d'une contamination de type Dirac.

8. MODELE EAUX SUPERFICIELLES

8.1 COMMENTAIRES D'EDF R&D

Le modèle Eaux superficielles est certes simple, mais le document a le mérite d'en poser explicitement les hypothèses. Toutefois, divers points mériteraient d'être révisés :

- le modèle de sédimentation (p. 103) suppose qu'il y a un dépôt vers le sédiment permanent et constant. Si l'on applique le modèle sur une longue période de temps (par exemple, dans le cadre d'une évaluation de risque 'vie entière'), cette hypothèse peut conduire à une accumulation d'une

* Numérotation correspondant à la version du document datée du 16/04/09. Ces équations portent respectivement les numéros 1.1.67 et 1.2.38 dans la nouvelle version du document.

masse sédimentaire très importante au fond du cours d'eau ; ce résultat, s'il est envisageable dans le cas d'un milieu semi-stagnant (retenue, lac), devient irréaliste dans le cas d'un système fluvial soumis à des cycles de dépôts et resuspension (au cours des crues). Il n'est donc pas exclu qu'un volume important du système étudié soit occupé par des sédiments (qui en réalité n'existent pas). Dans plusieurs modèles, cette accumulation (quasi-infinie si l'on conduit une étude sur le long terme) est compensée (très artificiellement) par un processus dit d'enfouissement (burial), qui assure une profondeur constante du sédiment 'actif' (le sédiment 'inactif' sortant artificiellement du système vers un 'puits'). Il est vrai que cette dernière solution ne nous apparaît pas, non plus, comme satisfaisante. Toujours est-il que l'option de modélisation choisie risque d'aboutir à des résultats incohérents (fraction importante du volume de la rivière occupé par le sédiment) pour certains scénarios de modélisation ;

- le modèle néglige le phénomène de diffusion à l'interface colonne d'eau-eau interstitielle du sédiment et justifie cette hypothèse par le fait que « *la concentration dans l'eau sous forme dissoute est égale à la concentration dans la phase aqueuse des sédiments* ». Toutefois, dans le même temps, l'auteur définit un coefficient de distribution pour la colonne d'eau K_{d_MES} (p. 103) et un coefficient de distribution pour les sédiments K_{d_sed} (p. 121), ce qui aboutit à une incohérence : si on a K_{d_MES} différent de K_{d_sed} ; alors on a (probablement, sauf en cas de hasard) C_d différent de C_{d_sed} . Alors, l'argument employé pour justifier que l'on néglige la diffusion (à savoir $C_d=C_{d_sed}$) est caduque. Il y a là risque évident d'incohérence pour des valeurs de K_{d_MES} et K_{d_sed} déterminées indépendamment (et effectivement, on peut concrètement avoir K_{d_MES} très différent de K_{d_sed}). L'hypothèse devenant caduque, il convient de s'interroger à nouveau sur la prise en compte de la diffusion.

8.2 REPONSES DE L'INERIS

Le modèle utilisé est simple. Les particules en suspension et les particules sédimentées sont supposés identiques et aucune diffusion n'est prise en compte entre le milieu « eaux superficielles » et le milieu « sédiments ». Si la concentration dans les eaux superficielles reste constante sur des périodes suffisamment longues, on peut considérer que la couche de sédiments superficiels est à l'équilibre avec le milieu eaux superficielles, car les particules sédimentaires en suspension et ceux en haut de la couche sédimentée, où a lieu la diffusion, présentent la même concentration. C'est pourquoi, il est recommandé dans la nouvelle version du document d'estimer la concentration dans les eaux superficielles (C_{e_sup}) uniquement à l'état stationnaire.

L'absence de diffusion pouvant être incompatible dans un certain nombre de cas avec une différence de K_d pour les particules sédimentées et celles en suspension, la section 1.5.5 relative à la couche sédimentaire a été corrigée en remplaçant K_{d_sed} par K_{d_MES} (coefficient de partage utilisé pour les particules en suspension).

Le facteur de sédimentation (λ_s), la vitesse d'accroissement de la hauteur de la couche de sédiments (v_{sed}) et la vitesse de dépôt des particules (v_{mes}) correspondent au dépôt net de particules au fond du cours d'eau, c'est-à-dire à la

résultante, sur le long terme, du phénomène de dépôt des particules des eaux vers la couche de sédiments et du phénomène de remise en suspension des particules sédimentées vers les eaux superficielles. Cette précision a été apportée au texte. Trapp et al. (1997) donnent $v_{\text{sed}} < 1\text{mm/an}$ pour une rivière et $v_{\text{ed}} < 3\text{mm/an}$ pour un lac, une rivière très lente ou des zones stagnantes, ce qui correspond à une hauteur de couche sédimentaire limitée par rapport à la hauteur d'eau.

9. MODELE PLANTES

9.1 COMMENTAIRES D'EDF R&D

Il est indiqué, dans la partie introductive du modèle Plantes, que plusieurs types de plantes sont distingués : légumes-racines, légumes-fruits, etc. (il conviendrait d'ajouter à cette liste les Tubercules, qui ne peuvent être assimilés à des légumes-racines). Au vu de la modélisation proposée par la suite, cette distinction apparaît toutefois relativement artificielle du point de vue des transferts, dans la mesure où toutes les plantes sont décrites par les mêmes formulations (en particulier pour le transfert racinaire). Or, selon la fonction de chaque organe dans la plante (stockage, racine, etc.), les processus gouvernant la contamination seront différents. La figure suivante, extraite de Trapp et al, 2009, illustre ce point.

A titre d'exemple, d'un point de vue biogéochimique, la contamination des tubercules et des racines n'est pas régie par les mêmes 'forces' : diffusion pour les tubercules et advection forcée par la transpiration pour les racines ; de la même manière, selon le type d'organe visé, il est pertinent, ou non, de prendre en compte les différents flux au sein de la plante (flux Xylem et Phloem).

De manière générale donc, il nous semble que la distinction entre différents types de plantes ne doit pas simplement être justifiée par les différents usages (consommation humaine), mais aussi par les différences biogéochimiques et les 'driving forces' gouvernant la contamination des différents organes. Ceci devrait amener à la définition d'un modèle organe-spécifique, au détriment d'un modèle Plante général.

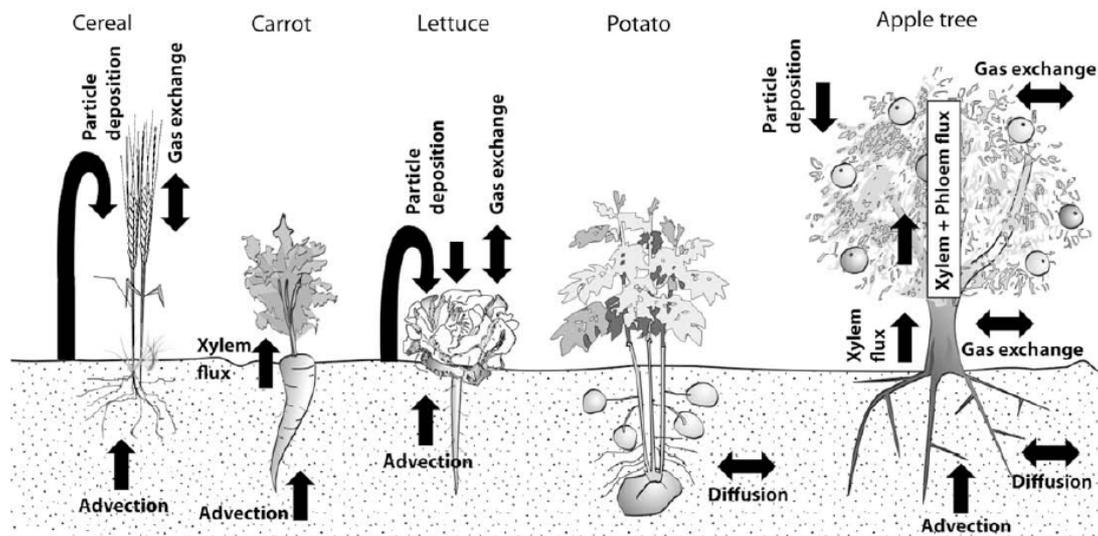


Fig. 1. Overview of crop-specific uptake models and processes considered.

Un autre point important à considérer concerne l'indépendance des processus pris en compte. Ce principe d'indépendance pose problème en ce qui concerne l'absorption du polluant sous forme gazeuse à partir de l'atmosphère : ce transfert dépend théoriquement du gradient de concentration entre la concentration dans la feuille (qui dépend des autres transferts, en particulier via le système racinaire) et celle dans l'atmosphère ; les transferts gazeux avec l'atmosphère étant conditionnés par les autres sources de contamination des feuilles, on ne peut théoriquement pas traiter ces transferts de manière indépendante.

Sur chacun des processus décrits :

- l'auteur souligne à juste titre que l'approche 'translocation' (p. 133-134) est limitée, pour la plupart des contaminants (concrètement, toutes les substances hormis quelques radionucléides bien étudiés), du fait du manque de disponibilité des données. On pourrait aussi argumenter sur le fait, qu'au delà des données proprement dites, l'approche développée pour les radionucléides et basée sur un facteur de translocation empirique, n'est pas nécessairement valide, d'un point de vue strictement biologique, pour d'autres familles de contaminants régis par d'autres processus de transport au sein du végétal (par ex. transport actif pour des métaux essentiels vs interaction lipidique et diffusion pour des organiques neutres hydrophobes) ;
- bien que le dépôt et l'interception de particules et de gaz respectivement soient a priori gouvernés par des processus différents (échange diffusif vs interception d'un dépôt gravitaire ; à titre d'exemple, on pourrait aussi considérer (comme cela est proposé dans certaines approches) que l'échange gazeux concerne la totalité de la surface foliaire alors que le dépôt de particules ne concerne que la partie supérieure des feuilles), l'auteur propose un seul et même paramètre pour représenter 'l'interception' (la fraction interceptée I). On peut ici s'interroger sur la cohérence paramétrique de ces modèles, qui n'ont pas de raison d'être représentés par un paramètre commun ;

- pour le 'rainsplash', il est indiqué que l'on 'peut prendre en compte la concentration de polluant dans le sol superficiel'. Toutefois, dans le modèle Sol, la 1^{ère} couche du sol est définie par rapport à l'emprise des racines, et n'est donc pas nécessairement appropriée pour simuler une resuspension (concrètement, si on considère qu'un végétal a une emprise racinaire de l'ordre de 30-50 cm, alors que l'éclaboussure ne concerne que les premiers mm ou cm du sol, il y a incompatibilité). Il convient donc de définir à quoi correspond plus précisément la 'concentration moyenne de polluant dans le sol' citée à l'équation 1.6.33.
- pour le 'rainsplash' encore, et à propos de l'approche présentée en 1.6.4.2, on cite une 'concentration de polluant dans l'air sous forme particulaire et issue du sol', sans indiquer le mode d'estimation de cette variable. Si elle est estimée à partir d'un taux de resuspension (c'est souvent le cas en radio-écologie), la question relative à la définition du 'sol superficiel' se pose de nouveau.

9.2 REPONSES DE L'INERIS

L'approche utilisée pour le calcul de concentrations dans les plantes liées au transfert racinaire est dans le principe beaucoup plus simple. Il repose sur l'utilisation de facteurs de bioconcentration observés et non sur la représentation mathématique de phénomènes de transfert de nature différentes selon les types de plantes. La valeur des facteurs de bioconcentration varie en fonction de nombreux facteurs et le nombre de catégories de plantes (degré de discrétisation) à prendre en compte dans une étude dépend des espèces consommées, de la variabilité des valeurs de BCF observées et du degré de précision requis dans l'étude.

Le cas des tubercules peut en effet être significativement différent de celui des autres légumes de type souterrain et cette catégorie a été ajoutée à la liste des catégories de végétaux pouvant être étudiée. L'expression « transfert racinaire » a été remplacée par la notion plus large « de prélèvement direct à partir du sol » et la mention d'une contamination possible des légumes souterrains par diffusion du sol vers l'organe consommé a été ajoutée au texte.

L'ajout des contributions liées aux différents phénomènes de contamination de la plante, estimées de manière indépendante, peut en effet surestimer la contamination totale de la plante. Cette remarque a été ajoutée au document. Mais l'utilisation d'un modèle où les transferts entre l'organe consommé et les autres milieux sont modélisés de manière explicite nous semble trop difficile à paramétrer compte-tenu des données nécessaires pour ces modèles et des données effectivement disponibles (cf. remarque avant la section 1.6.1).

Le facteur d'interception de l'équation de Smith et al. (1995)* et des équations développées dans la section 1.6.2 n'est pas le même. Il est maladroit d'avoir utilisé le même symbole. Il a été remplacé par I_g (fraction du dépôt gazeux interceptée par les feuilles) dans l'équation de Smith et al.

* Cette équation porte le numéro 1.6.33 dans la nouvelle version du document.

La hauteur de la couche de sol à considérer pour calculer la concentration dans les végétaux a été précisée, qu'il s'agisse de la contamination par transfert racinaire ou de la contamination par rainsplash.

10. MODELES ANIMAUX

10.1 COMMENTAIRES D'EDF R&D

D'une manière générale, pour les évaluations sur des périodes longues (par exemple, vie humaine), se pose la question du renouvellement du cheptel des animaux domestiques : dans les équations utilisées, (par exemple, équation 1.7.5), on simule la dynamique du polluant dans un individu animal (le facteur de dégradation et d'élimination représentant l'élimination métabolique) ; il est clair que cet individu a une durée de vie limitée, et qu'il est ensuite remplacé dans le cheptel par un autre individu (a priori non contaminé (ou, si l'on considère qu'il est contaminé, cela implique que l'on est en mesure de calculer sa contamination pendant sa période de croissance)) ; en terme de consommation humaine, on ne peut considérer simplement la dynamique du polluant au niveau de l'individu, mais plutôt au niveau d'une population présentant une 'pyramide des âges' (il y a en général dans un troupeau ou un élevage des individus de plusieurs âges).

La même question se pose pour les plantes concernant la définition (non précise et non compatible avec les horizons racinaires définis pour le modèle Sol) du 'sol superficiel' (p. 144).

10.2 REPONSES DE L'INERIS

Par défaut, l'approche proposée, et généralement utilisée dans les évaluations de risque, est celle basée sur l'état stationnaire. En effet, si des animaux sont exposés à une quantité de polluant constante (D_a) au cours du temps, au-delà d'une durée égale à $\frac{3}{k_a + \lambda_a}$, l'approche basée sur les coefficients de transfert et

l'état stationnaire donne des résultats proches de l'approche dynamique (voir section 1.7.1.2.3 du document). De même, si la quantité de polluant à laquelle les animaux sont exposés augmente au cours du temps (cas d'une installation produisant une émission constante), la concentration moyenne de polluant dans les matrices animales sur des intervalles de temps Δt est souvent estimée avec l'approche stationnaire, au lieu de l'approche dynamique, en utilisant pour cela la valeur moyenne de D_a (quantité de polluant apportée aux animaux) sur Δt .

L'approche dynamique sert essentiellement pour estimer l'impact dans le temps d'une variation des émissions polluantes sur les matrices consommées (exemple : impact sur les concentrations de dioxines dans le lait de vache d'un dépassement des valeurs limites d'émission sur une période limitée).

Néanmoins, si l'on souhaite estimer la cinétique des concentrations dans les matrices animales pour des animaux exposés sur des périodes différentes, il faut effectivement multiplier le nombre de « compartiments animaux » à considérer. Aussi, la notion de troupeau pour le calcul des concentrations dans les matrices

animales consommées par l'homme a été ajoutée dans la section 2.3.1 de la nouvelle version du document.

Cependant, les hypothèses de calcul à retenir dans le cadre d'un cas d'étude particulier sont à définir par l'utilisateur.

11. DOMAINE D'APPLICABILITE

11.1 COMMENTAIRES D'EDF R&D

Il conviendrait par ailleurs de mieux tracer les domaines d'applicabilité des différentes formulations, et leur compatibilité.

Ainsi, certaines formulations ne sont valables qu'en conditions permanentes (par exemple, p. 54) et ne devraient donc pas être couplées avec des formulations incluant le temps comme variable (par exemple, les processus d'atténuation dans le sol).

A titre d'exemple, si l'on prend en compte le processus de ruissellement (qui ne concerne théoriquement que la couche de surface du sol), on doit observer une perte de masse dans les premiers centimètres du sol, sans que les couches profondes du sol soient affectées. Le gradient vertical de la contamination est donc théoriquement variable en fonction du temps, par effet du ruissellement. Dans ce cas, l'hypothèse de régime permanent (nécessaire à l'application du modèle de transfert en ZNS) n'est donc plus valable.

Cet exemple montre que le couplage de certains processus peut rendre caduques certaines hypothèses, d'où la difficulté de combiner l'ensemble des formulations dans un cadre cohérent.

Par ailleurs, il convient d'être prudent quant au domaine d'applicabilité de certains modèles en fonction de la famille de contaminants considérée. A titre d'exemple, l'auteur cite l'approche 'Translocation', qui a été à l'origine développée pour les radionucléides, comme modèle possible de contamination des plantes par voie foliaire. Comme indiqué précédemment (paragraphe Modèle Plantes), cette approche n'est pas nécessairement valide, d'un point de vue strictement biologique, pour d'autres familles de contaminants régis par d'autres processus de transport au sein du végétal.

D'une manière générale donc, l'utilisation d'un terme aussi générique que 'Substances chimiques' dans un document de ce type présente le risque d'une utilisation erronée des modèles proposés. Il apparaît donc nécessaire de préciser quel modèles sont applicables pour quelles familles de polluants (métaux, organo-métaux (type mercure), substances organiques hydrophobes neutres, substances organiques hydrophobes polaires, substances organiques hydrophiles, nutriments, etc...).

11.2 REPONSES DE L'INERIS

Les approches d'estimation développées dans le document ne correspondent pas à un modèle intégré, respectant le bilan massique, mais plutôt à des approches pratico-pratiques utilisables « à la carte ». Des paragraphes supplémentaires ont été développés pour insister sur ce point.

Par ailleurs, le document s'attache bien à donner les hypothèses sur lesquelles se base chaque équation. Concernant les expressions du flux de volatilisation à partir du sol, il est bien spécifié que ce sont des expressions majorantes ne tenant pas compte des autres phénomènes de transfert pouvant avoir lieu à partir du sol ou dans le sol.

Parmi les approches développées, beaucoup reposent sur des coefficients (facteurs de bioconcentration, facteurs de biotransfert) définis de manière empirique, indépendamment de la nature des processus en jeu et peuvent s'appliquer à des substances métalliques ou organiques. Pour le calcul de la concentration dans la plante liée au dépôt particulaire en utilisant le dépôt sur les feuilles et l'estimation du transfert vers les parties consommables (section 1.6.2.2), il a été précisé dans la nouvelle version du document que cette approche « a été développée pour les radionucléides et peut s'appliquer à un certain nombre de métaux pour lesquels des données relatives à la translocation sont disponibles ». Le terme « substance » dans la section 1.6.2.3 (Comparaison des deux approches de modélisation) a été remplacé par « radionucléides » ou « éléments correspondant à ces radionucléides ».

12. BIBLIOGRAPHIE

CalEPA (California, Environmental Protection Agency), Air Resources Board, HARP, User's guide, Software for emission inventory database management, air dispersion modeling analyses, and health risk assessment, 2003

Chow V.T., handbook of applied hydrology, Mac Graw Hill Book Company, New York, 1964

RIVM (National Institute of Public Health and the Environment), Brand E., Otte PF., Lijzen JPA, CSOIL 2000: an exposure model for human risk assessment of soil contamination, a model description, report n°7 11701054, 2007

Smith D. Chaudhuri I., Heinold D., Ruffle B., An alternative approach for estimating plant uptake of dioxin vapors, Presented at the 15th International Symposium on chlorinated dioxins and related compounds, August 21-25, 1995

The Environment Agency, Department for Environment, Food and Rural Affairs, The Contaminated Land Exposure Assessment (CLEA) model : Technical basis and algorithms, R&D Publication CLR 10, ISBN 1 857 05749 X, 2002

Trapp S., Matthies M., Chemodynamics and environmental modeling : an introduction, Springer, 1997

US EPA (US Environmental Protection Agency), A screening procedure for toxic and conventional pollutants in surface and groundwater, Environmental research Laboratory, EPA/600/6-85/002a, 1985

US EPA (US Environmental Protection Agency), HHRAP: Human Health Risk Assessment Protocol for hazardous waste combustion facilities, Final, Office of Solid Waste and Emergency Response (OSWER), EPA530-R-05-006/0-98/001A, 2005

van den Berg R., Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values (partly revised edition). National Institute of Public Health and Environmental Protection (Rijkinstituut Voor Volksgezondheid en milieu), Bilthoven, The Netherlands. Report 755201011. April 1991/January 1994

COMMENTAIRES DE L'INSPQ ET REPONSES APORTEES PAR L'INERIS

Monsieur Denis Belleville de l'Institut National de Santé Publique du Québec a relu la partie A et les sections B2 à B4 du document de l'INERIS. Une note présentant ses commentaires a été transmise à l'INERIS. Les différentes parties de cette note avec les réponses de l'INERIS sont présentées ci-dessous.

1. APPRECIATION GENERALE DU DOCUMENT

1.1 COMMENTAIRES DE L'INSPQ

Le document constitue un recueil très complet, et qui peut même être qualifié d'exhaustif, du modèle multimédia. Dans la partie B, se trouvent toutes les équations pouvant être utilisées pour réaliser une évaluation du risque. Les différents modèles y sont décrits de façon détaillée. Pour chaque toutes les équations sont rapportées, et les limites ainsi que les incertitudes inhérentes à celles-ci sont discutées.

Les équations proviennent des modèles multimédias conçus par l'U.S. EPA, des logiciels *RISC* et *RBCA Tool Kit* et du National Institute of Public Health and Environmental Protection des Pays-Bas. Les trois premiers modèles nous sont familiers, contrairement au dernier modèle que nous n'avons pas expérimenté. Dans les sections de la partie B passées en revue, nous avons constaté que la majorité des équations est tirée du modèle de l'U.S. EPA.

Le commentaire principal que nous suscite la lecture de l'ensemble du document est la complexité des modèles, surtout de ceux mis au point pour décrire le devenir environnemental des polluants dans les différents milieux (eau, air, sol). Ces modèles sont décrits par des équations complexes ainsi qu'un nombre imposant de paramètres, et les incertitudes qui en découlent sont importantes. Comme boutade on dit « qu'un ingénieur peut décrire tous les phénomènes par une équation », mais pour un toxicologue qui n'a pas cette formation, la compréhension de ces équations ne s'avère pas toujours évidente. Il s'agit toutefois d'une démarche nécessaire, puisque les choses complexes ne peuvent pas être décrites simplement.

1.2 REPONSES DE L'INERIS

Les équations présentées dans le document intitulé « Jeux d'équations pour la modélisation des expositions liées à la contamination d'un sol ou aux émissions d'une installation industrielle » sont proches ou identiques à celles présentes dans des modèles multimédia, comme HHRAP (US EPA, 2005), RISC (Spence Environmental Engineering, 2004), RBCA Tool Kit (Groundwater Services Inc,

1998) ou HESP (van den Berg, 1994), comme indiqué dans la section 5 de la partie A du document. En effet, comme dans ces modèles, ce sont des approches relativement simples qui ont été recherchées. Mais, l'INERIS s'est avant tout attaché à travers ce document à poser les principes physiques, chimiques et/ou biologique de base qui permettent d'arriver à une expression mathématique utilisable pour estimer les concentrations dans les milieux et les niveaux d'exposition. Compte-tenu des hypothèses posées au cours de la démonstration mathématique menée, les équations finales peuvent être identiques ou varier par rapport à celles fournies dans les documents cités.

Les approches de calcul présentées peuvent avoir des niveaux de complexité variables, certains phénomènes étant plus difficiles à décrire que d'autres. Néanmoins, la plupart de ces approches aboutissent à des expressions analytiques facilement utilisables avec un simple tableur comme Excel. L'INERIS a également évité de présenter des modèles mécanistiques faisant appel à des paramètres difficiles à renseigner. Ainsi, pour la contamination des plantes par les polluants, des approches faisant appel à des facteurs de bioconcentration empiriques ont ainsi été préférées aux modèles représentant les transferts des polluants du sol vers les plantes et nécessitant de nombreuses données parfois difficiles à définir (comme la surface des feuilles, le volume des racines, la masse volumique et la teneur en lipides des différents organes, le taux de croissance,...). En outre, un certain nombre des approches présentées peuvent être utilisées de manière plus ou moins affinées, en utilisant des catégories de végétaux ou de produits animaux consommés plus ou moins nombreuses, ou en utilisant soit des valeurs moyennes, soit des valeurs variables dans le temps pour renseigner les paramètres (exemple : l'utilisation d'un flux de lixiviation moyen sur l'année versus l'utilisation d'un flux de lixiviation sur un pas de temps décadaire nécessitant l'estimation de la réserve en eau du sol au cours du temps).

2. PARTIE A : OBJECTIF DU DOCUMENT ET PRÉSENTATION GÉNÉRALE DES MODÈLES

2.1 COMMENTAIRES DE L'INSPQ

Nous n'avons pas revu les guides d'évaluation des risques existants (MATE, 2000; INERIS 2003), et nos connaissances relatives à l'approche de l'INERIS pour la gestion des sols contaminés et l'évaluation des projets industriels, actuels ou projetés, ne sont pas à jour. À la lecture de la section 2 de la partie A (*Champ d'application*), nous avons compris que, dans les cas de gestion de sols contaminés, l'approche décrite dans le document est employée pour évaluer les risques attribuables à la « contamination résiduelle » après la décontamination ou la mise en place de mesures d'atténuation. Elle est aussi utilisée pour évaluer les impacts de la contamination découlant des activités d'installations industrielles.

Nous croyons que l'évaluation de l'impact d'une source de contamination doit être faite en considérant aussi l'impact de la contamination du bruit de fond. Aussi, selon les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale pour la santé humaine au Québec (Lignes directrices)*, l'évaluation de l'impact d'une contamination

provenant de sols ou de celle provenant d'un projet industriel doit inclure l'estimation des risques attribuables au bruit de fond et de l'estimation des risques attribuables au projet à l'étude. Cette inclusion permet de juger de l'importance de la contamination étudiée par rapport à la contamination ambiante. Dans le cas où le niveau de contamination attribuable au bruit de fond a une telle importance que les doses d'exposition qui en découlent sont voisines des valeurs toxicologiques de référence (VTR), la prise en considération de ces valeurs dans le processus d'évaluation du risque indique qu'une faible contamination peut avoir un impact significatif pour le récepteur, alors que, dans le cas contraire, une contamination plus importante peut engendrer un risque moindre. Des références concernant les concentrations de bruit de fond ont été notées à la première puce de la page 16 ainsi qu'à la section 4 de la partie B du document.

Les équations sont conçues afin de calculer une dose d'exposition moyenne qui résulte de la somme des doses provenant des voies d'exposition suivantes : par contact cutané, par ingestion et par inhalation. Les données d'entrée dans les modèles proviennent soit de mesures issues de la caractérisation des sols, soit des émissions d'une installation industrielle. À partir des résultats obtenus dans un milieu, les concentrations moyennes dans les autres milieux environnementaux sont calculées à l'aide des modèles et des équations qui sont décrits dans la section 1 de la partie B du document.

Nous n'avons pas trouvé dans le document quelle valeur statistique doit être utilisée comme source d'entrée dans les modèles. Étant donné que l'objectif de ces modèles est le calcul de doses d'exposition moyennes, la valeur de la source d'entrée dans les modèles doit refléter la mesure de la tendance centrale de la distribution des valeurs mesurées. Il est courant de se servir de la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % sur la moyenne. Cependant, pour une contamination environnementale donnée, cette valeur varie selon le nombre d'observations faites (N). Pour cette raison, il est proposé, dans la dernière version des *Lignes directrices* (novembre 2009), d'utiliser une valeur (centile) qui n'est pas influencée par le nombre de résultats. De plus, l'emploi du 75^e centile calculé de la distribution des valeurs est recommandé si le N est supérieur à 15, et si N est inférieur à ce nombre, la valeur maximale de la distribution doit être utilisée.

À la page 16, dans la cartouche, le symbole L est utilisé pour représenter la dimension *longueur*, et les unités représentent un volume (m³). Ceci génère un peu de confusion, puisque cette dimension est utilisée indifféremment que les éléments de l'équation soient une longueur, une aire ou un volume. Il faudrait peut-être trouver un terme descriptif pour cette dimension, qui engloberait ces trois unités de mesure.

2.2 REPONSES DE L'INERIS

Dans le cadre d'une évaluation des risques sanitaires, le risque attribuable à un sol contaminé ou à une installation classée est comparé au risque total afin d'aider à orienter les mesures de gestion. Pour cela, le niveau de risque attribuable et le niveau de risque total sont généralement calculés et comparés. Le guide d'évaluation des risques, qui doit être prochainement révisé, devrait revenir sur ce point et sur la prise en compte des concentrations liées au bruit de fond. D'autres documents donnent par ailleurs des informations sur les concentrations de bruit de fond dans l'air, les eaux, les sols et les aliments (INERIS, 2009 ; BRGM, 2008, Darmendrail et al., 2000) pour estimer les expositions liés au bruit de fond ou les doses d'exposition liés à l'alimentation pour la population générale (AFSSA, 2005, Leblanc et al., 2004)

Dans le document de l'INERIS discuté ici, la section 4 (partie B) revient sur la distinction entre concentrations, niveaux d'exposition et niveaux de risques attribuables à une source et concentrations, niveaux d'exposition et niveaux de risques totaux. Les modalités de calculs des uns et des autres y sont précisées.

Cette section précise que les concentrations de polluants dans le sol, l'air extérieur, l'air intérieur, les eaux souterraines et superficielles attribuables à la source étudiée sont calculées à partir des équations décrites dans les sections 1.1 à 1.5 du document (partie B) et des concentrations liées à cette source dans les milieux d'apport. Quant aux concentrations totales dans ces milieux, elles sont calculées en ajoutant aux concentrations de polluant attribuables, ainsi obtenues, les concentrations de polluant dans ces milieux liées au bruit de fond. Cette approche particulière est proposée notamment pour deux raisons. La première est d'éviter de compter deux fois une partie de la contamination liée au bruit de fond dans le calcul des concentrations de ces milieux. La seconde est liée à la difficulté d'utiliser les équations présentées dans les sections 1.1 à 1.5 pour établir un bilan de masse de la quantité totale de polluant dans le sol (contamination liée à la source étudiée + bruit de fond) compte-tenu de la différence de mobilité du polluant en fonction de son origine.

Les expressions « *doses d'exposition moyennes* » ou « *niveaux d'exposition moyens* » employées dans le document font référence à la valeur moyenne de ces grandeurs dans le temps sur la période d'exposition considérée. Elles ne font pas référence à l'estimateur statistique utilisé pour définir les paramètres d'entrée des équations.

Les guides et documents méthodologiques pour l'évaluation des risques liés à un site contaminé ou aux émissions d'une installation classée (INERIS, 2003 ; documents du portail « sites pollués » du Ministère chargé de l'Environnement) ne préconisent pas l'emploi systématique de valeurs moyennes, maximales ou de distributions statistiques. Ce choix relève d'une approche au cas par cas qui dépend des objectifs, du contexte de l'étude, des données et des moyens disponibles. La discussion de ce choix dépasse le cadre du présent document sur la définition des équations utilisables.

A titre d'exemple, il est possible de décliner les situations suivantes :

- s'il s'agit de montrer que le niveau de risque est acceptable, la valeur maximale des paramètres d'entrée pourra être retenue au moins en première approche, ce qui permet de mener une étude à moindre coût, avec des hypothèses protectrices pour la santé publique. Dans le cas d'installations classées, la valeur limite à l'émission définie par l'arrêté préfectoral est même parfois prise en compte pour définir le terme source de la contamination.

Si le résultat ainsi obtenu ne permet pas d'écarter un risque pour la santé des populations, des mesures de gestion consistant à réduire l'exposition ou le terme source de pollution seront prises, ou bien l'étude sera affinée pour limiter les sources d'incertitudes et de surestimation. Dans ce cas, la définition de valeurs de paramètres moins majorantes pour l'exposition devra être justifiée au regard des données disponibles (cette « philosophie » est décrite dans la section 6, intitulée « Conditions d'utilisation des modules de calcul et des équations présentés » de la nouvelle version du document).

- s'il s'agit d'un site contaminé sur lequel les individus peuvent se promener et où ils ne restent pas en point particulier, une concentration représentative de la moyenne des concentrations sur le site est parfois utilisée.

Le symbole L présenté dans le cartouche générique se rapporte à une grandeur de type longueur. Il s'agit d'une notation conventionnelle permettant de donner les dimensions des paramètres et de vérifier leur cohérence, sans référence à des unités particulières. Avec ce type de notation, une surface est représentée par L^2 et un volume par L^3 .

3. PARTIE B (PRÉSENTATION DES ÉQUATIONS) - SECTION 2 : ESTIMATION DES NIVEAUX D'EXPOSITION

3.1 PRÉSENTATION DU CALCUL DES NIVEAUX D'EXPOSITION

3.1.1 COMMENTAIRES DE L'INSPQ

Après avoir lu attentivement cette section, nous estimons que les équations servant à calculer les doses d'exposition moyennes par inhalation, par ingestion et par contact cutané seraient de beaucoup simplifiées si la durée d'exposition était présentée telle que dans les différents guides de l'U.S. EPA dont le HRP (2005). Nous croyons que la façon dont les équations 2.1.2, 2.2.3, 2.3.4 et les suivantes sont présentées résulte d'un souci d'uniformité des équations dans le document, soit celles présentées dans la section 1 *Estimation des concentrations dans les milieux* et celles présentées dans la section 2 *Estimation des niveaux d'exposition*.

Cependant, si ce type de formulation sied bien aux équations utilisées pour estimer les concentrations dans les milieux environnementaux à l'état d'équilibre et en fonction du temps, nous sommes d'avis que, pour les équations servant au calcul de la dose moyenne d'exposition, cette façon d'exprimer l'espace-temps les alourdit et les complexifie inutilement. D'après les équations présentées dans la publication HRP, les paramètres qui

prennent en considération l'espace-temps sont la fréquence d'exposition (EF), la durée d'exposition (ED) et la période d'exposition (AT). En variant le paramètre durée d'exposition (ED), les doses d'exposition ainsi calculées peuvent être mises en relation avec les VTR aiguës, sous-chroniques et chroniques dans une démarche d'estimation des risques non cancérogènes. Pour l'estimation des risques cancérogènes, en attribuant la valeur de 25 550 jours à la période d'exposition (AT) et en variant la durée d'exposition (ED), la dose d'exposition moyenne calculée sur une période de 70 ans est multipliée par le coefficient de cancérogénicité.

3.1.2 REPONSES DE L'INERIS

Les doses d'exposition à calculer et à comparer aux valeurs toxicologiques de référence (VTR) sont les doses d'exposition moyennes sur la période d'exposition considérée. Si la dose d'exposition ne varie pas au cours du temps, la grandeur à comparer aux VTR peut être simplement obtenue en multipliant la concentration de polluant (C) dans la matrice d'exposition par la quantité de matrice prélevée (Q), la fréquence (EF) et la durée d'exposition (ED) et en divisant par le poids de la cible (BW) et la période d'exposition (AT).

Dans son document HHRAP (2005), l'US EPA donne la concentration de polluant dans le sol en fonction du temps et calcule alors le risque cancérogène en utilisant la concentration moyenne de polluant pendant la période d'exposition. Cette approche suppose toutefois que la concentration dans la matrice d'exposition soit le seul paramètre qui varie pendant la période d'exposition (Q, EF et BW constants). Dans ces conditions, il n'est donc pas possible de calculer par exemple le risque cancérogène pour un individu qui naît sur le site d'exposition et qui y est exposé jusqu'à l'âge adulte.

Dans la mesure où les approches présentées dans la section 1 permettent de calculer les concentrations de polluant dans les matrices d'exposition en fonction du temps, nous avons préféré proposer une approche plus générique, et toujours vraie, consistant à faire la moyenne sur ED (=T₂-T₁) de n doses d'exposition (E(t_i)), ayant chacune une valeur constante pendant un intervalle de temps (Δt_i), la somme des Δt_i étant égale à ED. La dose ainsi calculée est multipliée par ED et divisée par AT avant d'être comparée à la VTR (cf. section 3)

Remarque :

$$\text{l'équation de la forme : } \overline{E}(d_{\text{exp}}) = \frac{\sum_{i=1}^n E(t_i) \times (t_i - t_{i-1})}{T_2 - T_1}$$

(avec t_i = T₁ + i x (T₂-T₁) / n ; n : nombre de pas de temps ; i : numéro d'itération entre 1 et n),

a été remplacée dans la nouvelle version du document par :

$$\overline{E}(d_{\text{exp}}) = \frac{\sum_{i=1}^n E(t_i) \times \Delta t_i}{T_2 - T_1}$$

(avec i : numéro d'itération (numéro de la sous-période considérée) entre 1 et n ,

$$\text{et } \sum_{i=1}^n \Delta t_i = T_2 - T_1),$$

pour tenir compte du fait que les durées pendant lesquelles la dose d'exposition ne varie pas peuvent être de longueur variable.

3.2 EXPOSITION PAR INHALATION

3.2.1 COMMENTAIRES DE L'INSPQ

L'exposition par inhalation est calculée selon l'équation 2.1.2. Conformément au guide HRP (2005), le produit de cette équation est une concentration moyenne inhalée sur une période d'exposition donnée. La concentration inhalée est comparée à la concentration de référence pour estimer le risque attribuable à l'inhalation. La concentration de référence est déduite de la dose de référence par inhalation. Dans les guides de l'U.S. EPA, cette procédure est présentement privilégiée à celle qui consiste à calculer une dose d'exposition par inhalation et à calculer l'indice de risque en mettant cette dose en relation avec la dose de référence par inhalation.

Or, nous attirons l'attention sur le fait que pour certaines substances, pour lesquelles il n'existe pas de concentration de référence, il est tout de même possible d'apprécier le risque attribuable à l'inhalation en calculant la dose d'exposition par inhalation et en la mettant en relation avec la dose de référence exprimée en équivalent ingestion, si l'effet toxique de la substance s'observe sur le même organe cible.

3.2.2 REPONSES DE L'INERIS

La circulaire de la Direction Générale de la Santé n°2006-234 du 30/05/06 indique les VTR utilisées doivent être appropriées à la situation étudiée en termes de voies d'exposition et de durée d'exposition auxquelles la population est confrontée. Elle précise que les pétitionnaires (soumettant à l'administration une évaluation de risque sanitaire dans le cadre d'une étude d'impact) « ne peuvent procéder à une transposition de la VTR de la voie orale en une VTR par voie respiratoire (ou vice versa) que dans le cas où les substances engendrent un effet similaire quelle que soit la voie d'exposition. Elle indique aussi que « lorsqu'ils sont disponibles, les facteurs d'absorption sont à prendre en considération dans le calcul » et qu'« à défaut, on considérera une absorption de 100 % du composé pour la voie d'exposition concernée. ».

Néanmoins, les substances connues pour avoir un effet similaire par la voie respiratoire et par la voie orale, mais pour lesquelles il n'existe qu'une VTR par voie orale sont rares. Par ailleurs, même dans ces conditions, l'INERIS considère que ce type de dérivation voie à voie reste délicate et ne devrait être envisagé qu'au cas par cas. L'INERIS préfère ne pas présenter les modalités d'un tel calcul dans le document sur les jeux d'équation pour la modélisation des expositions, afin d'éviter d'encourager le recours trop systématique à cette pratique.

3.3 EXPOSITION PAR INGESTION DE SOL

3.3.1 COMMENTAIRES DE L'INSPQ

L'équation 2.2.1 est proposée pour le calcul de la dose d'exposition par ingestion de sol (E_s). Dans cette équation, se trouve le paramètre *facteur de biodisponibilité relative du polluant dans le sol* (B_s).

Selon notre expérience, la valeur de ce facteur est issue, le plus souvent, d'études *in vitro* dont les résultats varient énormément d'une étude à l'autre. Fréquemment, les valeurs de ces facteurs ne peuvent pas être validées, puisque les résultats ne sont pas reproductibles. Aussi, à moins que des données bien validées soient disponibles, nous privilégions le fait que la valeur par défaut de 1 soit attribuée à ce paramètre, de la même façon que la valeur par défaut de 1 est attribuée au facteur de décontamination $f_{d\acute{e}c}$ à la section 2.3.1.

3.3.2 REPONSES DE L'INERIS

L'INERIS reconnaît que les données disponibles pour renseigner de manière pertinente le facteur de biodisponibilité relative du polluant dans le sol (B_s) sont rares et par défaut une valeur égale à 1 doit souvent lui être attribuée, comme indiquée dans les remarques. Néanmoins, les connaissances se développent et des données sont disponibles pour quelques substances. Pour certaines substances comme le plomb, des publications montrent ainsi l'importance de la prise en compte des informations disponibles sur le type de minerai en jeu dans l'exposition, pour réduire l'incertitude liée à la définition de ce paramètre et augmenter le degré de confiance dans l'estimation de la dose d'exposition et du niveau de risque (Glorennec, 2006). La thèse de J. Caboche (2009), réalisée à l'INERIS, montre par ailleurs que pour l'arsenic et le cadmium, le facteur de biodisponibilité relative dans le sol (B_s), peut être renseigné à partir de la bioaccessibilité mesurée par le test UBM (INERIS, 2010)

De même, une valeur conservatoire égale à 1 est le plus souvent attribuée au facteur de décontamination ($f_{d\acute{e}c}$). Néanmoins, dans certains cas, des données relatives à l'effet du lavage sur des végétaux peuvent parfois être obtenues et utilisées. Nous avons par exemple été amenés à prendre en compte cet effet du lavage dans un travail de comparaison mesures/modèles sur des salades exposées à des retombées de plomb (INERIS, 2009). Les mesures réalisées sur différents lots de salades ont ainsi montré que 23 à 35% du plomb déposé sur les salades était éliminé au lavage. La définition et l'utilisation de telles données doit bien sûr être raisonnée en fonction des objectifs et du contexte de l'étude. S'il s'agit de montrer que le niveau de risque lié à une installation est acceptable, une estimation conservatoire avec l'utilisation d'une valeur égale à 1 pour $f_{d\acute{e}c}$ devra être réalisée en première approche.

3.4 EXPOSITION DU NOURRISSON PAR INGESTION DE LAIT MATERNEL

3.4.1 COMMENTAIRES DE L'INSPQ

Le principal obstacle rencontré lorsque vient le moment de calculer l'exposition par ingestion de lait maternel résulte surtout de la difficulté à déterminer la concentration du polluant dans le plasma de la mère.

Les modèles présentés aux points 2.4.1.2.1 et 2.4.1.2.2 sont complexes et reposent sur plusieurs paramètres. L'utilisation du modèle proposé par l'U.S. EPA requiert de bonnes connaissances de ces paramètres et des limites d'utilisation. Ce modèle peut être utilisé surtout pour les substances lipophiles et bioaccumulables.

Pour faciliter la compréhension de l'équation 2.4.2, les symboles dm_m et dt devraient être définis.

Le symbole f_{lip} , dans l'équation 2.4.17, est défini comme étant *la fraction de polluant stockée dans les lipides de la mère*, alors que, dans les équations 2.4.21 et 2.4.23, il est défini comme *la fraction massique des lipides dans l'organisme maternel*. Il y aurait lieu d'uniformiser les définitions de ce symbole pour dissiper la confusion. Nous avons aussi noté une différence typographique entre les caractères utilisés dans les équations et ceux employés dans le texte ou dans la cartouche où sont définis les paramètres des équations 2.4.17 et 2.4.23.

Dans la cartouche explicative de l'équation 2.4.21, se trouve la définition du symbole $C_m(t)$. Toutefois, ce symbole n'apparaît pas dans cette équation, mais dans l'équation 2.4.18.

Les sources d'incertitudes sont bien expliquées à la section 2.4.1.3. Les incertitudes sont inhérentes à la complexité du modèle et aux multiples paramètres à considérer. Les éléments discutés à la troisième puce et à la quatrième puce illustrent le fait que l'approche de l'U.S. EPA peut être utilisée, surtout pour les substances lipophiles.

3.4.2 REPONSES DE L'INERIS

$\frac{d}{dt}$ représente la dérivée d'une grandeur donnée par rapport au temps. $\frac{dm_m}{dt}$ est donc la dérivée de la masse de polluant dans l'organisme maternel en fonction du temps. Comme dans la section 1, la masse de polluant dans un compartiment, ici l'organisme maternel, est effectivement calculée grâce à une équation différentielle. Pour faciliter la compréhension, la phrase d'introduction à l'équation 2.4.2 a été réécrite comme suit : « *Le bilan massique du polluant chez la mère est décrit par l'équation différentielle suivante* » :

La définition du symbole f_{lip} a été uniformisée. Il est défini comme la « *fraction massique du polluant dans les lipides de l'organisme maternel* » dans la nouvelle version du document.

La définition du symbole $C_m(t)$ a été retirée du cartouche suivant l'équation 2.4.21 dans la nouvelle version du document.

3.5 EXPOSITION PAR CONTACT CUTANE

3.5.1 COMMENTAIRES DE L'INSPQ

Que ce soit pour le calcul des doses d'exposition par contact cutané avec l'eau ou avec le sol, les équations qui sont présentées dans cette section proviennent du modèle mis au point par l'U.S. EPA. Ce modèle est décrit dans le document intitulé *Risk assessment guidance for Superfund, Volume 1: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment), Final (2004)*. Les différentes étapes du modèle sont décrites de façon détaillée. Toutes les équations sont rapportées, même celles qui servent à calculer des paramètres dont les valeurs ont déjà été calculées par l'U.S. EPA (ex. : les valeurs de K_p qui sont rapportées dans l'annexe B du document cité précédemment).

Dans la section 2.5.3, consacrée au calcul de la dose d'exposition découlant du contact avec le sol, deux approches sont rapportées : « l'une basée sur l'utilisation d'un taux d'absorption » et « l'autre sur le flux absorbé calculé à partir du coefficient de transfert de masse de polluant ». C'est la première qui est recommandée par l'U.S. EPA.

Dans la discussion portant sur les avantages et les limites de la deuxième approche (point 2.5.3.2.3), il est écrit, au deuxième paragraphe, que cette méthode « présente un avantage important par rapport à la méthode de calcul basée sur le taux d'absorption ». Nous avons eu de la difficulté à comprendre la logique et la signification des équations 2.5.2.1 de l'U.S. EPA (1992) et 2.5.3.2.2 de McKone. Ce sont des équations très complexes avec un grand nombre de paramètres à considérer, ce qui leur confère un degré d'incertitude très élevé. De plus, ces modèles sont peu validés. Est-ce que le développement de ces méthodes « d'estimation par le calcul du flux de transfert » dans le document est vraiment nécessaire à la discussion sur les limites de la méthode « d'estimation à partir du taux d'absorption » (page 187, premier paragraphe) ? Nous ne sommes pas certains qu'il soit possible de dissiper un flou méthodologique par des approches comportant encore plus de limites et d'incertitudes.

Enfin, le dernier commentaire portant sur cette section concerne aussi la présentation des équations de la section 2.4 pour estimer l'exposition du nourrisson par l'ingestion de lait maternel. Pour faciliter la compréhension des modèles, ne serait-il pas préférable de présenter les équations plus génériques (2.4.35, 2.4.36 et 2.5.77, 2.5.78) en début de chapitre plutôt qu'à la fin?

3.5.2 REPONSES DE L'INERIS

La section consacrée à l'exposition par contact cutané avec le sol présente plusieurs approches dont celle de McKone et al. (1992).

Le document ne donne pas d'équation pour calculer le coefficient de perméabilité du polluant à partir de l'eau (K_p). Il renvoie uniquement aux documents de l'US EPA (1992 et 2004) et à des documents à venir de l'INERIS sur la définition des paramètres.

La section 2.5.2.1 permet d'estimer la quantité de polluant absorbée à partir d'une eau contaminée au contact de la peau selon le modèle de Cleek et Bunge (1993, 1995), repris par l'US EPA. Ce modèle est plus complexe qu'un simple modèle de diffusion à l'état stationnaire à travers une membrane, qui peut conduire à sous-estimer de manière importante la quantité de polluant absorbée. Le modèle présenté tient compte, premièrement du fait que la peau est constituée de deux couches (la couche cornée et la couche d'épiderme viable), qui présentent une résistance différente à la diffusion des polluants, et deuxièmement du fait que l'état stationnaire n'est pas forcément atteint pendant la période de contact avec l'eau contaminée. Toutefois, les solutions présentées sont des approximations de la solution vraie rapportée par Cleek et Burge. Par rapport à un simple modèle de diffusion, ces solutions requièrent deux paramètres supplémentaires, la longueur de diffusion dans la couche cornée (L_{cc}) et le coefficient de diffusion du polluant dans la couche cornée (D_{cc}), dont la valeur peut être déduite de la relation de Potts et Guys, déjà utilisée pour estimer K_p , comme proposée par l'US EPA (1992, 2004).

L'approche de McKone et al. (1992) pour estimer l'exposition par contact cutané à partir du sol permet, comme l'approche décrite par l'US EPA en 1992, d'estimer le flux de polluant absorbé à partir d'un sol. Ces deux approches tiennent compte de la diminution de la concentration de polluant dans la couche de sol déposée sur la peau pendant la durée de contact avec le sol.

La méthode présentée par l'US EPA en 1992 (section 2.5.3.2.1) utilise, en plus de la quantité de sol déposée sur la peau, de la durée de contact et du coefficient de perméabilité cutanée du polluant dans l'eau, des paramètres classiques relatifs au sol, aux substances et à l'environnement (masse volumique du sol, coefficient de partage particules du sol-eau du sol, épaisseur de la couche limite à l'interface air-sol, coefficient de diffusion dans l'air) que l'on utilise pour estimer les concentrations dans les milieux environnementaux.

McKone et al. (1990) tiennent compte en plus de la diffusion du polluant dans le sol. Ils utilisent pour cela quelques paramètres complémentaires, également utilisés de manière classique pour estimer les concentrations dans les milieux environnementaux (coefficient de diffusion dans l'eau, teneur en eau, porosité du sol). Par ailleurs, ils définissent le coefficient de diffusion d'une substance dans la couche cornée (D_{cc}) en fonction des propriétés de la substance (coefficient de diffusion dans l'eau) et de la couche cornée (teneurs en eau et en lipides et masse volumique de la couche cornée, au lieu d'utiliser la relation de Guys et Potts comme l'US EPA (1992, 2004). A partir de données empiriques, ils établissent également une relation pour estimer le produit du coefficient de diffusion dans la couche cornée (D_{cc}) par le coefficient de partition couche cornée-sol (K_{cc-sol}). Cette relation met en jeu les mêmes paramètres du sol que ceux cités ci-dessus, ainsi

que la masse molaire et le coefficient de partage octanol-eau du polluant. Ces deux derniers paramètres sont ceux utilisés dans la relation de Guys et Potts.

Par conséquent, même si les paramètres à renseigner pour utiliser les approches décrites dans les sections 2.5.2.1.2, 2.5.3.2.1 et 2.5.3.2.2 sont plus nombreux que ceux nécessaires pour calculer le flux de diffusion de polluant à l'état stationnaire à partir d'une eau contaminée, ou la dose d'exposition absorbée à partir d'un sol contaminé avec le taux d'absorption de la substance, l'acquisition de valeurs pour définir ces paramètres ne représente pas une difficulté supplémentaire. En revanche, il est difficile de dire si l'incertitude liée à ces différents paramètres est supérieure ou inférieure à celle liée à la définition du taux d'absorption. Dans tous les cas, cela dépend de la représentativité des données disponibles. Or, lorsque des données relatives au taux d'absorption d'une substance à partir d'un sol existent (l'US EPA présente dans le document de 2004 des valeurs pour onze substances ou groupes de substances), il semble que ces valeurs ne soient pas toujours représentatives de conditions d'exposition environnementale (valeurs définies avec des quantités de sol au contact de la peau bien supérieures, conduisant à réduire de manière mécanique le pourcentage de polluant absorbé). Malgré le manque de validation, l'INERIS considère donc que des approches d'estimation comme celles présentées en section 2.5.3.2.1 et 2.5.3.2.2 peuvent être utiles en l'absence de données sur le taux d'absorption ou lorsque celles-ci paraissent très incertaines. Pour plus de clarté concernant l'usage de ces méthodes de calcul alternatives, la dernière phrase avant la section 2.5.3.1 (« *les approches basées sur le coefficient de transfert de masse sont également présentées dans ce document, afin de fournir des éléments de discussion dans le cadre de l'évaluation des incertitudes.* ») a été remplacée par « *les approches basées sur le coefficient de transfert de masse sont également présentées dans ce document. Elles ne sont pas recommandées pour une utilisation en première approche, mais proposées pour fournir des éléments quantitatifs de discussion dans le cadre de l'évaluation des incertitudes.* »

Les équations 2.4.35, 2.4.36, 2.5.77 et 2.5.78* correspondent aux doses d'exposition. Les autres équations des sections 2.4 et 2.5 permettent respectivement de calculer la concentration dans le lait maternel et la quantité de polluant absorbée lors d'un contact cutané avec un polluant. Dans le déroulement mathématique, le calcul de ces grandeurs doit être réalisé avant le calcul des doses. Ces calculs ont donc été présentés avant le calcul des doses d'exposition, suivant ainsi la logique globale de la partie B du document, où le calcul des concentrations dans les milieux les plus en amont (concentrations dans les sols, dans l'air, dans l'eau) est d'abord présenté, puis celui des concentrations dans les milieux plus en aval (concentrations dans les végétaux, dans les produits animaux), puis celui des niveaux d'exposition et enfin celui des niveaux de risque.

* Numérotation correspondant à la version du document datée du 16/04/09. Ces deux dernières équations portent respectivement les numéros 2.5.78 et 2.5.79 dans la nouvelle version du document.

4. PARTIE B (PRÉSENTATION DES ÉQUATIONS) - SECTION 3 : ESTIMATION DES NIVEAUX DE RISQUE

4.1 INTRODUCTION

4.1.1 COMMENTAIRES DE L'INSPQ

Au troisième paragraphe de la page 206, il est mentionné qu'en l'absence de VTR pour la voie cutanée, « [...] certains préconisent pour estimer le risque lié à la dose de polluant absorbée par voie cutanée d'utiliser la VTR définie pour la voie orale après ajustement de celles-ci par le taux d'absorption orale, [...]»

Toutefois, l'U.S. EPA (1992) recommande d'employer les VTR fixées pour la voie orale lors d'expositions cutanées à des substances toxiques présentes dans les sols et dans l'eau. Dans le cas d'expositions cutanées à des vapeurs, l'U.S. EPA recommande l'utilisation des VTR établies pour l'inhalation. D'autres considérations, par exemple le phénomène du premier passage hépatique, peuvent justifier l'utilisation d'une VTR pour une voie plutôt qu'une autre. À titre d'exemple, si l'effet toxique du contaminant est principalement attribuable à l'action, au niveau d'un organe cible, d'un métabolite de la substance produit par le foie, le risque peut être surestimé lors de l'utilisation d'une VTR établie pour la voie orale. À l'opposé, l'emploi d'une VTR définie pour la voie orale peut engendrer une sous-estimation du risque associé à une exposition cutanée dans le cas d'une substance dont l'effet toxique est atténué par le processus de détoxification hépatique. Dans les deux cas, l'usage d'une valeur de référence fixée pour l'inhalation pourrait être plus approprié.

4.1.2 REPONSES DE L'INERIS

Ces remarques sur l'usage des données toxicologiques sont justes et complètent le bref commentaire apporté dans le document discuté.

Toutefois, l'INERIS considère que ce point relatif au choix et à l'utilisation des VTR pour la voie cutanée se situe en dehors du champ du présent document. La remarque formulée initialement avait uniquement pour objet de signaler que des ajustements pouvaient parfois être réalisés entre niveaux d'exposition calculés et VTR, avant de procéder au calcul des niveaux de risque. Afin de corriger le texte initial trop laconique et pouvant être mal interprété, le passage en question a été réécrit comme suit :

« Le choix des valeurs toxicologiques de référence dépasse le cadre de ce document. Pour cette problématique, le lecteur se reportera aux guides, rapports, circulaires et bases de données existantes ».

Il est accompagné de la note de bas de page suivante :

« Il convient de noter qu'il n'existe pour l'heure que peu de valeurs toxicologiques relatives à la voie cutanée. En l'absence de valeurs, l'US EPA préconise pour estimer le risque lié à la dose de polluant absorbée suite à un contact cutané avec un sol ou une eau contaminée d'utiliser les valeurs toxicologiques définies pour la voie orale après ajustement de celles-ci par le taux d'absorption orale. En réalité, la toxicité d'une substance dépend des mécanismes biologiques mis en jeu après son administration, et ceux-ci peuvent être différents selon la voie d'administration. A l'inverse de l'US EPA, la Direction Générale de la Santé, dans la circulaire n°2006-234 du 30/05/06, demande aux services déconcentrés chargés de donner leur avis sur les effets sanitaires des projets relevant d'une étude d'impact de veiller à ce que les pétitionnaires ne réalisent aucune transposition à la voie cutanée de VTR disponibles pour la voie orale ou respiratoire. »

4.2 CALCUL DU NIVEAU DE RISQUE POUR LES EFFETS A SEUIL

4.2.1 COMMENTAIRES DE L'INSPQ

Selon l'équation 3.5.1, le quotient de danger pour la voie respiratoire se calcule en mettant en relation la concentration d'exposition pour une période donnée avec la concentration de référence. Nous avons déjà apporté un élément de discussion au point 2.1* à propos de cette façon de calculer le risque attribuable à l'inhalation.

Nous attirons votre attention ici sur une autre limite inhérente à cette façon de procéder. Nous considérons que le calcul du risque attribuable à la voie d'inhalation, selon cette approche, génère une sous-estimation du risque lors d'une exposition aiguë, sous-chronique et chronique chez les nourrissons, les jeunes enfants et les adolescents. En effet, les concentrations de référence sont établies pour des adultes de 70 kg, dont les taux d'inhalation diffèrent de ceux des nourrissons, des jeunes enfants et des adolescents. Une telle sous-estimation peut être évitée si une dose d'exposition est calculée plutôt qu'une concentration d'exposition, qui est par la suite mise en relation avec une VTR.

4.2.2 REPONSES DE L'INERIS

Le premier point a été traité dans la section 3.2.2 ci-dessus.

Quant aux concentrations de référence, elles sont établies à partir de concentrations d'exposition et intègrent des facteurs de sécurité tenant compte des différences de sensibilité interindividuelles.

4.3 CALCUL DU NIVEAU DE RISQUE POUR LES EFFETS SANS SEUIL

4.3.1 COMMENTAIRES DE L'INSPQ

En lien aussi avec notre dernier commentaire, nous croyons que l'équation 3.6.1 devrait être utilisée seulement pour le calcul des risques cancérigènes associés

* En référence au document transmis par l'INSPQ. Dans le présent document, il s'agit de la discussion présentée en section 3.2.1.

aux substances dont l'effet cancérigène est observé au niveau de l'arbre respiratoire (bronches et poumons). Lorsque l'effet cancérigène est noté au niveau d'un autre organe cible (cellules sanguines, foie, rein, etc.), le risque devrait être calculé en considérant l'additivité des doses d'exposition par inhalation, ainsi que par contact cutané et par voie orale. La dose totale d'exposition doit alors être multipliée par le coefficient de cancérogénicité approprié.

4.3.2 REPONSES DE L'INERIS

Les équations 3.6.1 et 3.6.2* présentent la méthode de calcul des risques correspondant à chaque substance et à chaque voie. Il s'agit de calculs intermédiaires qui permettent d'apprécier la part relative de chaque substance et de chaque voie dans le calcul du risque cancérigène sans seuil total.

Ce dernier est obtenu, comme indiqué dans le document, en sommant les probabilités de risques individuels liés aux différentes substances cancérigènes sans seuil d'effet, aux différentes voies d'exposition et aux différentes durées d'exposition. Dans la mesure où il s'agit de la probabilité de développer un cancer, les risques liés aux différentes substances et aux différentes voies sont sommés, que l'effet cancérigène soit observé initialement au point de contact ou non. Il s'agit d'une approximation où la probabilité conjointe pour un individu de développer un cancer du fait de l'exposition à plusieurs polluants est négligée.

5. SECTION 4 : DISTINCTION ENTRE CONCENTRATIONS, DOSES, RISQUES ATTRIBUABLES A UNE OU PLUSIEURS SOURCES DE CONTAMINATION ET CONCENTRATIONS, DOSES ET RISQUES TOTAUX

5.1 COMMENTAIRES DE L'INSPQ

Dans cette section, sont discutées les nuances à apporter aux doses d'exposition et aux risques attribuables à une source de contamination par rapport à ceux découlant des concentrations de bruit de fond. Nous avons déjà formulé un commentaire concernant la prise en compte du bruit de fond lors de l'évaluation des risques, telle qu'elle est préconisée dans nos *Lignes directrices*.

Nous rapportons sommairement ici l'approche du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), qui diffère de la nôtre. Selon leur approche, une valeur par défaut de 80 % est attribuée à l'exposition au bruit de fond. Par conséquent, pour estimer le risque d'une source de contamination, il faut mettre en relation la dose d'exposition calculée avec 20 % de la VTR.

* * Numérotation correspondant à la version du document datée du 16/04/09. Ces équations portent respectivement les numéros 3.2.1 et 3.2.2 dans la nouvelle version du document.

5.2 REPONSES DE L'INERIS

Voir réponse apportée ci-dessus, en section 2.2.

L'exposition au bruit de fond est estimée au cas par cas, sans référence à un pourcentage a priori de la VTR.

Les erreurs typographiques signalées ont été corrigées.

6. CONCLUSION DE L'INSPQ

La lecture du document *Jeux d'équations pour la modélisation des expositions liées à la contamination d'un sol ou aux émissions d'une installation industrielle* nous a permis de constater qu'il s'agit d'un recueil très complet et exhaustif des différents modèles qui existent pour le calcul des doses d'exposition et des risques lors d'une démarche d'évaluation du risque toxicologique. De ce contenu transparaît un travail de recherche documentaire considérable et d'importants efforts d'analyse des modèles présentés. Nos commentaires, portant sur la partie A du document et sur les sections 2, 3 et 4 de la partie B ont été formulés à partir de notre expérience en matière d'évaluation du risque. Ils s'inspirent du contenu des *Lignes directrices* dont la révision a été complétée en novembre 2009.

7. BIBLIOGRAPHIE

AFSSA, Dioxines, furanes et PCB de type dioxine : Evaluation de l'exposition de la population française, 2005

BRGM, Bases de données relatives à la qualité des sols : contenu et utilisation dans le cadre de la gestion des sols pollués, V0.1, 2008

Darmendrail D., Baize D., Barbier J., Freyssinet P., Mouvet C., Salpéteur I., Wavrer P., Fond géochimique naturel : État des connaissances à l'échelle nationale - BRGM/RP-50158-FR., 2000

Bunge A., Cleek R., A new method for estimating dermal absorption from chemical exposure. 1. Effect of molecular weight and octanol-water partitioning, *Pharmaceutical Research*, Vol. 12, n°1, 1995

Caboche J., Validation d'un test de mesure de bioaccessibilité. Application à 4 éléments traces métalliques dans les sols : As, Cd, Pb et Sb. Thèse de doctorat de l'INPL, 2009

Cleek R., Bunge A., A new method for estimating dermal absorption from chemical exposure. 1. General approach, *Pharmaceutical Research*, Vol. 10, n°4, 1993

Direction Générale de la Santé, Circulaire DGS/SD.7B n°2006-234 du 30/05/06 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact

Glorennec P., Analysis and reduction of the uncertainty of the assessment of children's lead exposure around an old mine, *Environmental research*, 100, 2006

Groundwater Services Inc., Connor J., Bowers R., Nevin J.P., Fisher R.T., *Guidance manual for RBCA Tool Kit for chemical releases*, 1998

INERIS, Déléry L., Inventaire des données de bruit de fond dans l'air ambiant, l'air intérieur, les eaux de surface et les produits destinés à l'alimentation humaine en France, n°DRC-08-94882-15772A, 2009a.

INERIS, Bonnard R., Connaissances des phénomènes de transfert, Modélisation du dépôt de polluants particulaires sur les végétaux, DRC-09-103717-07993A, 2009b

INERIS, Denys S., Hypothèses et recommandation pour l'intégration de la bioaccessibilité de l'arsenic et du cadmium dans le calcul de la dose d'exposition par ingestion de terre contaminée, n°DRC-10-111435- 02893A, 2010.

Leblanc J.C., Verger P., Guérin T., Volatier J.L., *Etude de l'alimentation totale française : Mycotoxines, minéraux et éléments traces*, 2004

McKone T.E., Dermal uptake of organic chemicals from a soil matrix, *Risk analysis*, 10(3): 407-419, 1990

McKone T.E., Howd R., Estimating dermal uptake of nonionic chemicals from water and soil: I. Unified fugacity-based models for risk assessments,, *Risk analysis*, Vol. 12, 4 : 543-557, 1992

Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer, Portail « Sites Pollués », <http://www.sites-pollues.developpement-durable.gouv.fr>

Spence Environmental Engineering, Risc version 4.0, Risk-Integrated Software for Clean-ups, 2004

US EPA (US Environmental Protection Agency), *Dermal exposure assessment : Principles and applications*. Office of Health and Environmental Assessment, EPA/600/6-88/005Cc, 1992

US EPA (US Environmental Protection Agency), *Risk assessment guidance for Superfund, Volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment)*, Final, EPA/540/R/99/005, 2004

US EPA (US Environmental Protection Agency), *HHRAP: Human Health Risk Assessment Protocol for hazardous waste combustion facilities*, Final, Office of Solid Waste and Emergency Response (OSWER), EPA530-R-05-006/0-98/001A, 2005

van den Berg R., *Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values (partly revised edition)*. National Institute of Public Health and Environmental Protection (Rijkinstituut Voor Volksgezondheid en milieu), Bilthoven, The Netherlands. Report 755201011. April 1991/January 1994

COMMENTAIRES APPORTES PAR L'IRSN ET REPONSES APPORTEES PAR L'INERIS

Plusieurs personnes de l'IRSN (Mesdames Garnier-Laplace, Ledizes-Maurel, Beaugelin-Sellier et Nicoulaud et Messieurs Gonze, Mourlon, Métivier et Boyer) ont participé à la relecture du document de l'INERIS en fonction de leur domaine de compétence. Les sections relues par chacune d'entre elles sont indiquées dans la version modifiée du document. Des commentaires généraux et détaillés ont été apportés.

1. PARTIE A

1.1 COMMENTAIRES GENERAUX DE L'IRSN

Cette partie est claire. Elle mériterait cependant une utilisation plus rigoureuse pour certains termes tels que : voies de transfert, modes de transfert, mode d'exposition. Des suggestions sont faites à cet effet au fil du texte.

La prise en compte d'émissions d'une installation industrielle semble être vue uniquement sous l'angle d'une seule source de contamination pour les compartiments de l'environnement qui est le sol (cf. Figures 2 & 3) ; Si tel est le cas, il s'agit de le préciser sans confusion possible : par exemple le titre « Jeux d'équations pour **la modélisation des expositions liées** à la contamination d'un sol ou **aux émissions d'une installation industrielle** » laisse penser que tout type de rejets (liquides, gazeux) dans n'importe quel compartiment (atmosphère, rivière...etc.) est traité dans le document. Ce point serait également à souligner dans la partie A. Le titre serait plutôt : Jeux d'équations pour la modélisation des expositions liées à la contamination d'un sol **en lien ou non avec** les émissions d'une installation industrielle.

Enfin, le périmètre du document exclut tout apport d'un sol contaminé vers le milieu marin. Il s'agit également d'amener cette précision dans le domaine couvert par les jeux d'équations présentés.

1.2 REPONSES DE L'INERIS AUX COMMENTAIRES GENERAUX

L'utilisation des expressions « voies de transfert », « modes de transfert » et « modes d'exposition » a été revue et un glossaire a été ajouté au début du document définissant notamment les expressions « *voie d'exposition* », « *voie d'administration* », « *mode d'exposition* » et « *transfert* ».

L'essentiel des approches utilisées à l'INERIS se rapporte à une contamination atmosphérique (rejets canalisés ou diffus) ou à une pollution de sol. Néanmoins, des approches simples sont proposées dans la partie B pour traiter le devenir de polluants dans l'eau d'une nappe ou de rejets dans des eaux superficielles (autres que le milieu marin ou les estuaires). En revanche, la dispersion des rejets accidentels (liés par exemple à des déversements accidentels sur des sols ou des fuites dans les sols) ne sont pas traités. Cette précision a été apportée dans la section 2 (Champ d'application du document) de la nouvelle version du document. Dans la section 4 (Vue d'ensemble des approches d'estimation présentées), les mécanismes de transfert non traités ont été mis en évidence. L'absence de prise en compte des phénomènes de dispersion en mer et en estuaire a été soulignée.

1.3 COMMENTAIRES DÉTAILLÉS DE L'IRSN

Figure 2 : Pas de connexion entre eaux superficielles et eaux souterraines ? Pas de transfert des eaux superficielles vers le sol ? Pas de connexion entre eaux superficielles et animaux terrestres ?

Figure 3 : Ajouter dispersion et dilution dans la case eaux superficielles. Volatilisation à l'intersection de la colonne « air » et de la ligne « eaux superficielles » plutôt que dans cette dernière case. Ajouter irrigation/inondation à l'intersection de la colonne « sol » et de la ligne « eaux superficielles » ?

1.4 REPONSES DE L'INERIS AUX COMMENTAIRES DÉTAILLÉS

Des commentaires ont été ajoutés pour expliciter les figures 2 et 3. En particulier, il a été précisé que sur ces figures n'apparaissent que les processus décrits dans la partie B.

Il n'y a effectivement pas de module de calcul ou d'équation développé pour prendre en compte, pour l'instant, les interactions entre les eaux souterraines et les eaux superficielles. En revanche, les transferts de polluants des eaux superficielles au sol par irrigation et des eaux superficielles aux animaux par ingestion ont été ajoutés, ainsi que le terme « dilution » dans la case « eaux superficielles » des figures 2 et 3. Le transfert de polluant vers le sol dû aux inondations n'est en revanche pas traité.

Par ailleurs, les phénomènes inscrits dans des éléments (i,i) de la matrice (figure 3) ne sont traités dans le document qu'en tant que mécanismes de perte pour le milieu i. C'est le cas de la volatilisation qui apparaît dans la case correspondant aux « eaux superficielles ». Ce phénomène de transfert a été inscrit sous la mention « eaux superficielles » et non entre les cases « eaux superficielles » et « air extérieur », car il peut ou non être pris en compte par l'évaluateur dans son modèle, en tant que mécanisme de perte de polluant pour les eaux superficielles, mais ce processus n'est pas pour l'instant présenté dans le document pour estimer la concentration dans l'air.

Les erreurs typographiques signalées ont été corrigées.

2. MILIEU « SOL »

2.1 COMMENTAIRES GENERAUX DE L'IRSN

Les paramétrisations des différents processus afférents au milieu « sol » (i.e. toutes équations autres que les équations de bilan de masse) mériteraient d'être davantage discutées, et notamment les hypothèses et limitations qui les sous-tendent.

Pour nombre de processus, les équations sont à chaque fois réécrites pour tenir compte du cas où la limite de solubilité est atteinte (avec ses deux sous-cas). Il est peut-être possible d'alléger la lecture/écriture, en écrivant l'équation dans le seul cas où la concentration est inférieure à la limite de solubilité, et en renvoyant vers le §1.1.1.2 dans l'autre cas.

Les §1.1.2.4 et §1.1.2.5 dont le but est d'explicitier des solutions analytiques alternatives à l'approche différentielle ne paraissent pas apporter un éclairage utile, dans la mesure où la résolution numérique du modèle différentiel s'impose comme « la solution » à implémenter.

2.2 REPONSES DE L'INERIS AUX COMMENTAIRES GENERAUX

Pour les processus de perte, les équations se rapportant aux cas où la limite de solubilité est atteinte ont été précisées, afin de mettre en évidence le fait que la concentration dans le sol ne peut alors pas être exprimée selon une expression analytique. L'expression de la concentration dans le sol en fonction du temps doit alors être calculée par pas de temps en utilisant les expressions déclinées pour chacun des processus de perte et se rapportant aux cas où la limite de solubilité est atteinte.

L'INERIS prévoit de mettre à disposition un outil de calcul permettant la résolution numérique d'un certain nombre des équations présentées dans ce document. Néanmoins, ce document se veut autoporteur et ne doit pas être vu comme un guide de l'utilisateur de l'outil de calcul informatique proposé par l'INERIS. Il s'attache de manière plus générale à présenter l'origine et les limites des approches de modélisation utilisables dans les évaluations de risques pour la santé, quel que soit l'outil de calcul utilisé en aval. C'est pourquoi, il a été précisé dans la partie A du document que les solutions analytiques des équations différentielles présentées sont données, même si une résolution numérique est possible.

2.3 COMMENTAIRES DETAILLES DE L'IRSN ET REPONSES DE L'INERIS

Ces commentaires ont été formulés par l'IRSN directement sur le fichier informatique du document. Les points abordés sont listés ci-dessous.

Concentration dans l'air du sol pour un polluant en phase pure

Commentaire de l'IRSN : Equation $C_{as} = \frac{P_{vap} \times M}{R \times T_s}$ amenée sans explication.

Réponse de l'INERIS : Il a été précisé dans la nouvelle version du document que cette équation trouvait son origine dans l'équation des gaz parfaits. Une équation intermédiaire a été ajoutée.

Dépôt de composés organiques volatils au sol

Question de l'IRSN : Pour les volatils, les processus de dépôt et toute source de contamination d'origine aérienne sont-ils négligés ?

Réponse de l'INERIS : Le second paragraphe de la section 1.1.2.2.1 (« *La prise en compte des dépôts au sol dans le cadre d'évaluation de risques sanitaires est pertinente pour des polluants semi-volatils (comme les PCB) ou non volatils (comme les métaux). Pour des polluants volatils (comme le benzène), l'exposition par ingestion et contact cutané qui découle des transferts de l'air vers le sol, sont négligeables par rapport à l'exposition par inhalation.*») signifie, que dans les évaluations de risques sanitaires (ERS), la concentration de polluant dans le sol liée au dépôt atmosphérique pour des substances très volatiles comme le benzène n'est généralement pas calculée, car les expositions orale et cutanée à partir du sol s'avèrent négligeables par rapport à l'exposition par inhalation. L'exposition par inhalation est calculée à partir de la concentration dans l'air, elle-même estimée par dispersion du flux émis dans l'air, sans prise en compte du dépôt au sol.

Cette démarche est conforme au principe énoncé dans la section 6 du document révisé, qui consiste avant tout à réaliser un schéma conceptuel d'exposition des populations et à définir les mécanismes de transfert et les voies d'exposition à prendre en compte dans l'étude, en fonction du contexte de l'étude et des propriétés des substances étudiées.

Il convient toutefois de remarquer que la concentration dans le sol liée au dépôt atmosphérique de composé organiques volatils (COV) ou d'autres substances peut être calculée avec les équations présentées, mais compte tenu de la démarche et des équations présentées, la revolatilisation de ce dépôt du sol vers l'air ne pourrait pas être prise en compte.

Modélisation de la dispersion atmosphérique en situation de relief accidenté

Question de l'IRSN : Quid des situations avec relief accidenté ?

Réponse de l'INERIS : Pour des situations en relief accidenté, l'INERIS utilise des modèles eulériens pour représenter le champ de vent, des modèles lagrangiens, eulériens ou à bouffées gaussiennes pour modéliser la dispersion. Ces éléments d'information ont été ajoutés à la nouvelle version du document et un renvoi vers un rapport d'étude du Laboratoire Central de la Qualité de l'Air est fait pour ce

sujet (cf. section 1.2.3). Le guide d'évaluation des risques, qui doit être prochainement révisé, devrait également comporter une annexe dédiée aux différents types de modèles de dispersion atmosphérique.

La problématique de la dispersion atmosphérique n'a pas été traitée de manière aussi détaillée que les autres aspects de la modélisation dans ce document, car les études de dispersion atmosphérique sont généralement réalisées à l'aide de logiciels commerciaux et l'objectif du document est de traiter des approches d'estimation à utiliser en aval. Néanmoins, la présentation des principes de calcul utilisés dans ces outils a été enrichie à travers la section 1.2.3 (« Dispersion atmosphérique et calcul de la concentration dans l'air à partir d'une source sol ») et l'ajout de deux nouvelles sections sur l'estimation des dépôts (1.1.2.2.1.1 et 1.1.2.2.1.2).

Pertes par érosion

Question de l'IRSN : Pourquoi doit on tenir compte de la fraction aqueuse, dans la mesure où le processus de perte par ruissellement est déjà modélisé ?

Réponse de l'INERIS : La fraction aqueuse est prise en compte pour le calcul des pertes par érosion hydrique, car les particules érodées sont des particules humides, entourées d'une pellicule d'eau dont la teneur en polluant est supposée à l'équilibre avec les particules. L'explicitation est donnée dans la section 1.1.2.3.3.2, qui offre une comparaison de l'expression retenue par l'INERIS avec celle de l'US EPA (2005), qui ne prend en compte que la fraction particulaire du sol. Il est spécifié que pour les substances classiquement étudiées dans les ERS, cette différence n'est pas sensible en termes de résultats.

Pertes par volatilisation

Question de l'IRSN suite aux équations 1.1.51 à 1.1.60 (numérotation de la version datée du 16/04/09) : En quoi les paramétrisations précédentes supposent-elles que la concentration est stationnaire ? Ce n'est pas apparent.

Réponse de l'INERIS : Ces équations supposent un gradient de flux nul dans le sol, comme indiqué dans la section 1.2.2 relative au milieu air extérieur. Pour cela, on suppose un régime permanent et un état stationnaire de la source.

Dans la nouvelle version du document, la description de ces approches dans la section consacrée aux pertes par volatilisation, a été supprimée. Les équations 1.1.51 à 1.1.55 et 1.1.57 à 1.1.60 de la version du document datée du 16/04/09 étaient en effet mal adaptées à l'estimation de la réduction de la quantité de polluant au cours du temps dans un sol. Ces expressions, basées premièrement sur l'hypothèse d'un gradient de polluant nul dans le sol, et deuxièmement sur l'hypothèse d'une diffusion du polluant au travers d'une couche de sol d'une hauteur L constante, peuvent conduire à une surestimation éventuellement importante des pertes et à une sous-estimation de la concentration restante dans le sol.

Expression de la concentration moyenne de polluant dans le sol quand la période d'exposition se termine après la période d'exposition et lorsque la concentration dans le sol est supérieure à la limite de solubilité

L'IRSN a introduit, dans ce cas, une correction à l'équation 1.1.88 donnant la concentration moyenne dans le sol.

Réponse de l'INERIS : L'équation 1.1.88* a été vérifiée. Elle est correcte. Le premier terme $C_s(0)$ au lieu de $C_s(0) \times \frac{(T_f' - T_1^s)}{(T_f' - T_1^s)}$ est obtenu en remplaçant $C_s(T_f')$

par son expression, c'est-à-dire : $C_s(T_f') = \left(D_s - \frac{\sum_i \left[\frac{dm_s}{dt} \right]_i}{S_s \times Z_s \times MV_s} \right) \times T_f' + C_s(0)$ (cf.

équation 1.1.69 de la version datée du 16/04/09, cf. équation 1.1.76 dans la nouvelle version du document).

3. MILIEUX AIR EXTERIEUR ET AIR INTERIEUR

Les commentaires ont été formulés par l'IRSN directement sur le fichier informatique du document.

Emission de polluants gazeux à partir du sol

Question de l'IRSN : Envisage-t-on le cas où la volatilisation persiste après la fin du dépôt ? Selon les cinétiques, ce cas peut sans doute durer ; est-il alors légitime de le négliger ?

Réponse de l'INERIS : Les approches présentées dans le document pour traiter de l'émission de polluant gazeux se rapportent uniquement à une source de polluant préexistante dans le sol ou dans la nappe au début de la période considérée. Ces formulations ne sont pas adaptées pour estimer le flux de secondaire de polluant réémis à partir d'un dépôt atmosphérique en cours de formation par une installation en fonctionnement. Pour un COV, la concentration de polluant dans l'air lié à ce flux produit par une installation en fonctionnement est de fait considérée comme négligeable par rapport à la concentration dans l'air calculée à partir du flux direct émis par cette source. Après arrêt de l'installation, le polluant déposé et présent dans le sol peut être considéré comme une source sol et il est possible de lui appliquer l'approche présentée en section 1.2.2.1.2.3 (« Approches pour une source de pollution affleurant à la surface du sol »).

Les erreurs typographiques signalées ont été corrigées, y compris celle relative à l'équation 1.3.20.

* * Numérotation correspondant à la version du document datée du 16/04/09. Cette équation porte le numéro 1.1.95 dans la nouvelle version du document.

4. MILIEU « EAUX SOUTERRAINES »

Mécanismes intervenant dans la propagation des polluants dans l'aquifère :

Commentaire de l'IRSN : « p88- *Les principaux mécanismes intervenant dans la propagation des polluants dans les aquifères (constitués d'une zone saturée – la nappe – et d'une zone non saturée) sont : la convection, la dispersion cinématique, la diffusion moléculaire, l'adsorption, la biodégradation, la volatilisation.* ». Et la rétention !

Réponse de l'INERIS : La rétention a lieu principalement par adsorption sur les particules. L'absorption joue un rôle très limité.

Situations complexes, pompage en rivière, parades

Commentaires de l'IRSN :

« p89 - *Des relations avec le réseau hydrographique (dit « échange nappe/rivière ») peuvent aussi entraîner des migrations entre les eaux souterraines et les eaux superficielles.* ». Les prélèvements d'eau se situent généralement dans les nappes alluviales et l'on pompe très souvent l'eau de la rivière. Je pense que les relations fleuves-nappes méritent un paragraphe.

Un paragraphe sur les parades pourrait être intégré : Que faire en cas de pollution ? Décontamination, barrière chimique, barrière amovible (palplanches, congélation de sol), barrières permanentes (injection de sol) ...

Réponse de l'INERIS : Cette section sur le milieu « eaux souterraines » se limite à une description des éléments de base sur l'écoulement et le transport des polluants en milieu saturé. Dans ce cadre, une solution simplifiée de l'équation de transport des polluants est présentée. Mais cette section n'a pas pour objectif de traiter des situations complexes (milieux fracturés, relations nappe/rivière, situations de décontamination, mise en place de barrières,...). Comme la santé humaine, la nappe est considérée comme une cible à part entière dans les études de sol et à ce titre fait généralement l'objet d'études particulières. Le présent document n'est qu'une introduction à cette problématique, ayant pour but de présenter les éléments de base aux évaluateurs de risque et de les renvoyer vers des spécialistes et des outils plus pointus pour traiter les situations plus complexes. Le paragraphe précédant la section 1.4.1.1 a été complété pour préciser cet objectif.

Equation de Darcy

Commentaire de l'IRSN : « p91 - Les conditions de validité de cette loi sont les suivantes : continuité, isotropie, homogénéité du réservoir et écoulement laminaire. Dans la pratique, bien que ces conditions soient très restrictives, les cas où cette loi n'est plus applicable sont limités aux formations très hétérogènes, aux réseaux karstiques, lorsque la vitesse est très élevée, comme à proximité d'un pompage. ». C'est exact, mais très peu de milieux sont homogènes, en général biphasiques voire polyphasiques, que faire alors ?

Les milieux fracturés ne sont pas considérés poreux, on recherche généralement à partir de combien de fractures le milieu devient homogène (expérimentation in situ : traçages).

Réponse de l'INERIS : Par simplification, les formulations présentées sont utilisées, sauf cas particuliers où la vitesse de l'eau est très élevée (exemples : proximité de pompage, situations karstiques).

Perméabilité, transmissivité, dispersivité et porosité efficace

Commentaires de l'IRSN :

«p91 - Perméabilité K , transmissivité T et porosité efficace». Ce sont des caractéristiques hydrogéologiques essentielles, cela mérite un paragraphe pour les définir et dire comment on les obtient et à quoi elles servent.

« p94 - La dispersivité peut être déterminée in situ par des traçages. ». Comment ? Traçages radioactifs

Réponse de l'INERIS : Le présent document fait le point sur les équations utilisées à l'INERIS pour l'évaluation des risques sanitaires. D'autres documents à venir s'attacheront à la définition des paramètres d'entrée des méthodes de calcul présentées.

Equation 1.4.7

Commentaires de l'IRSN : Il semble manquer la rétention. Bien souvent, pour simplifier, on prend le cas d'une émission ponctuelle instantanée (par rapport à la dimension spatiale du problème et sa durée). On peut aussi admettre que $D_y = D_z$.

Réponses de l'INERIS : La rétention est caractérisée par K_{d_aq} .

L'équation 1.4.7 définissant le bilan de masse du polluant dans l'aquifère a été revue en distinguant les fractions de polluant dans la phase mobile de l'eau et celle dans la phase immobile. Cela conduit à deux expressions de la même forme avec un facteur de retard R et une vitesse d'eau v_d' légèrement différents selon la prépondérance des phénomènes de dispersion cinétique et de diffusion moléculaire l'un par rapport à l'autre.

Solution de Domenico

Commentaire de l'IRSN : « p94 ... - *Solution de Domenico* ». J'avoue mon ignorance ! Ne figure pas non plus dans « Quantitative Hydrogeology-1981 » de G. de Marsilly !

Réponse de l'INERIS : Compte-tenu des modifications apportées à l'équation de bilan de masse, une solution plus générique (identique à celle de West et al., 2007) a été réécrite à la place de celle de l'US EPA, présentée dans la section 1.4.1.3. Cette solution (équation 1.4.23 de la nouvelle version du document) correspond à une source surfacique perpendiculaire à l'écoulement.

Définition du nombre de Peclet

Commentaires de l'IRSN : « p98 – *Nombre de Peclet* » Je ne connaissais pas cette définition (distance au point de référence ?). Le nombre de Peclet est $(U.L)/D$ (sans dim.) avec :

U est la vitesse de déplacement en m/s

L le diamètre moyen des grains en m

D le coefficient de dispersion en m^2/s

« p98 - *Ainsi, il est recommandé d'employer un faible coefficient de dispersivité longitudinale et de conserver également un nombre de Peclet supérieur ou égal à 10 (pour lequel l'advection est prépondérante vis-à-vis de la dispersion).* ». Pour des grains fins ($0.3 \cdot 10^{-3}$ m), le nombre de Peclet est voisin mais inférieur à 10 (K est voisin de $5 \cdot 10^{-4}$ m/s pour un milieu homogène dont la dimension des grains se situe entre 0,1 et 0,5 mm). Il est vrai que pour des vitesses « usuelles », le nombre de Peclet est supposé supérieur à 10.

Réponses de l'INERIS :

La définition du nombre de Peclet dépend de l'échelle à laquelle les phénomènes sont étudiés. Celle donnée par l'IRSN correspond à une échelle de pore.

Dans leurs travaux de 2004, Guyonnet et al. ont défini le nombre de Peclet à l'échelle du domaine d'étude. La définition rapportée dans le texte est celle qu'ils ont utilisée, c'est-à-dire le produit de la vitesse effective ($m \cdot s^{-1}$) par la distance longitudinale (m) à la source d'un point d'observation arbitraire, divisé par le coefficient de dispersion longitudinal ($m^2 \cdot s^{-1}$).

Ils ont montré que la solution approchée présentée dans le document était valable lorsque le nombre de Peclet, ainsi défini, était supérieur ou égal à 6. En se basant sur la comparaison faite par West et al. (2007) entre la solution exacte et celle de Domenico, l'US EPA recommande d'utiliser cette dernière pour un nombre de Peclet supérieur ou égal à 10.

5. MILIEU « EAUX SUPERFICIELLES »

5.1 COMMENTAIRES GENERAUX DE L'IRSN

De manière générale, cette partie gagnerait en clarté si toutes les notations étaient réunies et explicitées en un même endroit. Attention à l'exhaustivité de cette description. Par ailleurs, il faudrait éviter les notations ambiguës, pouvant générer de la confusion (par exemple V_{e_sup} et v_{e_sup}). De même, utiliser les notations classiques (ρ plutôt que MV).

L'enchaînement mathématique des diverses expressions d'une même équation est parfois insuffisamment explicité (calculs intermédiaires et hypothèses manquants).

Certaines équations sont introduites sans explication suffisante (par exemple équation 1.5.39).

L'ensemble des expressions mathématiques est à vérifier avec rigueur.

5.2 REPONSES DE L'INERIS AUX COMMENTAIRES GENERAUX

Plutôt que de regrouper tous les symboles utilisés en un endroit unique, nous avons préféré redonner dans chaque section la signification des symboles qui y sont utilisés pour faciliter la lecture et éviter au lecteur d'avoir à retrouver leur signification dans les pages précédentes. Cela nous a semblé être le mode de présentation le plus pratique pour le lecteur souhaitant se référer à un point de modélisation particulier et suivre la démonstration mathématique correspondante.

Comme indiqué dans la section 7 (section 6 de la version datée du 16/04/09), les cartouches récapitulent uniquement les paramètres de l'expression finale obtenue au terme de la démonstration. En cours de démonstration, il peut également y avoir des paramètres intermédiaires qui ne sont plus présents dans l'expression finale retenue. Le cartouche ne reprend que les paramètres qui apparaissent dans cette expression.

Le symbole V_{e_sup} pour représenter le volume de la masse d'eau étudiée a été remplacé par Vol_{e_sup} .

5.3 REPONSES AUX COMMENTAIRES DETAILLES

Présentation des équations et des paramètres (formalisme)

Voir réponse apportée aux commentaires généraux.

Sources ponctuelles non évoquées dans la figure 3

Commentaire de l'IRSN : La source de contamination « sources ponctuelles » n'est pas évoquée dans la matrice (figure 3).

Réponse de l'INERIS : Les sources ponctuelles de polluant dans les eaux superficielles sont liées à des déversements ou à des rejets d'installations en fonctionnement. Les méthodes d'estimation des termes sources ne sont pas traitées dans ce document, comme indiqué dans la section 4 de la partie A. La figure 3 représente uniquement les mécanismes de transfert entre les milieux et les voies d'exposition traités dans la partie B du document.

Section 1.5.1.1 : Calcul de la concentration dans l'eau au point de rejet et section 1.5.1.2 : Calcul de la concentration dans l'eau à l'aval du rejet

Commentaires de l'IRSN

Section 1.5.1.1 : La formulation proposée pour $x = 0$ suppose une dilution complète et homogène du rejet sur l'ensemble de la section. Ceci est généralement faux et ne devient valide qu'à partir de la distance de bon mélange qui peut se situer plusieurs kilomètres en aval du rejet, même en régime homogène et stationnaire.

Section 1.5.1.2 : Suite à la remarque précédente, il faudrait préciser que la méthode de calcul qui est présentée n'est valable qu'à partir de la distance de bon mélange.

La présentation des variables sous l'équation 1.5.2 ne respecte pas le formalisme sous forme de cartouche.

Tableau 1, page 102 : Q_{rej} : Préciser flux volumique

V_{e_sup} : Préciser vitesse moyenne ou débitante.

Page 102 : Equation sous le premier tableau : Dans la mesure où le débit volumique du rejet est pris en compte sur le premier terme entre parenthèse, il doit également être appliqué au second terme, soit :

$$C_{e_sup}(x) = \left(\frac{C_{rej} \times Q_{rej}}{Q_{e_sup}^e + Q_{rej}} + \frac{C_{e_sup}^e \times Q_{e_sup}^e}{Q_{e_sup}^e + Q_{rej}} \right) \times \dots$$

Réponses de l'INERIS :

- 1) Comme indiqué dans le paragraphe introductif, les approches présentées pour les eaux superficielles ne tiennent pas compte de la distance nécessaire pour que le polluant soit dilué de manière homogène dans le milieu aqueux.

Suite au cartouche de la section 1.5.1.1, une remarque a été ajoutée pour préciser que la concentration de polluant peut être localement (dans le flux du rejet imparfaitement mélangé) supérieure à celle calculée avec l'équation 1.5.1.

De même, dans la section 1.5.1.2, il est indiqué que les équations proposées ne sont valables qu'à partir de la « distance de bon mélange ».

2) Equation 1.5.9 (sous le premier cartouche)

Elle a été corrigée comme suggéré.

Cette correction a été apportée de façon identique à l'expression de $C_{e_sup}(x=0)$, donnée en dessous de l'équation 1.5.51 (numérotation du document datée du 16/04/09, qui correspond à l'équation 1.5.50 dans la nouvelle version du document).

3) Les définitions de Q_{rej} et v_{e_sup} ont été modifiées comme proposé.

Section 1.5.1.3.1 : Calcul du facteur de sédimentation

Commentaires de l'IRSN :

La phrase d'introduction de ce paragraphe n'est pas claire « *Absence de polluant en phase liquide non aqueuse* ».

La présentation des variables sous le premier jeu d'équation (page 103) ne respecte pas le formalisme annoncé sous forme de cartouche.

θ_{sed} n'est pas la teneur en eau mais la porosité.

La notion de phase résiduelle n'est pas claire.

Réponses de l'INERIS :

L' « *absence de polluant en phase liquide non aqueuse et plus dense que l'eau* » ou « *l'absence de phase résiduelle* » signifie qu'il n'y pas de polluant sous forme non miscible migrant vers le fond de la masse d'eau.

La définition de θ_{sed} a été modifiée comme indiqué.

Section 1.5.1.3.2 : Calcul du facteur de volatilisation

Commentaires de l'IRSN :

La présentation des variables des équations 1.5.19 à 1.5.21 ne respecte pas le formalisme des cartouches.

Equations 1.5.23 et 1.5.24 : Les variables ne sont pas présentées selon le formalisme annoncé.

Equation 1.5.26 : Tel qu'il est écrit, J_{ea} ne correspond pas à la somme des flux comme indiqué dans le texte, mais à J_e . Il faudrait préciser que l'approche suppose que les concentrations du compartiment air sont supposées constantes et à l'équilibre ($J_a = 0$).

Equation 1.5.28 : équation à vérifier, l'expression devrait plutôt être la suivante :

$$\left[\frac{dm_{e_sup}}{dt} \right]_{vol} = A_{e_sup} \cdot J_{ea} = -A_{e_sup} \cdot \frac{g_e \cdot g_a \cdot H'}{g_a \cdot H' + g_e} \cdot \left(C_{d_e_sup} - \frac{C_{ag}}{H'} \right)$$

Equation 1.5.28 (à renuméroter, deux équations portent la même référence) : Vérifier en fonction du résultat précédent.

Page 107 : H est donné en $\text{atm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$, est ce bien sans dimension comme il est précisé pour H à la page 106 ?

Réponses de l'INERIS :

- 1) J_{ea} est le flux net de diffusion gazeux entre l'eau et l'air. Il est égal à J_e et à J_a , et non à la somme des deux, comme indiqué entre parenthèses. Cette mention a été supprimée. Les équations donnant le flux de diffusion ont été réécrites de manière adirectionnelle :

$$J_e = J_a = \frac{g_e \times g_a \times H'}{g_a \times H' + g_e} \times \left(C_{d_e_sup} - \frac{C_{ag,e}}{H'} \right)$$

- 2) Equation 1.5.28

$\left[\frac{dm_{e_sup}}{dt} \right]_{vol}$ représente le flux de transfert de masse des eaux superficielles vers l'air^{\$}. Il ne prend pas en compte le flux de transfert de masse inverse qui va de l'atmosphère aux eaux superficielles. Dans cette section, aucun apport diffus de polluant de l'atmosphère vers les eaux superficielles n'est pris en compte. Dans les sections 1.5.2 et 1.5.3, cet apport est exprimé comme le produit de D_{ge} (flux de polluant sous forme gazeuse en $mg.m^{-2}.s^{-1}$) par la surface de la masse d'eau considérée. Le texte a été modifié pour clarifier ce point.

Aussi, $\left[\frac{dm_{e_sup}}{dt} \right]_{vol}$ est égal à : $A_{e_sup} \times \frac{g_e \times g_a \times H'}{g_a \times H' + g_e} \times C_{d_e_sup}$

- 3) Dans la version initiale du document, les équations sont bien données en fonction de la constante de Henry adimensionnelle (H') et les éléments d'information issus de Lyman et al. (1990), après le cartouche, sont donnés pour une constante de Henry (H) exprimée en $atm.m^3.mol^{-1}$. Dans la nouvelle version du document, les éléments d'information complémentaires ont été modifiés pour se rapporter à une constante de Henry adimensionnelle comme dans les équations.

Section 1.5.1.4 : Limites de l'approche développée pour un rejet ponctuel

Commentaires de l'IRSN :

Il faut préciser que le modèle n'est valable que pour des conditions où l'hypothèse monodimensionnelle peut être faite. L'extension « à tout autre courant » est hasardeuse dans la mesure où un écoulement n'est pas nécessairement associé à des conditions de bon mélange.

Page 108 premier paragraphe : Ne pas dire que la sédimentation est supérieure ou égale à la remise en suspension. Il suffit de préciser que la remise en suspension est supposée nulle.

^{\$} : $\left[\frac{dm_{e_sup}}{dt} \right]_{vol}$ a été remplacé par le symbole $[FM_{e_sup}]_{vol}$ dans la nouvelle version du document.

Page 108, 3^{ème} et 4^{ème} alinéas : l'hypothèse de la relation linéaire n'est pas nécessaire. Il suffit de préciser que l'équilibre entre phases dissoute et adsorbée est atteint et se traduit par un K_d , en en donnant la définition.

Page 108, cinquième paragraphe : Au sujet de la diffusion entre la couche de sédiment et l'eau, il suffit de dire que ce processus n'est pas pris en compte et que le modèle considère l'activité totale du sédiment avec comme seule voie d'entrée le dépôt des MES.

Réponses de l'INERIS :

- 1) Les limites et conditions d'utilisation de l'approche décrite en 1.5.1 sont récapitulées dans cette section.

Mais, pour plus de clarté sur l'hypothèse monodirectionnelle retenue, les deux premières phrases du paragraphe (« *Le modèle présenté ci-dessus permet de calculer la concentration de polluant à l'aval d'un rejet, dans une rivière ou tout autre cours d'eau. Il s'agit d'un modèle à une dimension (calcul de la concentration en fonction de x , dans la direction de l'écoulement).* ») ont été modifiées comme suit : « *Le modèle présenté ci-dessus permet de calculer la concentration de polluant à l'état stationnaire à l'aval d'un rejet, dans une rivière ou tout autre cours d'eau où l'hypothèse monodimensionnelle peut être faite.* ».

- 2) La notion de relation linéaire entre la concentration adsorbée et la concentration dissoute est en effet inutile. Elle a été supprimée. La relation entre ces deux concentrations est donnée par l'équation 1.5.15.
- 3) L'effet de la diffusion entre les eaux et les sédiments n'est pas pris en compte, sous l'hypothèse d'un état d'équilibre atteint entre ces deux milieux.
- 4) Le facteur de sédimentation (λ_s), la vitesse d'accroissement de la hauteur de la couche de sédiments (v_{sed}) et la vitesse de dépôt des particules (v_{mes}) correspondent au dépôt net de particules au fond du cours d'eau, c'est-à-dire à la résultante du phénomène de dépôt des particules des eaux vers la couche de sédiments et du phénomène de remise en suspension des particules sédimentées vers les eaux superficielles. Si v_{sed} ou v_{MES} est négative (mise en suspension des particules de sédiments supérieure au dépôt de particules, ce qui correspond à une situation d'érosion du fond du cours d'eau) et s'il y a apport de polluant dans les eaux par une source diffuse ou ponctuelle, il ne peut pas y avoir un état d'équilibre entre les sédiments et les eaux superficielles. Il y aura nécessairement diffusion des eaux vers les sédiments. Ceci a été précisé dans la nouvelle version du document.

Section 1.5.2 : Cas d'une contamination diffuse par l'atmosphère et le sol

Commentaires de l'IRSN :

Equation 1.5.29 : Formalisme incorrecte pour la présentation des variables, idem pour l'équation 1.5.31.

Equation 1.5.31 : Vérifier le second terme de l'équation. Expression attendue plutôt de la forme :

$$C_{e_sup}(0) \times \exp\left(\frac{Q_{e_sup}^s}{V_{e_sup}} - \lambda_{e_sup}\right) \times t$$

Equation 1.5.32 : Compte tenu de l'approche sur les pas de temps, l'écriture suivante semble plus correcte :

$$C_{e_sup}(t + \Delta t) = \frac{A_p(t + \Delta t) + Q_{e_sup}^e(t + \Delta t) \times C_{e_sup}^e(t + \Delta t)}{Q_{e_sup}^s(t + \Delta t) + V_{e_sup}(t + \Delta t) \times \lambda_{e_sup}} \times \left(1 - \exp\left(\frac{Q_{e_sup}^s(t + \Delta t)}{V_{e_sup}(t + \Delta t)} - \lambda_{e_sup}\right) \times \Delta t \right) + C_{e_sup}(t - \Delta t) \times \exp\left(\frac{Q_{e_sup}^s(t + \Delta t)}{V_{e_sup}(t + \Delta t)} - \lambda_{e_sup}\right) \times \Delta t$$

A noter que V_{e_sup} varie à partir du moment où les débits varient.

Equation 1.5.33 : Lien non évident entre les équations 1.5.31 et 1.5.33. A détailler davantage.

Réponses de l'INERIS :

1) Equation 1.5.32 (numérotation de la version du document datée du 16/04/09, correspondant à l'équation 1.5.33 dans la nouvelle version)

L'équation différentielle 1.5.30 (numérotation de la version du document datée du 16/04/09, correspondant à l'équation 1.5.31 dans la nouvelle version) a été intégrée entre $t-\Delta t$ et t pour donner l'expression de la concentration dans l'eau à l'instant t . Il s'agit de la même approche que celle utilisée dans les autres chapitres du document. Cette approche est classiquement utilisée dans les modèles pour l'évaluation des risques.

2) Equation 1.5.33 (numérotation de la version initiale du document)

L'équation 1.5.30 a été intégrée comme précédemment, mais entre l'instant 0 et l'instant t . Il manque effectivement un facteur multiplicatif après $C_{e_sup}(0)$ de

$$\text{la forme : } \exp\left(\frac{Q_{e_sup}^s}{V_{e_sup}} - \lambda_{e_sup}\right) \times t$$

De fait cette équation, cette expression a été supprimée dans la nouvelle version du document car il est recommandé, avec le modèle proposé, d'estimer la concentration dans les eaux superficielles à l'état stationnaire. Pour qu'il y ait équilibre entre la couche de sédiments superficiels et le milieu eaux superficielles, il faut que la concentration dans les eaux superficielles soit constante sur des périodes suffisamment longues, et donc il est nécessaire que cette concentration atteigne un état stationnaire.

Section 1.5.2.1.2.2 : équation 1.5.42 (numérotation de la version du document datée du 16/04/09)

Commentaire de l'IRSN : Erreur typographique signalée sur cette équation.

Réponse de l'INERIS : L'expression de l'apport de polluant par ruissellement sur les zones imperméabilisées du bassin versant a été corrigée. L'expression $A_{ri} = (D_{pe} + D_{gs}) \times A_{bvi_sc}$ a été remplacée par : $A_{ri} = (D_{ps} + D_{gs}) \times A_{bvi_sc}$.

Section 1.5.2.3 : Limites associées au modèle

Commentaires de l'IRSN :

Mieux distinguer les formulations du modèle relatives aux états stationnaire et non stationnaire (par exemple, concernant le facteur d'élimination).

Page 117 : Remarques similaires à celles de la page 108 (voir ci-dessus).

Réponses de l'INERIS :

Il est recommandé dans la nouvelle version du document d'estimer la concentration dans les eaux superficielles à l'état stationnaire uniquement.

Les mêmes corrections ont été apportées qu'à la section 1.5.1.4 (voir ci-dessus).

Section 1.5.3 : Approches à utiliser dans le cas d'un rejet ponctuel et d'une contamination diffuse concomitante

Commentaires de l'IRSN :

Pour un rejet ponctuel, ajouter les limitations liées à la notion de bon mélange.

Equation 1.5.4 : Voir la remarque relative à l'équation 1.5.32 pour l'écriture.

Erreurs signalées sur les équations 1.5.52, 1.5.53 et 1.5.54 (numérotation de la version du document datée du 16/04/09).

Réponses de l'INERIS :

- 1) Dans la nouvelle version du document, il a été ajouté que l'approche développée dans la section 1.5.1 pouvait être utilisée en tenant compte des mêmes hypothèses que celles listées dans la section 1.5.1.4.
- 2) Les équations 1.5.52, 1.5.53 et 1.5.54 (numérotation de la version du document datée du 16/04/09 correspondant respectivement aux équations 1.5.51, 1.5.52 et 1.5.53 dans la nouvelle version) ont été vérifiées. Elles sont correctes. Le flux d'eau sortant ($Q_{e_sup}^s$) est égal à : $Q_{e_sup}^e + Q_{rej} + RO \times A_{bv}$ et non à : $Q_{e_sup}^s + Q_{rej} + RO \times A_{bv}$
- 3) L'équation 1.5.54 (numérotation de la version du document datée du 16/04/09) a été écrite selon la même méthode de calcul que l'équation 1.5.32 (cf. ci-dessus les réponses apportées aux commentaires de l'IRSN sur la section 1.5.2).

Section 1.5.5 : Concentrations dans la couche sédimentaire

Commentaires de l'IRSN :

le « d'où » devant l'équation 1.5.58 est un peu rapide. Attention au formalisme de présentation des variables sous cette équation.

θ_{sed} est la porosité et non pas la teneur en eau.

Réponse de l'INERIS :

Cette équation découle de l'expression précédente et de l'expression des masses de polluant dans chaque phase de la couche sédimentaire. Cela a été précisé dans la nouvelle version du document.

6. ESTIMATION DES NIVEAUX D'EXPOSITION

Les commentaires ont été formulés par l'IRSN directement sur le fichier informatique du document.

Les erreurs de notation signalées ont été corrigées, les notations ont été harmonisées et les définitions de notation manquantes ajoutées.

Ensemble de la section 2

Commentaire de l'IRSN : Utiliser « *masse de la cible* » au lieu de « *poids de la cible* »

Réponse de l'INERIS : L'expression « *poids de la cible* » a remplacée par « *masse corporelle de la cible* ».

Section 2.4

Commentaire de l'IRSN : A quelles voies d'exposition correspond D_m (ingestion, autres) ?

Réponse de l'INERIS : D_m , définie comme la « quantité de polluant à laquelle la mère est exposée par jour », représente la dose d'exposition journalière externe multipliée par le poids de la mère (précision apportée dans la nouvelle version du document). Cette dose résulte de l'ensemble des voies d'exposition de la mère.

Les expressions présentées pour estimer la concentration dans le lait maternel sont linéaires par rapport à D_m . Il est donc possible de définir D_m comme la quantité de polluant à laquelle la mère est exposée par jour due à la source étudiée pour estimer la concentration dans le lait attribuable à cette source de pollution ou comme la quantité totale de polluant à laquelle la mère est exposée par jour pour estimer la concentration totale de polluant dans le lait.

Equation 2.4.20

Commentaire de l'IRSN : « Les bornes d'intégration ne sont pas correctes et peuvent induire des erreurs de calcul. $t_{\text{pré_all}}$ n'est pas une date de début d'intégration puisque, par définition, $t_{\text{pré_all}}$ est une durée : les bornes ne sont pas définies de façon rigoureuse. Si l'exposition n'est pas continue, cesse avant le début de l'allaitement, et reprend au début de l'allaitement ou plus tard, cette notation induira un calcul faux. »

Réponse de l'INERIS : $t_{\text{pré_all}}$ est bien la date du début d'allaitement et non une durée (comme indiqué par erreur). Dans la section précédente (2.4.1.2.1), le temps t est comparé à cette date.

Equation 2.4.36

Commentaire de l'IRSN : On pourrait introduire au final une équation plus simple = Somme ($i=1$ à n) de $E_{\text{lait_mat}}(t_i) / n$? En effet, $d_{\text{exp_nour}} = T_2 - T_1$ et $(t_i - t_{i-1}) = (T_2 - T_1)/n$, ce terme étant constant quel que soit i .

Réponse de l'INERIS : L'équation de la dose d'exposition moyenne du nourrisson par ingestion de lait maternel peut effectivement être simplifiée comme suggéré.

Néanmoins, d'une manière générale, on peut concevoir que la durée d'exposition totale peut être discrétisée en n périodes de durée Δt_i variable (la dose d'exposition $E(t_i)$ étant considérée comme constante sur chacune de ces périodes). C'est pourquoi les équations donnant les doses d'exposition moyennes ont été réécrites comme suit :

$$\overline{E} (d_{\text{exp}}) = \frac{\sum_{i=1}^n E(t_i) \times \Delta t_i}{T_2 - T_1}$$

avec i : numéro d'itération (numéro de la sous-période considérée) entre 1 et n ,

et
$$\sum_{i=1}^n \Delta t_i = T_2 - T_1$$

Equations 2.5.63 et 2.5.66

Commentaire de l'IRSN : $t_{\text{liq_cc}}$ au lieu de $t_{\text{lip_cc}}$.

Réponse de l'INERIS : Il s'agit bien de $t_{\text{lip_cc}}$ et non de $t_{\text{liq_cc}}$ dans ces équations. $t_{\text{lip_cc}}$ représente la teneur en lipides de la couche cornée. La notation $t_{\text{liq_cc}}$ a été corrigée par $t_{\text{lip_cc}}$ dans les équations.

7. BIBLIOGRAPHIE

Guyonnet D.; Neville C., Dimensionless analysis of two analytical solutions for 3-D solute transport in groundwater. Journal of Contaminant Hydrology, 75, 141-153, 2004

US EPA (US Environmental Protection Agency), HHRAP: Human Health Risk Assessment Protocol for hazardous waste combustion facilities, Final, Office of Solid Waste and Emergency Response (OSWER), EPA530-R-05-006/0-98/001A, 2005

West M.R., Kueper B.H., Unga M.J., On the use and error of approximation in the Domenico (1987) solution. Ground Water, 45(2), 126-135., 2007

COMMENTAIRES DE LA SOCIETE QSAR ET REPONSES AUX COMMENTAIRES APPORTES PAR L'INERIS

Messieurs S. Loranger et M. François de la société QSAR ont fait part de leurs commentaires généraux dans une note, retranscrite ci-dessous. De nombreux commentaires détaillés ont également été fournis dans une version annotée du document original, transmise à l'INERIS au format pdf. Les réponses de l'INERIS sur les points principaux sont présentées ci-dessous.

1. APPRECIATION GENERALE DU DOCUMENT

1.1 COMMENTAIRES DE QSAR

De manière générale, le contenu du rapport constitue une mise à jour pertinente des équations et des modèles de devenir environnemental et d'exposition utilisées en évaluation des risques toxicologiques. L'aspect pédagogique de la présentation et du développement des équations est appréciable.

Par ailleurs, nous formulons plusieurs suggestions qui, à notre avis, donnerait une meilleure perspective du document dans le contexte ou le cadre d'utilisation prévu par l'INERIS.

À ce propos, il serait utile à notre avis de donner dès le départ le cadre général pour définir l'usage des modèles selon leur niveau de sophistication et du choix des hypothèses de bases. Par exemple, selon le niveau d'analyse de risque (ex. : dépistage/simplifié, préliminaire/générique, détaillée/spécifique), un arbre décisionnel pourrait permettre à l'analyste de choisir les bons modèles et de le guider dans leur utilisation (voir exemples dans le document pdf insérés à la fin de la partie A). En d'autres mots, les équations présentées dans le document final devraient être orientées selon leur utilisation future. Les recommandations et/ou les choix entre différentes alternatives pour la modélisation devraient être mieux renseignés. De fait, à l'heure actuelle, on ne saisit pas toujours quelle alternative de calcul est la plus adaptée à la problématique à l'étude et selon quelle considération. La section 4 de la partie B (conclusion) tente de définir un cadre d'application avec des exemples. Cet aspect devrait à notre avis être défini en amont du document et s'appuyer, d'une part, sur la démarche générale d'analyse de risque et d'autre part sur un modèle conceptuel explicite et détaillé appuyer d'un arbre ou schéma décisionnel permettant de rationaliser les choix méthodologiques.

Par ailleurs, le modèle conceptuel (figure 2) et la matrice d'interactions (figure 3) devraient refléter fidèlement les processus et milieux (environnementaux/exposition) considérés pour la modélisation du devenir et de l'exposition humaine. Dans ce sens, il devrait exister un lien direct entre le couple « i-j » de la matrice et une équation spécifique à l'interaction ou au processus défini par ce couple (ex. : identifier le n° de l'équation associée au processus

directement dans la figure 3). Dans la même veine, le modèle conceptuel et la matrice d'interactions doivent représenter rigoureusement le même concept dans un format différent (voir suggestion de présentation des figures 2 et 3 dans le fichier pdf ci-annexé).

Étant donné que ces schémas doivent en principe illustrer le continuum «source-devenir-cible, il serait aussi important de mieux définir l'élément ou le terme «Source». Il est à noter que les méthodes d'évaluation de la source (ex. : cheminée, déversement, déposition, etc.) ne sont pas abordées directement dans le rapport. Quoiqu'à lui seul, cet aspect peut demander une étude distincte, il serait opportun de mieux documenter les sources de contamination potentielles, d'autant plus que leur évaluation (mesure et/ou modélisation) constitue une donnée d'entrée essentielle aux différents modèles présentés dans l'étude. Il faut noter d'ailleurs, que le titre même du rapport laisse présumer que les aspects liés à la source (« émission d'une installation industrielle ») seront abordés spécifiquement.

Au niveau de la présentation des équations, une synthèse des seules équations utiles à la modélisation en fin de document serait utile, tout comme un exemple de calcul. Aussi, le document aurait avantage à présenter les équations comme étant le détail d'un algorithme plutôt que comme une liste d'équations théoriques utilisables. Une liste des modèles commerciaux ou institutionnels disponibles sous forme de tableau serait également appréciable (voir exemple à la page 22 du pdf).

Un aspect important lié à l'utilisation d'un modèle tient au fait que l'énergie déployée pour la recherche des paramètres d'entrée et pour le calcul de concentrations environnementales (pour un milieu environnement et/ou d'exposition donné) doit toujours mis en corrélation avec l'incertitude et l'imprécision du résultat. De plus, des efforts importants peuvent être consentis pour la modélisation environnementale, quant en bout de ligne, la concentration estimée dans l'air à partir du sol n'a qu'un poids minime dans le calcul de l'exposition par inhalation et du risque en découle compte tenu de la durée d'exposition considérée ou des valeurs de référence toxicologique utilisées dans le calcul du risque (voir commentaires partie A, section 5 et section 1.1.2.3.6).

1.2 REPONSES DE L'INERIS

Arbre décisionnel pour le choix des modèles (dépistage/simplifiée, préliminaire/générique, détaillée/spécifique) et modèles commerciaux ou institutionnels.

Il n'y a pas, en France d'étape de dépistage ou de d'analyse générique, à proprement parler. Quand une évaluation des risques est prescrite par l'administration, elle doit être réalisée selon les principes de prudence, de proportionnalité et de spécificité affirmés par le ministère chargé de l'Environnement et définis dans les guides français d'évaluation des risques (InVS, 2000, INERIS, 2003).

Le principe de proportionnalité vise à mettre en œuvre des moyens adaptés par rapport aux résultats (bénéfiques) attendus. Le principe de spécificité suppose de prendre en compte les usages, les caractéristiques propres au site étudié. Le choix du modèle, des paramètres à utiliser doit être réalisé en fonction des objectifs de l'étude (démontrer qu'il n'y a pas de risque inacceptable, aider à la définition d'un plan de surveillance,...), des moyens disponibles, de la précision requise pour les résultats, du type de substances. L'utilisation d'un module de calcul doit relever d'une analyse au cas par cas. Ces éléments sont explicités dans une nouvelle section intitulée « Conditions d'utilisation des modules de calcul et des équations présentés » (Section 6 de la partie A). Ce document a donc pour objectif d'aider les évaluateurs à se constituer la boîte à outils de modélisation nécessaire aux évaluations des risques sanitaires (ERS), en présentant les hypothèses et les limites associées à chaque approche.

Modèle conceptuel et matrice d'interactions

Les figures 2 et 3 ont été complétées afin que les mécanismes de transfert représentés dans l'une se retrouvent bien dans l'autre. Un certain nombre de mécanismes ne sont pas listés dans ces deux figures, car non traités dans la partie B du document (voir réponses aux commentaires détaillés de la section 4). La section 4 de la partie A a été en partie réécrite pour faciliter la compréhension de ces figures.

Par ailleurs, la possibilité de faire apparaître dans la matrice les numéros de sections correspondant à chaque mécanisme traité dans la partie B, a été examinée, mais la matrice devenait alors trop complexe et confuse.

Définition du terme source

Les méthodes d'estimation du terme ne source ne sont effectivement pas traitées dans ce document. Dans les études de sols pollués, le volume et la concentration de polluant de la source sont définis à partir des mesures effectuées lors de l'étape préalable du diagnostic approfondi. Dans le cas des Installations Classées Pour l'Environnement (ICPE), les ERS sont conduites à partir des mesures sur le flux d'émission, d'estimations basées sur des facteurs d'émission issus de la littérature et le plus souvent à partir des valeurs limites fixées par l'arrêté préfectoral. Quant aux dépôts atmosphériques, ils sont soit mesurés, soit estimés à partir de modèles de dispersion atmosphérique. Ce domaine de modélisation, souvent traité à part dans les ERS et par des équipes différentes, était abordé de manière succincte dans la section 1.1.2.2.1 (« Estimation des dépôts atmosphériques au sol »). Il a été redéveloppé dans deux nouvelles sections (section 1.1.2.2.1.1 intitulée « Calcul du dépôt sec » et section 1.1.2.2.1.2 « Calcul du dépôt humide »). L'objectif du document reste néanmoins de traiter les approches à utiliser en aval. Le domaine couvert par ce document a été précisé dans les sections 2 et 4 de la partie A.

Complexité des modèles

Le choix du modèle doit en effet prendre en compte le niveau de précision requis, les moyens disponibles pour l'étude et donc tenir compte de l'énergie à déployer pour renseigner les paramètres d'entrée. Un modèle complexe avec des paramètres d'entrée mal définis perd en effet son intérêt. Ceci est rappelé dans la nouvelle section consacrée aux « *Conditions d'utilisation des modules de calcul et des équations présentés* » (cf. section 6 de la partie A).

L'impact du choix d'un modèle peut toutefois être important (supérieure à 1 ordre de grandeur – cf. rapport INERIS 2006 sur l'intercomparaison des modèles multimédia d'exposition par exemple) et l'utilisation d'approches plus fines peut ainsi améliorer la précision du résultat. Dans certains cas (ex : dispersion atmosphérique dans une vallée encaissée), les modèles simples peuvent aussi être inadaptés.

2. FORME DU DOCUMENT

2.1 SUGGESTIONS DE QSAR

- La description de tous les paramètres utilisés pour décrire un processus donné devrait être regroupée dans un tableau unique (avec la cartouche proposée) à la fin de la section afin d'éviter les redondances et alléger le texte (Voir boîte en rouge dans le fichier pdf).
- L'utilisation des caractères en gras dans le texte devrait être limitée, tout comme l'usage des notes de bas de page.
- Les textes introductifs des sections principales sont souvent inégaux : certains présentent une introduction générale, d'autres vont au vif du sujet sans préambule, et finalement certaines portions de texte pourraient être supprimées.
- Certains numéros de sous-sections de 6e niveau pourraient être éliminés.
- Les autres commentaires ou suggestions d'édition sont présentés directement dans le fichier pdf annexé.

2.2 REPONSES DE L'INERIS

L'INERIS a préféré redonner dans chaque section la signification des symboles utilisés pour faciliter la lecture et éviter au lecteur d'avoir à retrouver dans les pages précédentes la signification de chacun des paramètres utilisés. Cela nous a semblé être le mode de présentation le plus pratique pour le lecteur souhaitant se référer à un point de modélisation particulier et suivre la démonstration mathématique correspondante. En cours de démonstration, il peut également y avoir des paramètres intermédiaires qui ne sont plus présents dans l'expression finale retenue. Le cartouche ne reprend que les paramètres qui apparaissent dans cette expression.

La police « gras » est utilisée pour faire ressortir les limites et hypothèses d'utilisation importante des équations qui ont souvent tendance à être oubliées.

Un glossaire et une liste des abréviations ont été introduits. Les termes relevés par la société QSAR comme nécessitant une définition ont été introduits dans ce glossaire.

3. COMMENTAIRES DETAILLES DE QSAR ET REPONSES DE L'INERIS

Les principaux commentaires formulés par QSAR directement sur le document original sont présentés ci-dessous avec les réponses de l'INERIS.

Un certain nombre de corrections ont été apportées en fonction des commentaires formulés. Les erreurs typographiques signalées ont été corrigées et les symboles utilisés ont été uniformisés si nécessaire.

3.1 PARTIE A

Introduction :

Commentaire de QSAR : Les guides sur la définition des paramètres sont essentiels pour une utilisation éclairée des modèles. Il serait souhaitable que ces guides précisent en outre la sensibilité de ces paramètres et leur spécificité. Ces paramètres pourraient être qualifiés de "générique" s'ils s'appliquent à plusieurs sites ou "spécifique" si leur valeur doit être estimée en fonction des conditions du site ou mesurée in situ. (voir exemple de tableau à la page suivante).

Réponse de l'INERIS : Une définition adaptée des paramètres est en effet essentielle à l'utilisation des modèles. L'INERIS a réalisé plusieurs études mettant en évidence les paramètres les plus sensibles (INERIS, 2005, 2006, Bonnard, 1997). Des documents (guides et notes vraisemblablement) seront produits concernant la définition des paramètres. Les guides présenteront les éléments importants à prendre en compte dans la définition des valeurs et pourront proposer une méthode pour attribuer des valeurs aux paramètres avec différents niveaux d'approfondissement en fonction de la sensibilité du modèle à ces paramètres, des objectifs de l'étude et de la qualité des données disponibles. Ces éléments ont été ajoutés dans l'introduction.

Section 2 : Champ d'application du document

Commentaire de QSAR : La notion de "risques résiduels" pourrait porter à confusion. En général on parle d'absence ou de présence de risque ou de risque négligeable ou acceptable, et ce, après une évaluation complète du risque sanitaire pour une problématique donnée. On devrait plutôt utiliser ce qualificatif dans le cas de "contamination résiduelle". Je suggère d'enlever tout simplement le terme "résiduels".

Réponse de l'INERIS : Certains des termes employés recouvrent des aspects particuliers liés à la politique de gestion menée en France. Par exemple, la notion de "risques résiduels" fait référence à la circulaire du Ministère chargé de l'Environnement du 8 Février 2007 sur les installations classées (Prévention de la pollution des sols - Gestion des sols pollués) et à l'étape d'Analyse des Risques Résiduels (ARR) menée avant réhabilitation d'un site.

Section 4 : Vue d'ensemble des approches d'estimation présentées

Commentaires de QSAR :

- La place des modèles mathématiques (équations) n'est pas explicite dans la figure 1. Un autre schéma correspondant à la démarche d'évaluation des risques partant des concentrations mesurées à la source jusqu'à l'estimation des niveaux de risque est proposé.
- La figure 2 est en fait le modèle conceptuel général d'un site. Une légende favoriserait la lecture du schéma (ex.: milieux, processus, couleur des flèches et des boîtes). Les processus ne sont pas tous illustrés et les figures 2 et 3 devraient présenter les mêmes éléments constitutifs. (voir modifications suggérées à ces figures ci-après).
- Figure 3 incomplète et ne correspondant pas exactement au modèle conceptuel de la figure 2.

Réponses de l'INERIS :

- 1) Le document traite des approches de modélisation de l'exposition des populations à des sources de pollutions industrielles, à une échelle locale. Mais le document et la figure 1 se veulent génériques et ne sont donc pas uniquement reliés à la réglementation sur la gestion des installations classées mise en place par le ministère chargé de l'Environnement. Ce dernier considère ainsi qu'un autre type d'évaluation peut être mené à la demande des autorités sanitaires quand celles-ci le jugent nécessaire (circulaire du 15 Mai 2007 (réf. BPSPR/2007-128/VD). La section 2 de la partie A (Champ d'application) a été modifiée pour mieux préciser ce point.
- 2) Les figures 2 et 3 ont été complétées.

Dans ces figures, ne sont représentés que les transferts qui sont traités par des équations mathématiques dans la partie B du document. Par exemple, le battement de la nappe et la décomposition animale ou végétale et le retour au sol ou aux sédiments, qui ne sont pas présentés dans ces figures, ne sont pas pris en compte dans les approches développées dans le document.

De même, la concentration de polluant dans les sédiments n'est pas traitée comme la résultante de la remise en suspension des sédiments et de la sédimentation, mais uniquement par hypothèse d'équilibre entre les eaux superficielles et l'eau dans les sédiments. C'est pourquoi, ces deux mécanismes de transfert n'apparaissent pas entre les cases dédiées aux milieux « eaux superficielles » et « sédiments » dans la matrice de la figure 3. Le mécanisme de sédimentation apparaît uniquement dans la case « eaux superficielles », car ce mécanisme est uniquement pris en compte dans les équations comme un mécanisme de perte pour les eaux superficielles. Ce mécanisme qui n'avait pas été reporté sur la figure 2 y a été ajouté.

Par ailleurs, les processus de transfert entre le milieu i et le milieu j décrits à la fois comme un phénomène d'apport pour le milieu j et un phénomène de perte pour le milieu i dans la partie B du document apparaissent maintenant en gras.

La possibilité de faire apparaître les mécanismes non traités et les numéros de sections correspondant à chaque mécanisme cité dans la partie B a été étudiée, mais la matrice devenait alors trop complexe et confuse.

En revanche, une légende pour la figure 2 et des explications complémentaires pour les deux figures ont été introduites.

Section 5 : Caractéristiques des modules de calcul et des équations

Commentaires de QSAR :

- Considérant le nombre élevé de modèles et d'équations utilisé par l'INERIS, il serait opportun de faire un tableau synoptique de ceux-ci en indiquant, le milieu modélisé, les processus modélisés (ex.: dispersion) et leur lien avec le modèle conceptuel (figure 1) et la matrice d'interaction (figure 2) Voir exemple ci-après :

Tableau x: Liste des modèles mathématiques utilisés par l'INERIS pour l'estimation de l'exposition humaine

Type de modèle	Nom du modèle	Processus modélisé	N° du process us*	Référence
Multimédia	CalTOX (ver. 2.3)	Tous	A1, A2, B2,...	CalEPA, 2003
Multimédia	HHRAP	Tous		USEPA, 2005
Multimédia	RISC	Tous		SEE, 2004
Multimédia	RBCA Tool Kit	Tous		GSI, 1998, 2008
Multimédia	HESP	Tous		Van den Berg, 1994
Air	ADMS	Dispersion atmosphérique, déposition	C4	

* voir modèle conceptuel et matrice d'interaction

- L'analyse de sensibilité ne sert pas à comparer différentes approches mais à évaluer la "sensibilité" des paramètres aux variations de la variable de sortie (ex.: concentration dans l'air). L'évaluation de l'incertitude à l'étape de caractérisation présente les limites du modèle (ex.: précision) et des données d'entrée. L'analyse de sensibilité ne sert qu'à reconnaître les paramètres ou variables qui affectent le plus le résultat du modèle en fonction de faible variation (ex.: 1%) de la valeur de chaque paramètre.

Réponses de l'INERIS :

- 1) L'objectif du document est de présenter les équations mathématiques de base qui traduisent les concepts physiques, chimiques et biologiques entrant en jeu dans le devenir des polluant et ainsi montrer à partir de quelles hypothèses et simplifications sont obtenues les équations finalement utilisées à l'INERIS. Compte-tenu des hypothèses posées au cours de la démonstration mathématique menée, l'équation finale peut être identique ou varier par rapport à celles fournies dans HHRAP (US EPA, 2005), dans CalTOX (University of California, 1993, 1997) ou dans HESP (van den Berg, 1994).

L'objectif est aussi d'avoir un document auto-portant, sans renvoi à des outils de modélisation préexistants, à partir duquel on retrouve l'origine scientifique des équations et qui permet leur utilisation et leur paramétrage en toute connaissance de cause. En effet, certains acteurs considèrent que les valeurs de paramètres fournies par défaut dans un guide comme HHRAP ne doivent pas être modifiées sous prétexte que la méthode constitue une sorte de « tout ». Avec ce document, l'INERIS souhaite favoriser le développement d'une expertise de qualité, en permettant une plus grande « indépendance intellectuelle » dans les choix.

Voir réponses relatives à la section 4 concernant les liens des équations avec les figures génériques.

- 2) En France, on parle parfois de sensibilité du résultat aux équations et pas uniquement de sensibilité paramétrique du modèle, car l'étape d'évaluation des incertitudes doit aussi s'intéresser aux incertitudes liées aux équations utilisées et à leurs hypothèses, et peut donc conduire à comparer différentes approches de calcul. Néanmoins, la phrase correspondante a été modifiée pour la rendre plus claire (cet aspect concernant la description de plusieurs approches de calcul pour un même mécanisme de transfert est abordé dans la nouvelle section n°6 du document, intitulée « Conditions d'utilisation des modules de calcul et des équations présentés »).

Section 6 : Mode de présentation des équations (numérotation de la version du document datée du 16/04/09 : section 7 dans la nouvelle version)

Commentaire de QSAR : Préciser dans le cartouche de chaque équation si les données d'entrée doivent être mesurées ou estimées.

Réponse INERIS : Pour les mêmes raisons que celles qui conduisent à ne pouvoir définir un algorithme de sélection des équations, on ne peut pas dire si chaque paramètre d'entrée doit toujours être estimé ou mesuré. Il s'agit la plupart du temps d'un choix spécifique à l'étude, même si des règles de bonnes pratiques peuvent être précisées concernant la définition des paramètres en fonction de leur effet sensible sur le modèle ou non (sensibilité qui peut dépendre du scénario et du type de substances). Même si la valeur de certains paramètres environnementaux doit toujours être issue de mesures, comme par exemple, la vitesse moyenne d'une rivière, pour d'autres des éléments de connaissance relatifs au site et l'utilisation de référentiels peuvent parfois suffire à définir une valeur (par exemple pour le ruissellement sur un sol ou le facteur d'érodabilité d'un sol). Comme indiqué ci-dessus, des documents (guides et vraisemblablement des notes) seront produits ultérieurement concernant la définition des paramètres.

3.2 PARTIE B

Section 1.1.1.1 : Partition du polluant entre les différentes phases du sol - Cas où la limite de solubilité n'est pas atteinte

Commentaire de QSAR : On comprend que l'équation qui est accompagnée d'un cartouche correspond à celle décrivant le processus décrit dans l'algorithme. Ici, ce sont donc les équations 1.1.10 à 13 (donnant la concentration dans le sol en fonction de la concentration dans l'air, de la concentration dans l'eau du sol ou de la concentration adsorbée sur les particules) qui seraient les équations servant à calculer la concentration de polluant dans le sol. Le problème est que c'est une expression théorique qui ne fait pas le lien avec les mesures analytiques usuelles.

Réponse de l'INERIS : Comme indiqué au début de la section 1.1.1.1, l'objectif est d'estimer la concentration dans l'air du sol, l'eau du sol et sur les particules du sol à partir de la concentration totale du sol et non l'inverse. Les équations 1.1.11 à 1.1.13 ont donc été remises en forme selon cet objectif.

Section 1.1.1.2 : Partition du polluant entre les différentes phases du sol - Cas où la limite de solubilité est atteinte

Commentaire de QSAR : Pour les substances organiques, le dépassement de la limite de solubilité entraîne la présence d'une phase libre. Il n'en est plus fait mention nulle part ailleurs. Est-ce en raison d'une exclusion de la gestion par analyse de risque ?

Réponse de l'INERIS : Dans l'esprit de la politique de gestion des sols pollués, une phase de polluant libre doit être éliminée. Toutefois, il est fait mention dans la suite du document du mode de calculs des phénomènes de perte à partir du sol et de la concentration de polluant dans le sol, lorsque la limite de solubilité est dépassée afin de mettre en évidence que la concentration dans le sol ne peut alors pas être exprimée selon une expression analytique. L'expression de la concentration dans le sol en fonction du temps doit alors être calculée par pas de temps

Section 1.1.2 : Concentration de polluant dans la couche de sol en surface

Commentaire de QSAR : A travers la phrase « *la concentration totale de polluant dans le sol est obtenue en ajoutant à la concentration calculée à partir du bilan massique décrit par l'équation 1.1.21, la concentration de polluant dans le sol liée à ce bruit de fond* », le fond géochimique apparaît dans le paragraphe suivant le cartouche alors qu'il est absent du précédent. Il faut homogénéiser le document.

Réponse de l'INERIS : L'équation théorique du bilan massique peut être écrite avec ou sans tenir compte du bruit de fond. En revanche, les apports de polluant au sol et les pertes de polluant à partir du sol, présentés par la suite ne tiennent compte que des sources de contamination locales (sur et autour du site), sans prise en compte des sources de polluant ubiquitaires d'origine anthropique et du bruit de fond pédogéochimique naturel. Pour éviter toute confusion quant à l'utilisation des équations présentées dans la section 1.1.2, la remarque suivant le cartouche a été réécrite comme suit : « *Les apports de polluant au sol et les pertes de polluant à partir du sol, présentés par la suite ne tiennent compte que des sources de contamination locales (sur et autour du site), sans prise en compte des sources de polluant ubiquitaires d'origine anthropique et du bruit de fond pédogéochimique naturel. D'une manière générale, les équations décrites dans la section 1.1.2 sont donc données pour le calcul des quantités (m_s) et des concentrations de polluant dans le sol attribuables aux sources de pollution sur et autour du site (C_s), hors bruit de fond. Pour la distinction entre concentrations attribuables et concentrations totales et l'estimation des concentrations totales, le lecteur se reportera à la section 4.* ».

Section 1.1.2.2.3 : Calcul de l'apport total au sol

Commentaire de QSAR : Z_s (Épaisseur de la couche de sol où s'accumule le polluant) dépend aussi et surtout de la nature du sol. Le problème de définir la profondeur en fonction de l'usage revient au problème d'une dilution éventuelle (concentration moyenne dans la zone explorée par les racines vs concentration maximale en surface ou subsurface).

Réponse de l'INERIS : La hauteur Z_s de la couche est définie en fonction de l'usage du sol, ce qui veut dire que pour différents usages, on est amené à considérer des couches de sol de hauteur différente. Cette approche ne correspond pas à une représentation physique des phénomènes visant à reproduire le gradient de polluant dans le sol. Cela correspond à une approche pratique d'estimation simplifiée des expositions, couramment utilisée dans des outils d'évaluations de risques pour des sites contaminés (HESP, van den Berg, 1994 ; CLEA, The Environment Agency, 2002) ou des installations industrielles (HHRAP, US EPA, 2005 ; HARP, CalEPA, 2003). Mais, cela ne veut pas dire que quelle que soit la nature du sol, la même valeur doit être attribuée à Z_s pour un usage ou un type de transfert donné.

Le passage du document correspondant a été réécrit comme suit « *Comme indiqué plus haut, plusieurs couches de sol sont considérées en fonction de l'usage de la zone et du phénomène de transfert étudié (par exemple, pour l'estimation de la contamination des végétaux par transfert racinaire à partir du sol, Z_s peut être définie en fonction de la profondeur de la zone d'emprise racinaire des végétaux, tandis que pour estimer les transferts et les expositions par contact avec le sol superficiel, une couche de sol très superficielle de 1 ou 2 cm peut être prise en compte dans le cas d'un sol qui n'est pas labouré ou bêché régulièrement).* ».

Section 1.1.2.3 : Pertes à partir du sol

Commentaire de QSAR : Il serait intéressant de présenter des équations pour représenter les phénomènes de perte du sol liés au transfert racinaire des polluants du sol vers les végétaux et d'en restreindre l'utilisation à des cas précis (arbre décisionnel) comme le cas de récolte, phytoremédiation ...

Le retour des polluants au sol via les fèces peut s'appliquer aux substances inorganiques, mais pas nécessairement aux composés organiques.

Réponse de l'INERIS :

Comme indiqué dans la section 5 de la partie A, les approches utilisées sont des approches simplifiées et les mécanismes de transfert dits secondaires ne sont pas pris en compte (ce qui conduit effectivement au non respect du bilan de masse d'une substance dans la biosphère). Néanmoins, ces approches vont dans le sens d'une surestimation des concentrations et des expositions et permettent de répondre aux questions motivant les évaluations de risques sanitaires réalisées dans le contexte des sols pollués et des études d'impact pour les ICPE.

La remarque sur le fait qu'une partie des polluants retourne au sol via les fèces des animaux ne nie pas l'accumulation ou la dégradation possible de ces substances par les animaux, mais veut seulement souligner que l'absence de prise en compte de la perte de polluant dans le sol liée au transfert vers les plantes peut être en partie compensée par d'autres phénomènes également non pris en compte. Pour lever l'ambiguïté, le passage a été réécrit comme suit : « *les phénomènes de perte liés au transfert racinaire des polluants du sol vers les végétaux ne sont pas pris en compte. On notera que dans un certain nombre de cas, le transfert des polluants du sol vers les plantes est compensé par le fait qu'une partie des végétaux peut, après récolte, rester sur place et être réincorporée au sol ou être consommée par des animaux, dont les fèces peuvent également retourner au sol.* ».

Section 1.1.2.3.1 : Pertes par lixiviation

Commentaires de QSAR :

- Hypothèse d'équilibre multiphasique dans le sol atteint : Le temps de résidence et donc l'atteinte de l'équilibre chimique de l'eau lixiviée est critique. C'est un biais de surestimation important des pertes qui devrait être indiqué.
- Concentration dans le sol : Préciser la valeur de concentration à utiliser.

Réponses de l'INERIS :

- 1) La remarque sur le fait que l'atteinte de l'équilibre multiphasique peut constituer un biais de surestimation a été ajoutée.
- 2) La concentration dans le sol est obtenue par résolution de l'équation différentielle représentant le bilan de masse du polluant dans le sol (voir section 1.1.2.4). Il s'agit de la concentration attribuable à la source de contamination, comme indiqué dans les sections 1.1.2.1, 1.1.2.4 et 4.

Section 1.1.2.3.3.2 : Remarques sur l'estimation des pertes par érosion

Commentaire de QSAR : L'INERIS devrait statuer avec quelle méthode elle entend calculer les quantités de sol perdues par érosion (ADEME vs US EPA).

Réponse de l'INERIS : Il n'y a de divergence entre la méthode ADEME (2001) et la méthode US EPA (2005) pour calculer la quantité de sol perdue par érosion (X_e). L'US EPA utilise l'équation universelle de perte de sol et l'ADEME est citée pour donner une référence où cette équation est documentée.

La section 1.1.2.3.3.2 commente en revanche la différence entre l'approche proposée par l'INERIS avec celle que l'on peut trouver dans le document de l'US EPA pour calculer la quantité de polluant perdue par érosion. Elle indique quand l'utilisation des facteurs complémentaires utilisés par l'US EPA peut se justifier et quelles sont leurs limites.

Section 1.1.2.3.4 : Pertes par volatilisation

Commentaires de QSAR :

- Pourquoi tant détailler et développer les équations de l'US EPA (pour définir les pertes par volatilisation) si c'est ensuite pour dire qu'elles sont mal adaptées et donc à ne pas utiliser. Un simple paragraphe expliquant les raisons de ne pas retenir ces références suffirait. A la limite, présenter succinctement les équations.
- Vous ne discutez pas de la différence avec l'équation de l'US EPA Eq 5-7A (HHRAP 2005) alors que c'est leur approche qui est présentée.

Réponse de l'INERIS : La présentation de ces approches a été supprimée. Les équations 1.1.51 à 1.1.55 et 1.1.57 à 1.1.60 de la version du document datée du 16/04/09 étaient en effet mal adaptées au calcul des pertes par volatilisation. Ces expressions sont basées premièrement sur l'hypothèse d'un gradient de polluant nul dans le sol, ce qui suppose un régime permanent (cf. section 1.2.2) et deuxièmement sur l'hypothèse d'une diffusion du polluant au travers d'une couche de sol d'une hauteur L constante. Ces hypothèses ne sont pas adaptées pour estimer la réduction de la quantité de polluant au cours du temps dans un sol et elles peuvent conduire à une surestimation des pertes et à une sous-estimation de la concentration restante dans le sol. Seule l'approche basée sur le modèle de Jury et al. (1990) est présentée dans la nouvelle version du document.

Section 1.1.2.3.6 : Limites communes à la prise en compte des différents phénomènes d'atténuation et conditions d'utilisation de leurs expressions mathématiques

Commentaire de QSAR : Il importe de rappeler ici que l'incertitude et/ou la variabilité entourant le calcul du risque est grande (souvent plus d'un ordre de grandeur), et que l'inclusion ou non de certains processus de gain ou de perte a peu d'impact sur le risque calculé en bout de ligne.

Réponse de l'INERIS : L'inclusion des phénomènes de perte peut avoir un impact sensible sur le résultat dans certains cas. En fait, cela dépend beaucoup des propriétés des substances et de la définition des paramètres environnementaux.

Comme indiqué en fin de section, « dans les évaluations de risques visant à vérifier que les mesures de gestion adoptées conduisent à un niveau de risque acceptable, l'INERIS n'utilise ces équations de perte de polluant à partir du sol que dans l'étape d'évaluation des incertitudes pour analyser l'ampleur des variations possibles des concentrations dans le sol (calculées initialement sans prise en compte des phénomènes d'atténuation) et en tester l'impact résultant sur les expositions et le risque estimés. ». Dans cette étape d'évaluation des incertitudes, l'ensemble des sources d'incertitudes susceptibles d'avoir un impact sensible sur le résultat doit en effet être considéré.

Section 1.1.2.4 : Calcul de la concentration dans la couche de sol en surface au temps t

Commentaire de QSAR : Les équations 1.1.64 à 1.1.69 (donnant la masse ou la concentration de polluant dans le sol) incluent une concentration initiale qui peut très bien inclure le fond géochimique. Si non, il y a lieu de préciser dans ces équations que la valeur de C_s doit exclure le fond géochimique.

Réponse de l'INERIS : La remarque indiquant que « les expressions 1.1.63 à 1.1.69 permettent le calcul des concentrations de polluant dans le sol attribuables aux différentes sources de contamination, mais n'intègrent pas le bruit de fond géochimique » a été déplacée au début de la section et réécrite comme suit : « Comme indiqué dans la section 1.1.2.1, les expressions développées dans la présente section et dans les trois sections suivantes sont données pour le calcul des concentrations de polluant dans le sol attribuables aux différentes sources de contamination locales (sur et autour du site), sans prise en compte des apports au sol et des pertes à partir du sol correspondant aux sources de polluant ubiquitaires d'origine anthropique et au bruit de fond géochimique. Selon cette approche, la concentration totale de polluant dans le sol est obtenue en ajoutant la concentration due au bruit de fond à la concentration calculée à partir des différentes sources de contamination locales (cf. section 4). »

Il a été aussi indiqué dans les tableaux de paramètres que la concentration initiale $C_s(0)$ doit être définie hors bruit de fond.

Section 1.2.1 : Emission de polluants sous forme particulière à partir du sol

Commentaires de QSAR :

- Il existe aussi des formulations mathématiques données dans Whelan et al qui pourrait servir afin de réduire les références à Cowherd (Whelan G., Strenge D. L., Droppo J. G., Steelman B. L. & Buck J., W. (1987) .The remedial action priority system (RAPS): Mathematical formulations. U.S. Department of Energy, Richland, Washington, USA. DOE/ RL87-09).
- Le document devrait être auto-portant et en cela les équations fournies sont insuffisantes.
Les 3 pages qui suivent fournissent le détail des calculs qui devraient être présentés.
Les paramètres de mesure ne sont qu'alors la texture et l'estimation de la fraction non érodable sur le terrain.

Réponse de l'INERIS : La fonction $F(x)$, nécessaire au calcul du flux moyen de particules inhalables remis en suspension par le vent et fournie de manière graphique par Cowherd (1985), peut être représentée par différentes relations analytiques selon la valeur de x . Dans le document sur le modèle MEPAS (Streile, 1996), nous avons également trouvé une équation pour représenter de manière analytique la vitesse de friction seuil (toutefois, cette formule est différente de celle donnée par QSAR). En revanche, l'INERIS n'a pas trouvé dans ce document l'expression analytique rapportée par QSAR pour le facteur de correction. Faute de référence pour cette expression, il est nécessaire de renvoyer le lecteur vers la représentation graphique donnée dans le document de Cowherd (ce document étant soumis au copyright). La même démarche de renvoi aux représentations graphiques de Cowherd a donc finalement adoptée pour la détermination de $F(x)$ et la vitesse de friction seuil.

Section 1.2.2.2 : Emission de polluants gazeux à partir du sol - Cas d'une nappe contaminée

Commentaire de QSAR : En quoi la paramétrisation permet d'effectuer un choix? Décision au niveau du modèle conceptuel ? préciser.

Réponse de l'INERIS : Quel que soit le choix effectué par l'évaluateur de retenir ou non la diffusion dans l'air de la frange capillaire pour évaluer le flux de polluant émis à partir d'une nappe contaminée, l'équation finale fournie peut être utilisée en ajustant la paramétrisation (définition d'une valeur égale à zéro pour la teneur en air de la frange capillaire si l'on veut exclure la diffusion dans l'air dans la frange capillaire). Le texte a été amendé de la manière suivante pour préciser ce point : « *In fine, l'équation finale obtenue peut être utilisée et la paramétrisation permet de retenir ou non la diffusion dans l'air au niveau de la frange capillaire.* »

Section 1.3 : Milieu « air intérieur »

Commentaires de QSAR : Est-ce que l'INERIS entend comparer les 2 approches ou modèles avant de statuer définitivement sur son choix ? Hers et al 2003 propose une évaluation intéressante du modèle J&E (Dans Ground Water Monitoring & remed 23:62-76).

La comparaison avec des modèles numériques plus récents (Dans ES&T: Abreu& Johnson, 2005, 2006; Mills et al, 2007) intégrant l'atténuation naturelle serait également à considérer.

Réponses de l'INERIS :

La comparaison des modèles VOLASOIL (Waitz et al., 1996) et Johnson & Ettinger (US EPA, 2004) sera intégrée dans le document, lorsque la description du second modèle aura elle-même été ajoutée.

L'INERIS n'entend pas statuer entre les modèles Johnson & Ettinger et VOLASOIL pour estimer le flux de polluant du sol vers l'air intérieur d'un bâtiment. Les deux approches présentent beaucoup d'incertitudes. Les deux modèles seront comparés. Mais, compte-tenu des travaux de comparaison mesures/modèles qui ont pu être faits jusqu'alors, il ne semble pas possible d'en recommander un plus que l'autre.

Les autres modèles cités par QSAR n'ont pas été utilisés jusqu'alors par l'INERIS.

Section 1.3.1 : Approche dérivée du modèle VOLASOIL

Commentaires de QSAR :

- Intégrer la note de bas de page aux limites du modèle présentées à la page suivante.
- Le modèle ne prend pas en compte la diffusion dans l'eau de la zone insaturée, la diffusion dans l'air de la frange capillaire et la convection, liée à l'évaporation à partir de la frange capillaire (Waitz et al., 1996).
- Ajouter « naturelle » après le terme « atténuation ».

Réponses de l'INERIS :

La note de bas de page précise que certains des phénomènes pris en compte dans le modèle présenté par l'INERIS et cités dans le texte (diffusion dans l'eau de la zone insaturée, diffusion dans l'air de la frange capillaire,...) ne sont pas pris en compte dans le modèle VOLASOIL original de Waitz et al. Il ne s'agit pas à proprement parler des limites du modèle adapté par l'INERIS. Le modèle adapté par l'INERIS peut permettre de prendre en compte la diffusion dans l'eau de la zone insaturée, la convection, liée à l'évaporation à partir de la frange capillaire, et éventuellement la diffusion dans l'air de la frange capillaire, contrairement au modèle original de Waitz et al. (1996).

La première puce de cette section se rapporte au polluant et aux phénomènes d'atténuation au niveau de la source. La seconde se rapporte au polluant et aux phénomènes d'atténuation dans le sol entre la source et la surface du sol. Le terme « naturelle » a été ajouté après « atténuation ».

Section 1.3.2 : Concentration dans l'air intérieur

Commentaire de QSAR : la teneur associée au bruit de fond peut contribuer à une proportion significative de l'exposition totale, particulièrement pour certains composés (ex.: benzène, toluène, formaldéhyde, etc.). Préciser les limites des modèles dans ce cas précis.

Réponse de l'INERIS :

La manière d'utiliser le modèle lorsque les concentrations de bruit de fond sont élevées dans l'habitat a été précisée dans les remarques à la suite des équations 1.3.26 et 1.3.50 (pour lesquelles l'hypothèse d'une concentration faible dans l'air du sol à la surface par rapport à la concentration dans l'air du sol en haut de la frange capillaire est posée) et suite au cartouche de la section 1.3.2.

Les explicitations apportées sont les suivantes :

- 3) *Le calcul de la concentration gazeuse dans l'air du bâtiment à partir du bilan massique 1.3.51 est effectué à partir du flux d'émission attribuable à la source J_{tot} . Ce flux doit donc être estimé à partir de la concentration dans l'air du sol au niveau de la source, sans pris en compte du bruit de fond.*

En réalité, le flux net de diffusion dépend de la différence entre la concentration totale de polluant dans l'air du sol au niveau de la source et de la concentration totale dans l'air du sol au niveau de la surface du sol. De fait, la concentration attribuable et la concentration totale au niveau de la source peuvent être considérée comme peu différentes dans le cas d'une contamination des sols ou de la nappe par des composés volatils ou semi-

volatils (cas où ces équations peuvent être utilisées). En revanche, la concentration dans l'air du bâtiment ou du lieu de vie peut, pour certains polluants (comme le benzène, le toluène, formaldéhyde), être relativement élevées. Dans ce cas, compte-tenu des hypothèses de calcul (concentration dans l'air du sol à la surface faible par rapport à la concentration dans l'air du sol au niveau de la source dans le cas d'une source sol ou en haut de la frange capillaire dans le cas d'une source nappe), l'utilisation des équations 1.3.26 et 1.3.50 va conduire à une surestimation du flux d'émission J_{tot} et de la concentration dans l'air du bâtiment attribuable à la source sol ou à la source nappe.

Pour limiter ce biais de surestimation, il est alors possible d'assimiler la concentration dans l'air du sol à la surface $C_{as,n}$ à la concentration de bruit de fond sous forme gazeuse dans l'air du lieu de vie, du vide sanitaire ou du sous-sol (selon les cas), dans les équations 1.3.24 et 1.3.49 (le flux de diffusion dans la couche limite d'air à la surface du sol n'étant pas pris en compte et la concentration dans l'air du sol à la surface, attribuable à la source étant négligée).

En revanche, si la concentration de bruit de fond sous forme gazeuse dans l'air du lieu de vie, du vide sanitaire ou du sous-sol (selon les cas) est supérieure ou égale à la concentration dans l'air du sol au niveau de la source et si le flux de convection est négligeable, alors la concentration dans l'air attribuable à la source sol ou nappe sera considérée comme nulle.

- 4) La concentration totale de polluant gazeux dans un lieu de vie dont le plancher repose directement sur le sol, dans un vide sanitaire ou dans un sous-sol est ensuite obtenue en ajoutant aux expressions 1.3.52, 1.3.53 ou 1.3.54 la concentration de bruit de fond sous forme gazeuse mesurée dans ces milieux (cf. section 4).

La concentration totale de polluant gazeux dans l'air du lieu de vie d'un bâtiment construit sur vide sanitaire ou sur sous-sol est obtenue en ajoutant à l'équation 1.3.55 ($C_{ag,bât}$ utilisée dans cette équation étant la concentration de polluant gazeux dans l'air attribuable à la source étudiée), la concentration de bruit de fond mesurée sous forme gazeuse dans l'habitat.

Section 1.5.1.3 : Milieu « eaux superficielles » - Estimation du facteur d'élimination

Commentaire de QSAR : Le facteur d'élimination peut être affecté par plusieurs ordres de grandeur en conditions acide ou basique (Tinsley, 1979).

Réponse de l'INERIS : La mention sur l'hydrolyse a été réécrite dans le corps du texte de la façon suivante : « Les mécanismes de dégradation dans l'eau sont l'hydrolyse (le mécanisme d'hydrolyse dépendant du pH, la constante d'hydrolyse peut varier de plusieurs ordres de grandeur en fonction de la valeur du pH), la photolyse et la biodégradation. »

Section 1.5.2.1.1 : Milieu « eaux superficielles » - Apports à partir de l'atmosphère

Commentaire de QSAR : Comme complément, ajouter les formules simplifiées du dépôt humide des particules dans US EPA 1998, 2005. Dans un but de dépistage (screening) ou pour des estimations préliminaires du risque, ces modèles pourraient être intégrés au document, tout comme les équations du modèle gaussien de dispersion atmosphérique.

Réponse de l'INERIS : Le document a pour objectif de présenter et d'expliquer les approches en cours à l'INERIS. Les approches simplifiées de calcul des dépôts et les approches basées sur la détermination des classes de Pasquill pour la dispersion ne sont pas présentées, car elles ne sont pas utilisées à l'INERIS. Une section (1.1.2.2.1) et deux sous-sections (1.1.2.2.1.1 et 1.1.2.2.1.2) portant sur les méthodes utilisées pour estimer les dépôts secs et les dépôts humides ont été ajoutées dans la nouvelle version du document.

Section 1.5.3 : Approches à utiliser dans le cas d'un rejet ponctuel et d'une contamination diffuse concomitante

Commentaires de QSAR :

- Plusieurs paramètres constituent des données d'entrée (E) essentielles au calcul de la concentration dans le milieu récepteur (eau de surface) dont plusieurs doivent être mesurées directement dans le système (ex.: concentration de polluant dans le rejet). Il serait utile de préciser dans le futur guide des paramètres si ces données doivent être mesurées ou peuvent être estimées (ex.: littérature).
- Le symbole $C_{e_sup}^e$ ne représente t'il pas la concentration de bruit de fond dans les eaux ?

Réponses INERIS :

1. voir réponse au commentaire formulé sur la section 6 de la partie A du document.

Dans le cas d'une installation future, les données relatives aux rejets des installations sont basées sur des estimations ou sur les valeurs réglementaires en vigueur.

2. La concentration $C_{e_sup}^e$ correspond à une pollution locale éventuellement située en amont de la section de cours d'eau étudiée ici. Elle ne prend pas en compte le bruit de fond.

Section 1.6.1 : Concentration dans la plante liée au transfert racinaire à partir du sol

Commentaire de QSAR : Pourquoi ne pas utiliser le terme usuel BCF alors qu'il est utilisé dans la section 1.7 ?

Réponse de l'INERIS : Les expressions « *facteurs* » ou « *coefficients de transfert sol-plante* » et « *air-plante* » ont été remplacées par les expressions « *facteur de bioconcentration sol-plante* » et « *facteur de bioconcentration air-plante* » dans la nouvelle version du document.

Section 1.6.2.1.2 : Calcul de la concentration dans les parties consommables de la plante

Commentaire de QSAR : l'équation 1.6.8 découle en grande partie de US EPA 2005.

Réponse de l'INERIS : Le calcul de la concentration dans les parties consommables des plantes dans le document de l'US EPA (2005) semble correspondre à l'équation 1.6.16. Selon le document de l'INERIS, l'utilisation de cette équation n'est pas recommandée.

Section 1.6.6 : Remarques sur la prise en compte des phénomènes de transfert secondaires

Commentaire de QSAR : Comment s'intègre finalement l'équation 1.6.1 (équation donnant la concentration totale dans la plante comme la somme des contributions liées au transfert racinaire, au dépôt atmosphérique de particules,...) selon les formulations spécifiques à chaque processus. Considérant l'incertitude importante de certains processus (ex.: C_{dsp} , C_{gp}), est-ce que l'estimation de C_p doit être considérée comme fiable à ± 1 un ordre de grandeur? Est-ce que des mesures directes des concentrations dans les plantes ou l'utilisation de valeurs publiées (avec une étendue de variation) ne permettraient pas d'arriver à un résultat plus valable pour l'estimation du risque pour un site donné ?

Réponse de l'INERIS : L'INERIS a commencé à effectuer quelques travaux de comparaison mesures/modèles sur les concentrations dans les plantes en effectuant des calculs probabilistes. Les concentrations médianes modélisées et les concentrations médianes mesurées diffèrent d'un ordre de grandeur ou moins pour les métaux en fonction de la qualité des données disponibles pour renseigner les paramètres d'entrée du modèle (Bonnard, 2009, INERIS, 2008, 2009).

Si des mesures sur site sont possibles, elles sont recommandées. Mais l'évaluation des risques est souvent utilisée dans des approches prospectives. Et dans ce cas, les mesures sont effectuées pour définir l'état initial du site. Concernant la modélisation, le choix des valeurs des paramètres dépend encore une fois des objectifs et du contexte de l'étude. S'il s'agit de démontrer que le niveau de risque est acceptable, on fera des choix majorants. Si l'objectif est de définir les matrices environnementales à surveiller, on cherchera plutôt des valeurs modales. Pour des études plus approfondies, on peut définir des distributions de valeurs et faire des calculs probabilistes. Dans tous les cas, on recommande de définir les coefficients de transfert à partir de données mesurées, plutôt que d'utiliser des relations statistiques.

Néanmoins, la contribution du dépôt sur les végétaux peut être importante par rapport au transfert racinaire. Il dépend du flux de particules déposé et dans ce contexte, la concentration totale de polluant dans la plante est difficile à apprécier à partir uniquement de valeurs publiées.

Section 1.7.2.1. : Animaux sauvages – approche stationnaire

Commentaire de QSAR : Pour calculer la concentration dans les poissons, la concentration dans l'eau à prendre en compte est la concentration totale dans un contexte de dépistage (majorant). L'exposition des organismes aquatiques peut être associée à la forme particulière (matières en suspension).

Réponse de l'INERIS : Suite au cartouche de la section considérée, l'INERIS indique que, selon les sources d'information disponibles, le facteur de bioconcentration dans les poissons, peut avoir été défini par rapport à la concentration dissoute dans l'eau, à la concentration totale dans l'eau ou à la concentration dans les sédiments. Dès lors, il faut veiller à respecter cette cohérence.

Section 1.7.2.2. : Animaux sauvages – approche dynamique

Commentaire de QSAR : concentration dans l'organisme animal donnée en poids frais ou en poids sec ?

Réponse de l'INERIS : Comme précédemment, la concentration dans l'animal est obtenue en poids frais ou en poids sec en fonction de l'expression du facteur de bioconcentration, du facteur de biotransfert ou des coefficients de transfert. Le plus souvent pour les produits animaux, les facteurs sont donnés par rapport au poids frais, parfois par rapport à la masse lipidique (quand il s'agit de contaminants très lipophiles se concentrant presque exclusivement dans les graisses).

Section 2.1 : Exposition par inhalation

Commentaire de QSAR : Définir i dans l'équation donnant la concentration moyenne inhalée sur la période d'exposition (d_{exp}).

Réponse de l'INERIS : l'équation de la forme : $\overline{E}(d_{exp}) = \frac{\sum_{i=1}^n E(t_i) \times (t_i - t_{i-1})}{T_2 - T_1}$

a été remplacée dans la nouvelle version du document par :

$$\overline{E}(d_{exp}) = \frac{\sum_{i=1}^n E(t_i) \times \Delta t_i}{T_2 - T_1}$$

avec i : numéro d'itération (numéro de la sous-période considérée) entre 1 et n ,

et $\sum_{i=1}^n \Delta t_i = T_2 - T_1$ pour tenir compte du fait que les durées pendant lesquelles la dose d'exposition ne varie pas peuvent être de longueur variable.

Afin de rester le plus générique possible et permettre une utilisation de cette équation pour différents contextes, l'unité de temps n'est pas imposée. Le cartouche suivant l'équation propose en revanche la journée comme unité de temps, car c'est généralement l'unité la mieux adaptée.

Section 2.2 : Exposition par ingestion de sol

Commentaires de QSAR :

- Le facteur de biodisponibilité relative du polluant dans le sol a un poids très important dans l'équation. À ma connaissance, il existe peu de données pour bien l'estimer et l'incertitude entourant la valeur choisie peut être très élevée. Dans un contexte de dépistage, il serait conseillé de l'établir à l'unité. Dans une approche détaillée (ex.: stochastique), l'établissement d'une étendue de variation "probable" serait opportun.
- Décrire un peu plus dans le texte l'importance de ce paramètre et les sources de données.
- Ce modèle (utilisation de la concentration de polluant dans la fraction granulométrique du sol inférieure à 250 µm pour estimer la dose d'exposition par ingestion de sol) a été développé spécifiquement pour le plomb mais peut effectivement s'appliquer à d'autres sites contaminés en métaux. Par ailleurs, la détermination d'une fraction spécifique pour l'analyse chimique peut poser un problème, tant lors de l'échantillonnage sur le terrain (représentativité) qu'au moment de l'analyse en laboratoire (tamisage avec granulométrie variable par échantillon). Cette approche ne devrait être appliquée que lors d'une évaluation détaillée.
- L'utilisation d'un facteur d'enrichissement (pour tenir compte du fait que la concentration de polluant dans les particules de sol adhérant aux mains est souvent supérieure à celle mesurée dans le sol superficiel in-situ) est une autre source d'incertitude et de subjectivité.

Réponses de l'INERIS :

- 1) Le paragraphe suivant sur la définition du facteur de bioconcentration relative et des données de bioaccessibilité a été ajouté : « *La biodisponibilité du polluant à partir du sol peut être différente (elle est souvent inférieure) de celle observée lorsque le polluant est dilué dans l'eau ou ingéré avec des aliments. Pour tenir compte de la différence de biodisponibilité entre le polluant ingéré avec le sol et de celle du polluant sur la matrice ayant servi à établir la valeur toxicologique de référence, un facteur de biodisponibilité relative peut être utilisé. Mais peu de données sont encore disponibles pour définir ce paramètre. Des méthodes in vitro utilisant des solutions digestives et permettant de mesurer la bioaccessibilité d'un polluant d'un sol mettent en évidence, pour certains polluants, une relation de corrélation entre bioaccessibilité relative et biodisponibilité relative. Mais en l'absence de données, une valeur par défaut et majorante, égale à 1 est généralement attribuée au facteur B_s .* »
- 2) La mesure de la concentration de polluant dans la fraction granulométrique du sol inférieure à 250 µm n'est en effet jamais utilisée en première approche pour estimer l'exposition et le risque lié à l'ingestion de sol.
- 3) L'incertitude liée à l'utilisation d'un facteur d'enrichissement pour la concentration de polluant dans le sol ingéré a été signalée dans la nouvelle version du document.

Section 2.4.1 : Concentration dans le lait maternel

Commentaire de QSAR : Voir document récent produit par une équipe du Québec (Verner et al. 2009). Modèle conceptuel PBPK à la page suivante.

Réponse de l'INERIS : Le modèle de Vernet al. a été mentionné dans la nouvelle version du document.

4. BIBLIOGRAPHIE

ADEME (Agence pour l'Environnement et la Maîtrise de l'Energie), BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Guide pour le dimensionnement et la mise en œuvre des couvertures de sites de stockage de déchets ménagers et assimilés, Référence ADEME : 4082, ISBN : 2-86817-622-4, 2001

Bonnard R., Facteurs de variation en évaluation des risques pour la santé liés aux sites et sols pollués, Déchets –Sciences et Techniques, n° : 23-30, 1997

Bonnard R., McKone T.E., Integration of the predictions of two models with dose measurements in a case study of children exposed to the emissions from a lead smelter, Human and Ecological Risk Assessment, Volume 15, Number 6, Nov-déc 2009

CalEPA (California, Environmental Protection Agency), Air Resources Board, HARP, User's guide, Software for emission inventory database management, air dispersion modeling analyses, and health risk assessment, 2003

Cowherd C., Muleski P., Engelhart P., Gillette D., Rapid assessment of exposure to particulate emissions from surface contamination, Office of Health and Environmental Assessment, US EPA, EPA/600/8-85-002, 1985

INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), Evaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement, Substances chimiques, 2003

INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), Bonnard R., Impact des incertitudes liées aux coefficients de transfert dans les évaluations de risque sanitaire, DRC/ERSA/RBn-67645/204, 2005

INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), Bonnard R., Etude d'intercomparaison de modèles multimédia, DRC/ERSA/RBn-45959/25, 2006

INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), Bonnard R., Améliorer les méthodes d'estimation prospective de l'exposition aux polluants des populations autour d'une Installation Classée Pour l'Environnement, DRC-08-57041-14967A, 2008

INERIS, Bonnard R., Connaissances des phénomènes de transfert, Modélisation du dépôt de polluants particulaires sur les végétaux, DRC-09-103717-07993A, 2009

InVS (Institut de Veille Sanitaire), Quenel P, Burgei E, Ledrans M, Dab W, Bard D, Legeas M, Empereur Bissonnet P, Nedellec V, Dor F, Balducci F, Chiron M, Boudet C. Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact, Mai 2000

Jury W., Russo D., Streile G., El Abd H., Evaluation of volatilization by organic chemicals residing below the soil surface, Water resources res., Vol. 26, n°1:13-20, 1990

MEDAD (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable), Circulaire du 8 Février 2007 sur les installations classées - Prévention de la pollution des sols - Gestion des sols pollués

MEDAD (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable), Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques, Circulaire du 15 Mai 2007, Installations classées – Substances toxiques : Retour d'expérience sur la méthodologie d'évaluation des risques sanitaires - BPSPR/2007 – 128/VD

Streile G., Shields K., Stroh J., Bagaasen L., Whelan G., McDonald J.P., Droppo J. G., Buck J., The multimedia environmental pollutant assessment system (MEPAS) : Source-term Release formulation. PNNL-11248/UC-602, Washington, 1996

The Environment Agency, Department for Environment, Food and Rural Affairs, The Contaminated Land Exposure Assessment (CLEA) model : Technical basis and algorithms, R&D Publication CLR 10, ISBN 1 857 05749 X, 2002

University of California, CALTOX, a multimedia total exposure model for hazardous-waste sites : The Department of Toxic Substances control (DTSC), 1993

University of California, CALTOX version 2.3, Description of modifications and revisions. Berkeley : The Department of Toxic Substances control (DTSC), 1997

US EPA (US Environmental Protection Agency), User's Guide for Evaluating Subsurface Vapor Intrusion Into Buildings, OERR, 2004

US EPA (US Environmental Protection Agency), HHRAP: Human Health Risk Assessment Protocol for hazardous waste combustion facilities, Final, Office of Solid Waste and Emergency Response (OSWER), EPA530-R-05-006/0-98/001A, 2005

van den Berg R., Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values (partly revised edition). National Institute of Public Health and Environmental Protection (Rijkinstituut Voor Volksgezondheid en milieu), Bilthoven, The Netherlands. Report 755201011. April 1991/January 1994

Waitz et al., The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds. M.F.W. Waitz; J.I. Freijer ; F.A. Swartjes. May 1996. RIVM. Report n° 75810014, 1996, <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/715810014.pdf>