



EHESP



Ingénieur du Génie Sanitaire

Promotion : **2007 - 2008**

Date du Jury : **septembre 2008**

**Evaluation du risque sanitaire par
ingestion, notamment par transferts
dans les chaînes alimentaires, dans le
cadre des études d'impact d'ICPE**

Présenté par :

Céline BORDES

Lieu de stage :

IDE Environnement, Toulouse

Référent Professionnel :

Philippe BROSSON

Référent pédagogique :

Michel CLEMENT

Remerciements

Je remercie tout d'abord, toutes les personnes d'IDE Environnement pour leur accueil durant mon stage.

Ce stage était placé sous la tutelle de M. Philippe BROSSON et je tiens à le remercier pour son encadrement et son soutien tout au long de mon stage.

Je remercie M. Michel CLEMENT, mon référent pédagogique.

Je tiens également à remercier Mme Michèle LEGEAS pour ses conseils et ses orientations.

Sommaire

Liste des sigles utilisés	0
Introduction	1
Chapitre 1 : Cadre de l'étude.....	3
1 Présentation du sujet de mémoire	3
2 Démarche d'évaluation des risques sanitaires appliquée aux études d'impact pour les ICPE.....	4
3 Démarche globale de quantification de l'exposition par ingestion	5
Chapitre 2 : Analyse de la démarche d'évaluation de l'exposition par ingestion dans les ERSEI réalisées par IDE Environnement	7
1 Grille d'analyse	7
2 Bilan : Améliorations pouvant être apportées à l'évaluation du risque par ingestion.....	7
Chapitre 3 : Elaboration d'un schéma conceptuel général d'exposition humaine par ingestion.....	9
1 Voies d'exposition de l'Homme par ingestion	9
2 Transferts entre les compartiments environnementaux.....	11
2.1 Modes de transfert entre les compartiments environnementaux	11
2.2 Détermination de la zone d'influence du site	11
3 Transferts dans la chaîne alimentaire.....	12
3.1 Conséquences pour la santé	12
3.2 Transferts vers les végétaux.....	13
3.2.1 Les différentes voies de contamination d'un végétal	13
3.2.2 Mécanismes d'accumulation par les plantes.....	13
3.2.3 Les classes de végétaux.....	14
3.3 Transferts vers les animaux terrestres.....	14
3.3.1 Les différentes voies d'exposition des animaux.....	14
3.3.2 Mécanismes physiologiques de transferts	15
3.4 Animaux aquatiques	15
Chapitre 4 : Modélisation de l'exposition par ingestion	16
1 Modélisation – Généralités	17

1.1	Modélisation de l'exposition globale des populations	17
1.2	Critères de choix des modèles.....	17
2	Comparaison des différents outils de modélisation	18
2.1	Pourquoi les logiciels utilisés pour l'évaluation des risques liés aux sols pollués ne sont pas adaptés	18
2.2	Pourquoi ne pas considérer des modèles physiologiques de transfert pour les plantes	19
2.3	Modèles pertinents pour une ERSEI.....	20
2.3.1	CALTOX.....	21
2.3.2	HHRAP.....	21
2.3.3	MPE	22
2.3.4	TRIM	22
3	Proposition d'une méthodologie.....	23
Chapitre 5 : Evaluation de l'exposition par ingestion		25
1	Scénarios d'exposition type pour le risque par ingestion.....	25
1.1	Cibles retenues	25
1.2	Voies d'exposition	26
1.2.1	Exposition chronique directe par ingestion	26
1.2.2	Exposition chronique indirecte	26
1.2.3	Cas de l'ingestion d'eau pendant la baignade	27
1.2.4	Cas de l'exposition via la consommation de gibiers.....	27
1.3	Définition des scénarios d'exposition.....	27
1.3.1	Scénario majorant mais réaliste	28
1.3.2	Scénario réaliste	28
2	Paramètres physico-chimiques.....	29
3	Transferts dans l'environnement – TRIM-FATE.....	29
3.1	Mode stationnaire / Mode dynamique.....	29
3.2	Compartiments biotiques considérés.....	30
3.3	Paramètres d'entrée de TRIM-FATE	30
4	Transferts dans la chaîne alimentaire : animaux d'élevage	32
4.1	Equations de transferts vers les animaux d'élevage.....	32
4.2	Facteur de biotransfert dans la viande et les produits animaux.....	33
4.3	Paramètres relatifs aux animaux d'élevage	34
5	Transferts dans la chaîne alimentaire : légumes et fruits.....	35
5.1	Equations de transferts vers les plantes.....	35
5.1.1	Transferts vers les légumes-feuilles, les légumes-fruits et les fruits	35
5.1.2	Transferts vers les légumes-racines	37

5.2	Paramètres relatifs aux végétaux	37
6	Les paramètres d'exposition liés aux cibles humaines	38
6.1	Poids corporel dans la population française	38
6.2	Ingestion de sols et de poussières.....	39
6.3	Consommations alimentaires (hors autoconsommation).....	40
6.4	Consommation d'eau « du robinet »	41
6.5	Autoconsommation	41
6.6	Ingestion d'eau pendant la baignade	42
6.7	Le budget espace – temps.....	42
6.8	Les durées de résidence.....	43
6.9	Données locales : Banque de données CIBLEX	43
7	Quantification de l'exposition par ingestion	44
7.1	Calcul des doses d'exposition des cibles considérées	44
7.2	Dose d'exposition liée à l'ingestion de sol	44
7.3	Dose d'exposition liée à l'ingestion d'aliments.....	44
7.4	Dose d'exposition liée à l'ingestion d'eau potable	44
7.5	Dose d'exposition liée à l'ingestion d'eau pendant la baignade.....	45
7.6	Cas du nouveau-né.....	45
7.6.1	Calcul de la dose d'exposition via le lait maternel.....	45
7.6.2	Equation de transfert des polluants vers le lait maternel	45
7.6.3	Facteur de biotransfert dans le lait maternel.....	46
8	Calcul des risques liés à l'ingestion de produits contaminés.....	47
8.1	VTR : prise en compte d'une voie spécifique « ingestion d'aliments »	47
8.2	Effets cancérigènes	47
8.3	Effets non cancérigènes	47
9	Outil de modélisation du risque sanitaire	48
9.1	Feuille Excel « (1) Paramètres entrée »	49
9.2	Feuille Excel « (2) Récapitulatif »	49
9.3	Précisions concernant les hypothèses de calcul	50
	Conclusion.....	51
	Bibliographie	53
	Liste des figures.....	57
	Liste des tableaux	59
	Liste des annexes	61

Liste des sigles utilisés

AFSSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments

CSAH : Comité Scientifique de l'Alimentation Humaine

DJE : Dose Journalière d'Exposition

DJT : Dose Journalière Tolérable

EQRS : Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires

ERI : Excès de Risque Individuel

ERS : Evaluation des Risques Sanitaires

ERSEI : Evaluation des Risques Sanitaires dans les Etudes d'Impact

ERU : Excès de Risque Unitaire

HHRAP : Human Health Risk Assessment Protocol for hazardous waste combustion facilities

ICPE : Installations Classées pour la Protection de l'Environnement

IFEN : Institut Français de l'Environnement

INERIS : Institut National de l'Environnement industriel et des Risques

InVS : Institut de Veille Sanitaire

INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques

JECFA : Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (FAO : Food and Agriculture Organization et WHO : World Health Organization)

MPE : Methodology for assessing health risks associated with Multiple Pathways of Exposure to combustor

ORSMIP : Observatoire Régional de la Santé Midi-Pyrénées

PCB : Polychlorobiphényle

PCDD : Polychlorodibenzo -p-dioxine

PCDF : Polychlorodibenzo-furane

TEQ : Toxic Equivalent Quantity (I-TEQ \neq OMS-TEQ)

TRIM : Total Risk Integrated Methodology

US-EPA : United States Environmental Protection Agency

VTR : Valeur Toxicologique de Référence

Remarque : Les renvois bibliographiques sont signalés par [...].

Introduction

En 1983, le National Research Council des Etats-Unis d'Amérique a pour la première fois proposée la démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires. La définition classiquement énoncée souligne qu'elle repose sur « *...l'utilisation de faits scientifiques pour définir les effets sur la santé d'une exposition d'individus ou de populations à des matériaux ou à des situations dangereuses* ». Ainsi, la place d'un jugement se fondant sur des convictions personnelles est souhaitée aussi réduite que possible.

Cette démarche s'est peu à peu imposée au niveau international comme l'outil de référence pour évaluer les risques sanitaires chimiques, biologiques et radiologiques liés à l'environnement.

En France, les domaines d'application de la méthode d'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) s'étendent de plus en plus. Depuis ses débuts, elle sert de support scientifique à l'édition de valeurs guides de qualité des milieux, de seuils réglementaires ou encore d'objectifs pour la décontamination des sols pollués. Elle est devenue la méthode de référence dans le cadre des procédures réglementaires préalables à l'autorisation de la production des substances chimiques et dans les études d'impacts pour les demandes d'autorisation d'exploitation. Bien que prédictive, cette démarche est de plus en plus utilisée pour répondre aux interrogations spécifiques et précises de populations vivant à une échelle locale, des situations environnementales dégradées. [1] L'objectif global de la démarche est de guider la décision en situation d'incertitude de manière cohérente et transparente. Elle passe par la mesure mais également par la modélisation du réel, c'est-à-dire la réunion et la synthèse des données scientifiques disponibles (process industriels, devenir des polluants dans l'environnement, comportements des populations, épidémiologie, toxicologie, etc.).

De manière prospective, l'évaluation des risques sanitaires est utilisée dans le cadre d'étude d'impact. La problématique sanitaire liée aux sites industriels est bien particulière. En effet, l'analyse des relations entre les rejets industriels et la santé de la population riveraine est difficile, notamment du fait des expositions souvent chroniques et faibles et des effets sanitaires peu spécifiques ; exposition qu'il est d'autant plus difficile d'évaluer quand on parle de risque par ingestion. La connaissance de celle-ci est pourtant l'élément clé qui permet de faire aboutir une analyse quantitative des risques sanitaires.

De plus, les différents évènements ou crises survenus ces dernières années ont entraîné une demande sociale croissante de prise en compte des risques sanitaires. Le renforcement des exigences en la matière a nécessité la mise au point d'outils et de méthodes d'analyse et d'évaluation de ces risques, notamment le risque par ingestion. En effet, l'alimentation, aussi bien celle de l'homme que celle des animaux domestiques, et qu'elle soit d'origine hydrique, végétale ou animale, représente un enjeu de société prégnant au niveau mondial. Cet enjeu existe tant en ce qui concerne l'aspect sécurité alimentaire, c'est-à-dire la capacité de subvenir aux besoins des populations, que sur le plan de la sécurité sanitaire des aliments, afin de fournir des produits sains et de qualité. Or, les substances émises par un site industriel se dispersent et peuvent se retrouver dans divers compartiments de l'environnement (l'air, le sol, l'eau) et ainsi contaminer les végétaux et les animaux. En fonction de leurs caractéristiques physicochimiques, certaines substances contribuent à une contamination de l'environnement dans un périmètre étroit, alors que d'autres pourront être distribuées sur de grandes distances par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire. De plus, la multiplicité des espèces consommées (animaux domestiques ou sauvages avec les gibiers et les produits de la pêche), la variété des aliments fournis (viandes et chairs, lait et produits laitiers, œufs, produits transformés), et la diversité des habitudes alimentaires, sont des facteurs qui augmentent les dangers et les risques, chaque situation devant être analysée dans son contexte.

Le mémoire se composera de 5 grandes parties. Le chapitre 1 présentera le cadre du sujet ainsi que les objectifs visés par cette étude. Le chapitre 2 a pour finalité de faire ressortir les améliorations susceptibles d'être apportées au volet sanitaire de façon à cerner au mieux les besoins de l'entreprise et d'y répondre plus particulièrement dans la suite de l'étude. Le chapitre 3 présentera les différents transferts qu'il faudrait prendre en compte pour évaluer le risque par ingestion. Le chapitre 4 s'attachera à montrer les avantages et inconvénients des différents outils et méthodes pour évaluer le risque sanitaire par ingestion de façon à pouvoir choisir, par la suite, une méthode adaptée aux évaluations de risques sanitaires dans les études d'impact (ERSEI). Le chapitre 5, quand à lui, dans une première partie, s'attachera à définir différents scénarios types utilisables dans le cadre d'une évaluation des risques sanitaires par ingestion. Bien sûr, il ne s'agira que de scénarios types qu'il faudra éventuellement affiner selon les objectifs de l'étude. Dans un second temps, il présentera en détail, la méthodologie adoptée pour la caractérisation des transferts dans l'environnement et au sein de la chaîne alimentaire. Finalement, le chapitre 5 développera les paramètres d'exposition des populations retenus pour mener à bien l'étude des risques sanitaires par ingestion et en dernier lieu présentera la méthode de quantification de l'exposition par ingestion et de caractérisation du risque sanitaire.

Chapitre 1 : Cadre de l'étude

L'étude d'impact doit porter sur l'ensemble des rejets qu'une installation peut engendrer. Pour l'ERSEI, on est amené à prendre en compte la contamination de chacun des compartiments environnementaux avec lesquels les individus cibles sont susceptibles d'être en contact. Par conséquent, les mécanismes de propagation de la pollution à considérer sont nombreux. Dans le cadre du mémoire, on s'intéressera uniquement au risque sanitaire par ingestion et sa possible prise en compte au sein d'une étude d'impact d'ICPE.

Après une brève présentation du sujet, des objectifs et des enjeux du mémoire, une partie de ce chapitre est consacré à la définition du cadre de l'étude dans laquelle sont notamment présentées les phases fondamentales de l'évaluation des risques sanitaires. Dans une dernière partie, sera présentée la méthodologie adoptée pour répondre à la question posée.

1 Présentation du sujet de mémoire

Sujet de mémoire

Est-il possible de traiter l'évaluation du risque sanitaire par ingestion (et notamment les transferts dans les chaînes alimentaires) dans le cadre des études d'impact des installations classées pour la protection de l'environnement ? Si oui, par quelles méthodes et avec quels outils une telle démarche est-elle envisageable ?

Objectif du mémoire

L'objectif sera d'étudier la pertinence et les possibilités de prise en compte, dans les volets sanitaires des études d'impacts d'installations classées pour la protection de l'environnement, du risque sanitaire par ingestion et des transferts d'agents polluants dans les chaînes alimentaires. Les questions sous-jacentes à cet objectif sont :

1. Quels sont les méthodes et outils existants pour évaluer le risque sanitaire par ingestion ?
2. Quand faut-il prendre en compte le risque sanitaire par ingestion et notamment par le transfert dans les chaînes alimentaires ? Dans quel cas, cette étude est-elle pertinente ?
3. Comment mettre en œuvre sur le terrain les différentes méthodes ? Quelle est la démarche la plus adaptée aux études d'impact d'ICPE ?

Enjeux

Les sujets sanitaires préoccupent à juste titre les personnes concernées par les installations, notamment les travailleurs et les riverains.

La prise en compte de l'ingestion, directe et via les transferts vers l'alimentation, devrait permettre une meilleure caractérisation du risque sanitaire au sein des études d'impact. De plus, l'alimentation, aussi bien celle de l'homme que celle des animaux représente un enjeu de société, notamment pour l'aspect sécurité sanitaire des aliments. Toutefois, l'enjeu principal pour le volet sanitaire d'une étude d'impact est de permettre au client de mieux appréhender le risque sanitaire et ainsi de proposer une solution adaptée (et économiquement viable) pour réduire ce risque. Ainsi, une étude d'impact correctement réalisée permettra d'évoluer vers une gestion des impacts environnementaux qui garantira un développement économique en respectant les impératifs de santé humaine.

Contexte de l'étude

L'annexe 1 présente le contexte social et réglementaire ainsi que quelques données sur les études d'impact et les exigences dans leurs contenus au niveau des études sanitaires.

2 Démarche d'évaluation des risques sanitaires appliquée aux études d'impact pour les ICPE

L'émergence des questions de santé environnementale a amené à formuler une réponse en terme d'Evaluation des Risques Sanitaires. Les trois mots clés de cette démarche sont : « danger », « exposition » et « risque ».

Le danger peut être résumé aux effets adverses liés aux caractéristiques intrinsèques de l'agent étudié. L'exposition représente le contact entre un individu et un polluant dans un même environnement selon différentes modalités. L'évaluation de l'exposition est liée à la détermination des voies d'exposition, de la fréquence, de la durée et de l'importance de l'exposition. Enfin, le risque est la probabilité d'apparition d'un danger associé à un polluant (une maladie, un décès) dans des conditions d'exposition spécifiques.

L'évaluation du risque sanitaire, telle qu'elle est pratiquée aujourd'hui, est née aux Etats-Unis en 1983. Cette même démarche a été reprise au niveau européen dans le Technical Guidance Document. En ce qui concerne l'ERS proprement dite, quatre étapes sont distinguées. Toutefois, dans le cas d'une ERSEI, une cinquième étape préliminaire, se rajoute : la caractérisation du site. Le schéma général de la démarche à adopter dans le cadre d'une ERSEI est présenté figure 1.

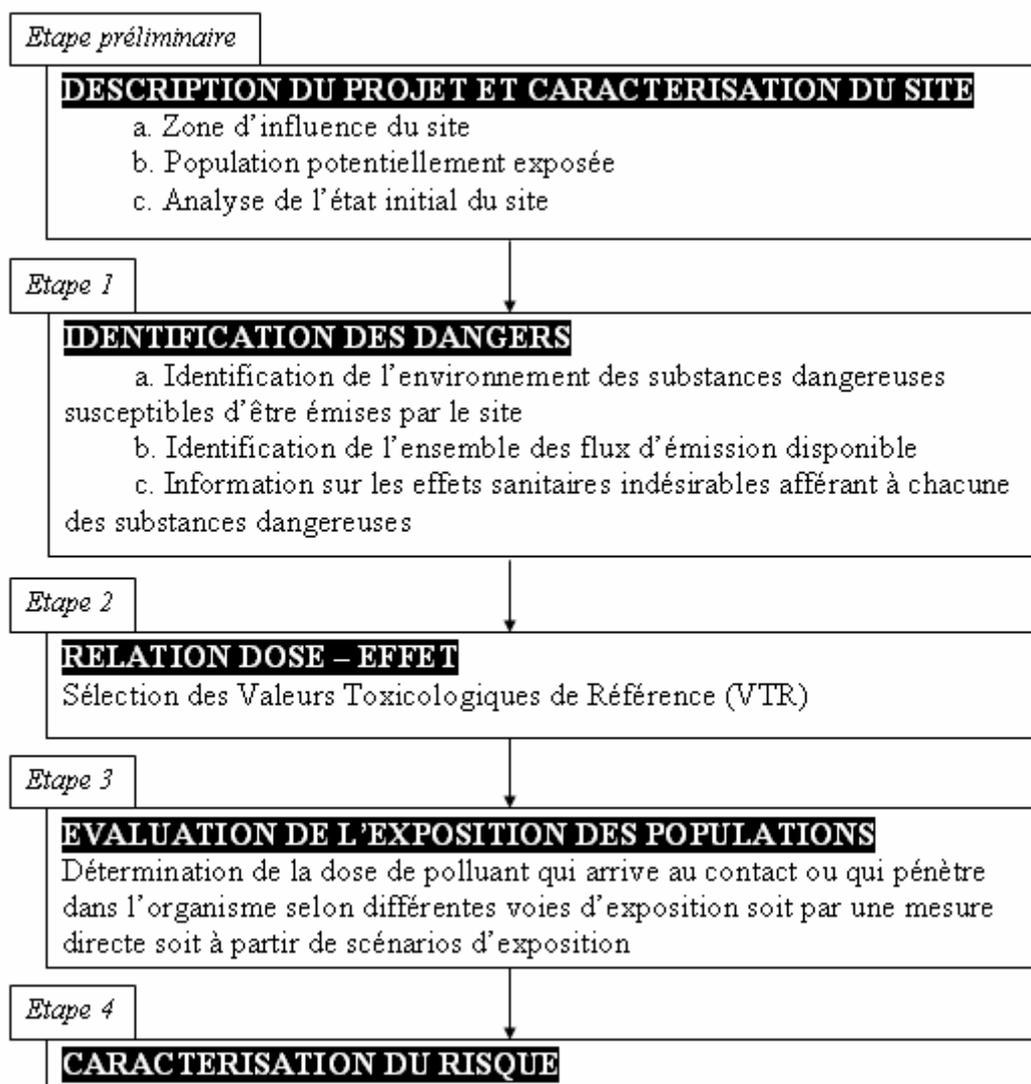


Figure 1 : Démarche d'une ERSEI

3 Démarche globale de quantification de l'exposition par ingestion

Pour l'exposition par ingestion, différentes voies sont à prendre en compte : l'ingestion directe de sols, poussières ou d'eau contaminée mais également l'ingestion via l'alimentation (végétaux, poissons, viandes, produits laitiers). La démarche générale de quantification de l'exposition est présentée sur le schéma 2. Chaque étape présentée sur le schéma devra être abordée dans le mémoire avec pour chacune les outils et méthodes permettant d'y répondre. Toutefois, il ne faut pas perdre de vue que lors d'une étude d'impact, il n'est pas forcément nécessaire, ni utile de développer la démarche dans son intégralité. Une partie du travail consistera donc à déterminer des scénarios possibles d'exposition.

La finalité du travail est de présenter une démarche modulable applicable selon les caractéristiques générales de l'industrie et de discuter de la pertinence de la prise en compte systématique du risque par ingestion dans les volets sanitaires des études d'impact.

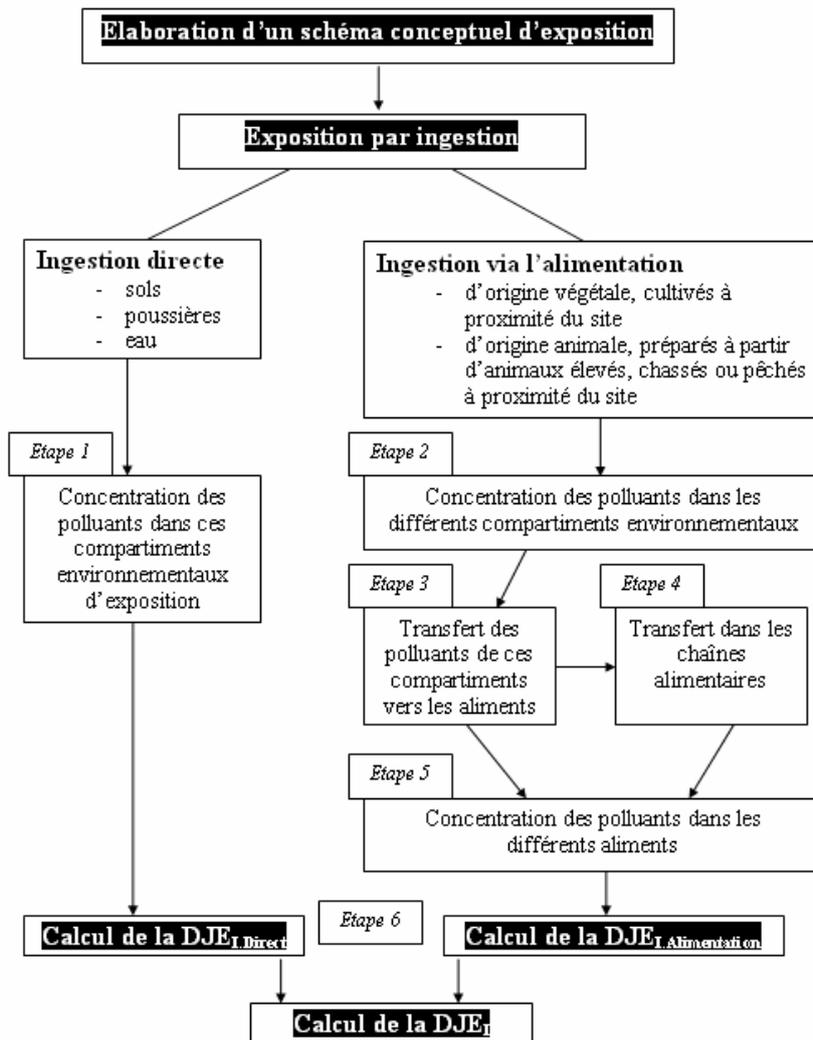


Figure 2 Quantification de l'exposition des populations par ingestion

Les différentes étapes à parcourir lors d'une évaluation de l'exposition de la population sont les suivantes :

Etape 1 : Comment évaluer les concentrations des différents polluants dans les compartiments environnementaux d'exposition (sols, eaux) ?

Etape 2 : Comment évaluer les concentrations des différents polluants dans les compartiments environnementaux (identique étape 1 + air) ?

Etape 3 : Comment évaluer les transferts de polluants du sol, de l'air ou de l'eau vers les végétaux et les animaux ?

Etape 4 : Comment caractériser les différents transferts le long de la chaîne alimentaire (végétaux → animaux ; animaux → animaux) ?

Etape 5 : Comment évaluer la concentration en polluants dans l'alimentation ? (bioaccumulation dans les organismes vivants, biodisponibilité du polluant)

Etape 6 : Comment prendre en compte les consommations en aliments locaux et la quantité de sols et d'eaux contaminées ingérées ?

Chapitre 2 : Analyse de la démarche d'évaluation de l'exposition par ingestion dans les ERSEI réalisées par IDE Environnement

Avant d'étudier les outils et méthodes existants pour mener à bien une évaluation des risques sanitaires par ingestion, il convenait de réaliser une étude des ERSEI déjà effectuées dans le bureau d'études. Ne sont présentées dans ce chapitre que les conclusions de ces analyses pour des raisons de confidentialité.

1 Grille d'analyse

De façon à analyser les ERSEI réalisées au sein d'IDE Environnement de la manière la plus rigoureuse possible, il convenait de réaliser une grille de lecture mettant l'accent sur la façon de traiter du risque par ingestion.

Pour cela, je me suis inspirée du guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact publié par l'INVs en février 2000 [2].

Dans le but de synthétiser les informations, cette grille de lecture se présente sous la forme d'un tableau permettant de décliner pour chaque point à développer dans une évaluation des risques sanitaires, les observations y afférant ainsi que les détails qui seraient éventuellement à revoir. Cette grille met plus particulièrement l'accent sur la quantification de l'exposition par ingestion. A terme, cette analyse vise à mettre en évidence les besoins à ce niveau de l'étude afin, par la suite, d'y répondre au mieux.

La grille établie ainsi que sa méthode de construction est présentée en annexe 2.

Les grilles complétées pour deux études réalisées par IDE Environnement sont présentées en annexe 3 (document confidentiel).

2 Bilan : Améliorations pouvant être apportées à l'évaluation du risque par ingestion

A l'heure actuelle, IDE Environnement n'a pas eu à traiter de dossiers complexes sur le risque par ingestion. Un modèle extrêmement simpliste et majorant était donc utilisé, ce qui, dans les cas étudiés, ne posait pas de problème puisque les résultats aboutissaient toujours à une absence de risque significatif pour les populations voisines de l'ICPE.

Toutefois, il est à noter qu'un tel raisonnement montrera ces limites dès qu'un dossier sera plus « litigieux » et nécessitera par conséquent une étude plus fine des risques sanitaires par ingestion.

Plusieurs points peuvent ainsi être travaillés :

- Au niveau de la modélisation des transferts entre les compartiments environnementaux, pour l'instant ne sont pris en compte que les dépôts secs, il faudra étudier les possibilités de prise en compte des dépôts humides ainsi que les transferts dans les sols.
- Au niveau de la contamination des sols, il faudra regarder la possibilité de prise en compte de l'accumulation des polluants au cours du temps (temps de vie des polluants dans les sols ...).
- Pour l'étude de la contamination des végétaux, seule la salade est étudiée, l'analyse de la contamination de végétaux racinaires au travers d'un légume tel que la carotte ou la pomme de terre est à développer.
- A l'heure actuelle, les transferts sol – plantes ne sont pas du tout abordés, or, il serait nécessaire de les développer dans certains cas d'étude (notamment dans l'exemple 2 où des jardins potagers sont présents dans la zone d'influence du site).
- Pour l'instant, aucune étude n'a pris en compte les transferts dans les chaînes alimentaires ainsi aucune méthode n'existe au sein d'IDE Environnement.

Un autre point important est sans doute de travailler sur les scénarios d'exposition car, actuellement, toutes les études se basent sur un scénario très irréaliste (et majorant).

Chapitre 3 : Elaboration d'un schéma conceptuel général d'exposition humaine par ingestion

L'Homme est placé au sommet de la chaîne alimentaire. La contamination des espèces végétales (légumes, fruits, céréales) et animales (poissons, crustacés, volailles, bovins, ovins, gibier) entrant dans la composition du régime alimentaire de l'Homme doit donc être prise en compte. Il peut également être nécessaire d'estimer la contamination des espèces intermédiaires consommées par les animaux utilisés par l'Homme dans son alimentation (exemple : contamination du fourrage donné au bétail pour définir la teneur en polluant dans la viande et le lait des bovins).

La concentration de polluant accumulée dans les tissus d'une espèce animale ou végétale est fonction de :

- la concentration de polluant dans le milieu de vie de l'espèce,
- la disponibilité de la substance, elle-même fonction de ses caractéristiques physico-chimiques et des caractéristiques du milieu,
- de l'espèce, de ses besoins nutritionnels, de son métabolisme, de sa capacité à éliminer ou non la substance considérée.

La concentration de polluant accumulée dans un tissu animal ou végétal est hautement spécifique, le polluant ayant souvent tendance à s'accumuler dans un tissu particulier plutôt que dans un autre. L'évaluation de la concentration de polluant dans les produits alimentaires par modélisation peut donc être soumise à une forte incertitude et variabilité. Sa prise en compte reste néanmoins importante car le phénomène de biomagnification peut conduire à une exposition élevée de l'homme par voie alimentaire. De plus, la redistribution des produits alimentaires par le réseau commercial peut conduire à l'exposition d'une population nombreuse.

Dans une première partie, ce chapitre présente le schéma conceptuel général de l'exposition humaine par ingestion. Les parties suivantes visent à caractériser les transferts dans l'environnement, les végétaux et les animaux.

1 Voies d'exposition de l'Homme par ingestion

Pour l'évaluation des risques sanitaires, les mécanismes de propagation de la pollution à considérer sont nombreux. A partir des rejets, il s'agit d'établir le schéma conceptuel c'est-à-dire de décrire les voies de passage des polluants dans les différents compartiments environnementaux vers les populations cibles.

La figure 3 présente le schéma conceptuel général qui peut être établi pour le risque par ingestion.

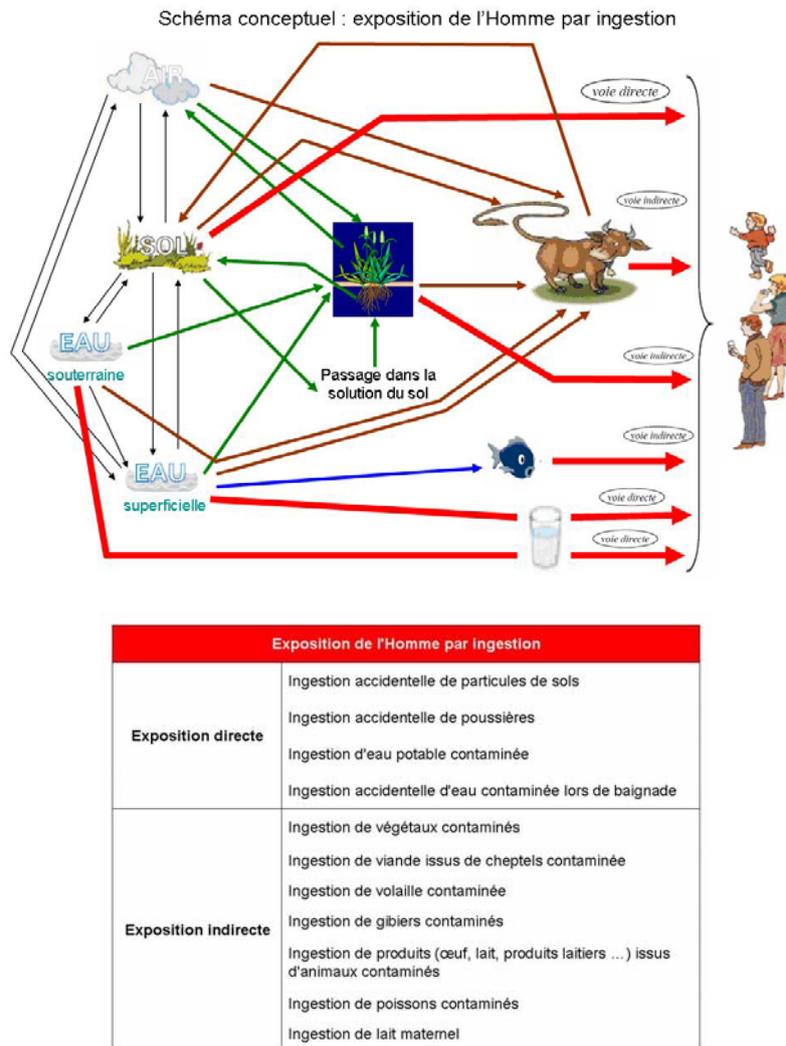


Figure 3 : Schéma conceptuel général d'exposition de l'Homme par ingestion

Un exemple de schéma conceptuel de transfert dans les chaînes alimentaire est présenté figure 4 pour les dioxines. Cet exemple montre l'importance de la prise en compte des transferts via la chaîne alimentaire dans les ERSEI. La contamination des sols, des sédiments et des plantes a pour conséquence un passage et une accumulation dans la chaîne alimentaire, via l'ingestion par les animaux de végétaux ou de sol contaminés.

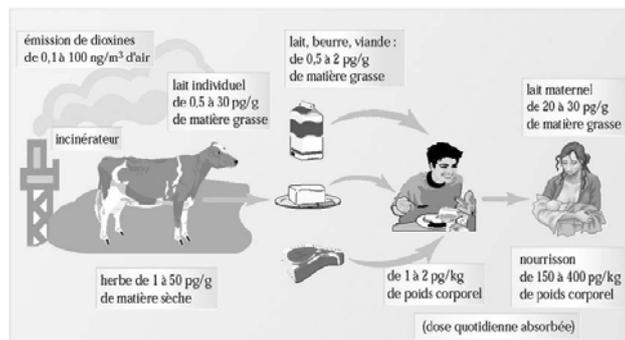


Figure 4 : Transfert des dioxines dans la chaîne alimentaire [3]

2 Transferts entre les compartiments environnementaux

2.1 Modes de transfert entre les compartiments environnementaux

La figure 5 présente les transferts de polluants entre les différents compartiments environnementaux dont il faudrait tenir compte.

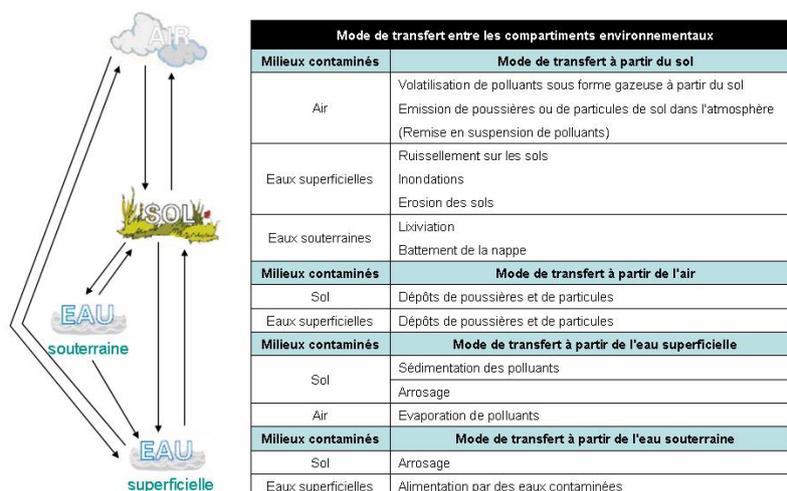


Figure 5 : Transferts entre les compartiments environnementaux

La probabilité d'exposition à une substance est relative à tout ce qui peut déterminer le devenir de la substance dans l'environnement. Plusieurs paramètres interviennent dans la notion d'exposition :

- le mode d'exposition (continu, occasionnel), la voie d'exposition,
- les facteurs qui vont influencer sur le devenir et sur la persistance du polluant dans le milieu naturel et qui dépendent en grande partie des propriétés physico-chimiques du polluant. L'annexe 4 détaille certains de ces facteurs.

2.2 Détermination de la zone d'influence du site

Le potentiel de migration permet d'apprécier de façon qualitative l'extension de la pollution dans le principal milieu récepteur et son possible transfert à d'autres milieux. L'évaluation s'appuie sur des données gouvernant le devenir des polluants dans l'environnement que sont les propriétés physico-chimiques de la substance et les conditions hydrogéologiques, météorologiques ou topographiques du site. Les caractéristiques du mode de rejet, en particulier les flux d'émissions sont aussi des données influentes. C'est la combinaison de ces données qui permet de renseigner ce critère de construction. Au final, cette évaluation qualitative permet de formuler des hypothèses sur l'aire sous influence du site.

Ainsi, le transfert des polluants depuis le sol vers la nappe sous-jacente pourra conduire à intégrer à la zone d'étude toute la surface de la nappe ou le panache issu d'une modélisation simple, soit une possible extension de la zone. [4]

Concrètement, la détermination de la zone à partir du potentiel de transfert peut-être assez complexe lorsque les substances émises sont nombreuses et les modes de rejet variés. Certains auteurs se basent sur la substance qui a la capacité de se disperser le plus et selon le milieu contribuant le plus à la dispersion. L'étude des différents modes de rejets de la source peut permettre d'identifier qualitativement les milieux qui vont le plus contribuer à la dispersion. Il s'agit le plus souvent de l'air ou de l'eau. [4]

3 Transferts dans la chaîne alimentaire

3.1 Conséquences pour la santé

La contamination de la chaîne alimentaire peut engendrer des risques importants pour la santé des populations, et ce à plusieurs titres :

- L'exposition des végétaux à la pollution est permanente et les végétaux, lorsqu'ils sont à proximité d'une source d'émission de pollution, sont soumis à l'ensemble de la durée d'émission du polluant. Ceci peut avoir pour conséquence une forte accumulation des polluants dans les parties aériennes des végétaux. Dans le cas d'une émission continue non accidentelle, la concentration finale d'un végétal correspond à l'ensemble de l'émission sur sa période de croissance. Le risque par ingestion de végétaux contaminés est alors très important, car l'on peut ingérer en une seule fois, l'équivalent de mois de contamination d'un végétal. [5]
- Un raisonnement similaire peut être tenu pour l'exposition des animaux terrestres (exposition permanente, accumulation du polluant dans les tissus de l'animal).
- Les végétaux contaminés peuvent rentrer dans la chaîne alimentaire en étant consommés par les animaux. S'il y a une ingestion régulière de ces végétaux par les animaux, ce qui peut être le cas pour le bétail ou les volailles, les polluants peuvent s'accumuler dans certains organes et atteindre de très forte concentration. Il y a là un risque indirect d'exposition de l'homme aux polluants.
- Certains comportements de consommation sont particulièrement sensibles à la contamination de la chaîne alimentaire et notamment l'autoconsommation. Ce mode de production/consommation est susceptible de favoriser de fortes expositions aux polluants.

3.2 Transferts vers les végétaux

3.2.1 Les différentes voies de contamination d'un végétal

Les différents modes de transfert vers les végétaux sont représentés sur la figure 6.

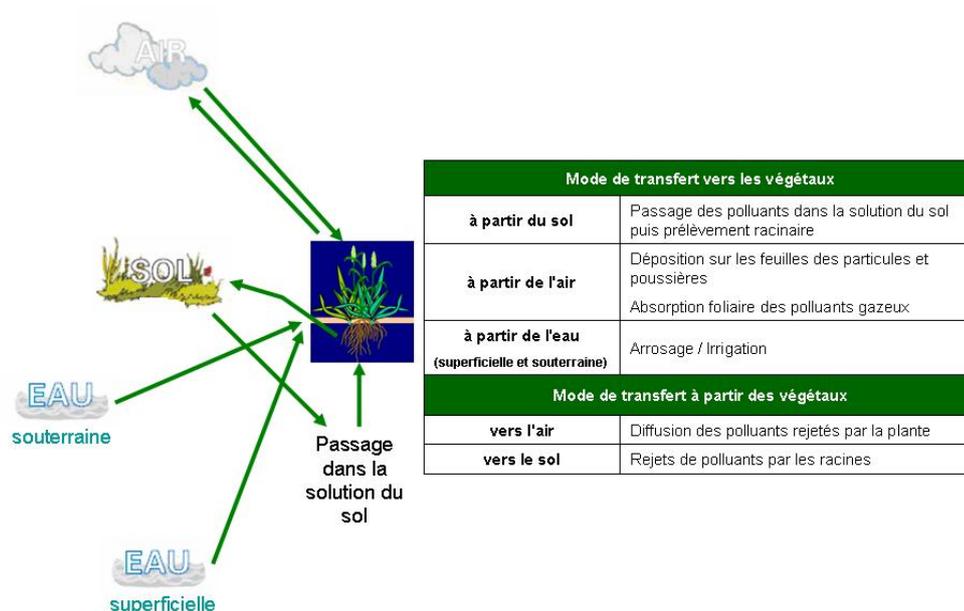


Figure 6 : Transfert vers les végétaux

3.2.2 Mécanismes d'accumulation par les plantes

Les plantes peuvent accumuler les polluants par différents mécanismes [6] :

- les prélèvements par les racines à partir du sol, suivi d'un éventuel transport de polluants des tissus racinaires vers les autres tissus,
- le prélèvement de polluant gazeux dans l'atmosphère par les feuilles,
- le dépôt de polluant sur les feuilles sous forme particulaire à partir de poussières ou sous forme dissoute à partir de l'eau de pluie, ou de l'eau d'arrosage.

En outre, pour définir la quantité de polluant réellement ingérée par le récepteur à partir de l'alimentation il peut être nécessaire de tenir compte d'éléments complémentaires tels que :

- les parties du végétal qui sont réellement consommées (exemple : la chair de la pomme de terre sans la peau),
- l'impact de la préparation (exemple : lavage).

Des données complémentaires sur les transferts au sein des végétaux sont fournies dans l'annexe 5.

3.2.3 Les classes de végétaux

Il est possible d'établir des classes de végétaux ayant le même type de comportement vis-à-vis du dépôt. Ainsi, plusieurs classes ont été définies dans les ERS [5]:

- l'herbe : elle comprend tous les végétaux présents sur la surface d'un pâturage. Cette classe est particulièrement importante car elle contribue largement à la contamination des troupeaux.
- les légumes feuilles : cette classe regroupe tous les végétaux dont on consomme directement les feuilles ou les tiges (salade, céleri, poireaux, choux, cresson, aromates...)
- les légumes racines : elle comprend tous les végétaux dont on consomme les racines ou les tubercules (pomme de terre, carotte, navet, oignon...)
- les fruits : cette classe comprend les fruits issus d'arbre (pomme, pêche, poire, abricot, ...) ou assimilés comme la vigne par exemple.
- les légumes fruits : cette classe concerne tous les végétaux de petite ou moyenne taille qui produisent des fruits ou des cosses (courgette, potiron, haricot, poivron, framboise...)
- les céréales : elle correspond bien au terme courant (blé, avoine, orge, ...)
- le maïs : dans certains modèles, le maïs est traité séparément.

Ces classes ne sont pas toujours présentes sous la même forme dans les modèles. Certaines classes sont parfois regroupées pour certains paramètres quand on estime qu'il n'y a pas de différence de comportement du végétal vis-à-vis d'un phénomène (l'interception par exemple) ou qu'on n'a pas de données pour renseigner spécifiquement différentes classes ou leur consommation.

3.3 Transferts vers les animaux terrestres

3.3.1 Les différentes voies d'exposition des animaux

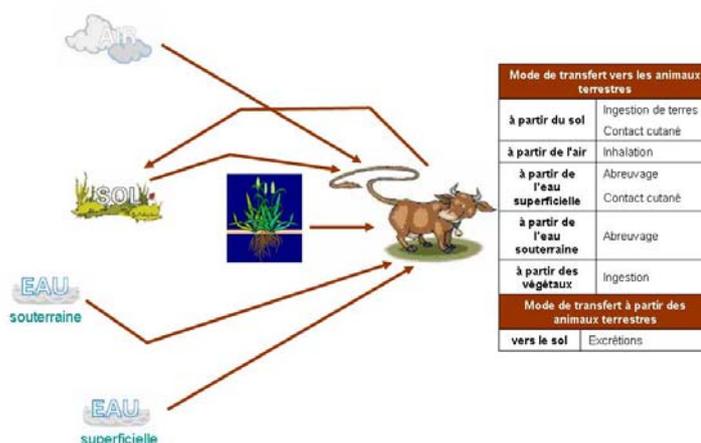


Figure 7 : Schéma conceptuel d'exposition des animaux terrestres

Les animaux vivant sur le sol peuvent être exposés à partir des mêmes voies d'administration que l'homme (figure 7). L'ingestion représente généralement la voie d'exposition prépondérante.

Les quatre voies principales d'exposition des animaux d'élevage sont :

- ingestion de sols,
- consommation de céréales contaminées,
- pâturage,
- abreuvement avec de l'eau prélevée localement.

3.3.2 Mécanismes physiologiques de transferts

Le transfert des polluants organiques/métalliques du sol à l'animal est régi par 4 mécanismes physiologiques : l'absorption, la distribution tissulaire, le métabolisme et l'excrétion.

Peu d'études ont porté sur la biodisponibilité des polluants organiques du sol chez le ruminant. Ainsi, les connaissances sur le devenir des polluants au niveau ruminal sont inexistantes. De plus, les travaux recensés abordent de manière indissociable la contamination de l'organisme suite à l'ingestion de sol ou de fourrages contaminés. [7]

Le transport aliment-animal des polluants organiques peut se décomposer en deux étapes : une étape d'absorption (passage des polluants dans le sang) suivie d'une étape de distribution tissulaire (passage des polluants du sang dans les différents tissus) et/ou élimination des polluants de l'organisme. Des données complémentaires sont fournies à l'annexe 6.

3.4 Animaux aquatiques

La contamination des poissons est liée à la contamination de l'eau dans laquelle ils vivent. La modélisation la plus commune consiste donc à définir un coefficient de bioconcentration, qui représente le ratio de la concentration de polluant dans la chair du poisson sur la concentration de polluant dans l'eau. D'autres phénomènes peuvent néanmoins être importants comme l'accumulation de polluants par les poissons à partir des sédiments et des organismes dont ils se nourrissent.

Chapitre 4 : Modélisation de l'exposition par ingestion

Les mesures disponibles dans les milieux sont rares, et le plus souvent il s'agit d'évaluer les risques liés à une installation future. On a donc généralement besoin de modèles pour prendre en compte le devenir des polluants dans les différents milieux et les différentes voies d'exposition et finalement de dérouler toute la démarche d'estimation : des données sur la source de pollution à l'estimation des niveaux d'exposition ou du risque.

Un modèle est une représentation mathématique des phénomènes physiques, chimiques et biologiques qui concourent à la réalisation d'un processus donné : processus de transfert d'un polluant entre deux milieux, processus d'absorption d'un polluant par l'organisme ... La réalité étant complexe, la connaissance scientifique et la capacité à intégrer l'ensemble des phénomènes sous une forme mathématique étant limitées, les modèles reposent toujours sur des hypothèses simplificatrices.

Dans nombre de cas, les modélisations mises en oeuvre pourront être très simples (application d'une équation) ou plus élaborées (modélisation numérique multi échelles), l'utilisation de modèle demeurant toujours complexe et devant être parfaitement maîtrisée. Les différents types de modèles (modèles de transfert, d'exposition ou multimédia) sont présentés en annexe 7.

Sous l'expression "modèle", des outils de nature très différents sont en fait regroupés. Selon les sources, il s'agit parfois de logiciels permettant de modéliser les phénomènes de dispersion dans un milieu particulier, parfois d'équations présentées dans un guide méthodologique permettant de définir des valeurs d'alerte en fonction du risque pour la santé, via une voie d'exposition particulière, ou encore de logiciels intégrant des bases de données sur les budgets espace-temps des populations et calculant l'exposition et/ou le risque en fonction des concentrations d'exposition entrées par l'utilisateur. Certains sont des outils liant différents modules de calcul, d'autres sont des modèles assurant la conservation de la masse.

Dans la présentation qui suit, une comparaison de ces outils a été réalisée en s'appuyant sur les rapports publiés par l'INERIS ([8],[9],[10],[11],[12]), un effort a été fait pour mettre en évidence l'intérêt et les limites de chacun d'entre eux. Une première partie présente brièvement les critères à adopter lors du choix d'un outil.

1 Modélisation – Généralités

1.1 Modélisation de l'exposition globale des populations

Pour modéliser l'exposition globale des populations, on doit utiliser [8] :

- soit des modèles multimédia, c'est-à-dire des modèles prenant en compte le transfert des polluants dans les différents milieux à partir d'un rejet et faisant la synthèse des voies d'exposition en rapport avec ces différents milieux,
- soit une série de modèles de transfert, pour représenter la cascade des phénomènes physico-chimiques et biologiques intervenant entre les différents milieux, afin de définir la contamination des autres milieux environnementaux à partir d'un des compartiments de l'environnement. Les résultats obtenus servent alors à alimenter d'autres modèles pour calculer les concentrations de polluants dans les milieux d'exposition, puis les doses d'exposition qui en résultent. Dans le cas d'un rejet à l'air, il faudra par exemple utiliser un modèle de dépôt pour calculer les concentrations de polluants déposés sur le sol, les végétaux et dans les eaux superficielles, un modèle de ruissellement pour simuler le transfert de pollution du sol vers les eaux, un modèle de bioconcentration pour représenter la concentration de polluant dans les végétaux, etc...

Dans une première approche, pour éviter d'omettre des phénomènes et des voies d'exposition importantes, il apparaît plus simple d'utiliser un outil intégrateur pour évaluer les expositions directes et indirectes à partir des différents milieux touchés par la pollution.

1.2 Critères de choix des modèles

Le choix d'un modèle mathématique pour représenter la réalité se fait au cas par cas et revient au professionnel de l'évaluation.

L'évaluateur pourra donc [6] :

- soit reconstruire son propre modèle d'exposition à partir des différents phénomènes qu'il devra prendre en compte et des différents sous modèles qu'il aura identifiés pour cela,
- soit utiliser un des modèles d'exposition commercialisés ou disponibles publiquement si ils répondent à ses objectifs.

Au nom de la transparence, toutes les équations utilisées par l'évaluateur doivent être fournies dans le rapport d'étude ou être facilement accessibles.

Pour conclure, un modèle destiné à évaluer les expositions liées à des situations spécifiques, doit être [6] :

- adaptable par le biais des options et des paramètres à renseigner,
- capable de prendre en compte toutes les voies d'exposition et les phénomènes de transfert pertinents,
- et dans tous les cas, il est donc indispensable :
 - * que l'évaluateur sache quels sont les phénomènes qui sont ou non pris en compte dans le modèle,
 - * qu'il connaisse les hypothèses simplificatrices qui sous-tendent le modèle et les conditions d'application.

Ces éléments sont indispensables pour utiliser un modèle à bon escient et pouvoir finalement évaluer l'incertitude associée au risque quantifié.

2 Comparaison des différents outils de modélisation

Dans le cadre des études d'impact sur la santé publique, la source de pollution considérée est le plus souvent rejetée dans l'atmosphère [8]. Pour évaluer le risque des populations riveraines soumises à cette source de pollution, il faut prendre en compte l'exposition par voie d'inhalation, mais il s'avère aussi souvent indispensable de considérer les voies d'exposition indirectes, comme l'ingestion.

Actuellement une des approches les plus couramment utilisées pour la réalisation de ces évaluations de risque consiste à utiliser un modèle de dispersion atmosphérique pour estimer la distribution des concentrations de polluants dans l'air et les vitesses de dépôts de polluants sur le sol et les végétaux [8]. Puis ces données sont entrées dans un logiciel conçu pour le calcul des expositions liées aux sols pollués, afin d'estimer les risques par les voies d'exposition indirectes. Les logiciels couramment utilisés pour l'évaluation des risques liés aux sols pollués sont pourtant mal adaptés à la problématique des émissions atmosphériques.

2.1 Pourquoi les logiciels utilisés pour l'évaluation des risques liés aux sols pollués ne sont pas adaptés

En dehors de l'inhalation directe de polluants rejetés dans l'air par les installations industrielles, l'exposition des populations est due aux dépôts de polluants sur le sol et les végétaux. D'autres voies d'exposition sont donc a priori à prendre en compte.

Or, peu de modèles dédiés aux sols prennent en compte la contamination de la chaîne alimentaire de manière complète.

De plus, les polluants rejetés dans l'air sont de nature diverse, or, les modèles dédiés aux sols pollués ont en premier lieu été conçus pour traiter des composés chimiques de type organique. Généralement, peu de substances autres que celles-ci sont traitées par les logiciels dédiés à l'exposition aux sols pollués et lorsque la substance n'est pas disponible dans la base de données du logiciel, sa prise en compte par l'utilisateur peut demander des adaptations spécifiques, difficiles, voire impossibles [8].

Les logiciels dédiés à l'exposition aux sols pollués, les plus couramment utilisés en France sont [8] :

- HESP : Human Exposure Assessment, logiciel développé par Shell International Petroleum,
- RBCA Tool Kit, logiciel distribué par la société Groundwater Services,
- RISC, développé pour BP Oil par Lynn Spence.

RBCA et RISC ne prennent pas en compte l'ingestion de produits végétaux et animaux. Quant à HESP, même s'il prend en compte la chaîne alimentaire les principales limites du logiciel pour ce type d'utilisation sont les suivantes :

- le dépôt particulaire sur les végétaux n'est pas modifiable et est fixé à $60 \text{ mg/m}^2/\text{j}$,
- les particules se déposant sur les végétaux ont une concentration égale à la moitié de la concentration du sol (50% de ces particules étant supposées issues du sol),
- l'approche pour l'absorption cutanée à partir du sol est simpliste et non satisfaisante. En effet, un taux d'absorption horaire est fixé et non modifiable, quelle que soit la substance,
- la concentration de polluant dans les végétaux liée au dépôt particulaire est moyennée sur la durée de culture au lieu d'être calculée au jour de la récolte,
- la contamination des plantes par transfert gazeux de l'air vers la partie foliaire n'est pas considérée,
- l'origine des coefficients de bioconcentration du sol vers les plantes pour les polluants métalliques n'est pas référencée. Les conditions auxquelles ces coefficients se rapportent ne sont donc pas connues.

2.2 Pourquoi ne pas considérer des modèles physiologiques de transfert pour les plantes

Pour la contamination par les substances organiques, il existe peu de résultats de mesures utilisables rapportées par la littérature. Ainsi, des modèles physiologiques cherchant à représenter le devenir des polluants dans la plante ont été développés [6]. Ces modèles sont basés sur les caractéristiques anatomiques et physiologiques des plantes, sur les propriétés des substances et sur les phénomènes de partition, de transport dans la plante et de métabolisation. Ils sont plus ou moins complexes, certains se traduisent par une équation analytique exprimant la relation entre la concentration

dans la plante et les paramètres de transfert, d'autres demandent une résolution numérique.

Ainsi, de nombreux modèles de prélèvements des polluants organiques par les plantes sont référencés dans la littérature, les premiers datant du début des années 80 [11]. La grande diversité des modèles disponibles est liée au degré de complexité adopté pour la description des différents compartiments et de la diversité des mécanismes physiologiques pris en compte, ou non, dans la formulation mathématique des modèles. Par exemple, certains modèles pourront considérer la plante comme un compartiment unique, alors que d'autres cibleront sur certains organes et focaliseront la modélisation sur les processus de transfert impliqués au niveau de ces organes.

Dans une de leur étude, l'INERIS a sélectionné 5 principaux modèles de transfert de substances organiques vers les plantes, permettant de couvrir l'ensemble des processus impliqués dans le transfert de polluants vers les végétaux afin de les comparer (Plant X, CEMOS-PLANT, Mackay_1994, Mackay_1997 et CALTOX) [12]. La conclusion tirée de cette étude est la suivante :

« Les résultats des comparaisons entre les modèles et les valeurs mesurées directement sur les végétaux montrent qu'il est difficile de préconiser un modèle (physiologique ou empirique) en particulier. En effet, la pertinence des estimations est fonction de la substance et du type d'organe considérés et peut varier d'un modèle à l'autre. Par ailleurs, la complexité d'un modèle ne garantit pas la pertinence de la prédiction. [...] L'étude paramétrique montre que les paramètres d'entrée à mesurer en priorité varient en fonction des modèles et des organes. Les méthodes d'obtention de ces paramètres sont lourdes et coûteuses à mettre en oeuvre.

En conséquence, l'utilisation d'un modèle physiologique peut être pertinente mais doit toujours être raisonnée, du fait de son coût, en fonction de l'importance des voies d'exposition mettant en jeu le maillon sol-plante, dans le schéma conceptuel global de l'exposition. »

Ainsi, en première approche, l'utilisation de modèles empiriques sera préférée. L'utilisation d'un modèle physiologique ne sera envisagée qu'en dernier recours et si l'exposition via l'ingestion de végétaux est une des principales sources de risques.

2.3 Modèles pertinents pour une ERSEI

L'INERIS, dans son rapport sur les modèles multimédia pour l'évaluation des expositions liées aux émissions atmosphériques des installations classées [8] a procédé à une revue des outils de modélisation multimédia adaptés ou pouvant être adaptés à cette problématique. La conclusion de ce rapport est la suivante :

« Il apparaît que les seuls outils de modélisation aujourd'hui disponibles et qui ont été conçus pour évaluer les risques liés aux émissions atmosphériques des installations industrielles sont deux guides méthodologiques produits par l'US-EPA en 1998, à savoir :

- The methodology for assessing Health Risks associated with Multiple Pathways of Exposure to combustor (MPE),
- Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities (HHRAP).

[...] Enfin, il est important de suivre les évolutions du logiciel CALTOX, de plus en plus utilisé dans les évaluations de risque réalisées en France, malgré les problèmes qu'il pose et l'avancement d'outils plus sophistiqués comme TRIM (Total Risk Integrated Methodology), qui à terme pourrait offrir de nouvelles potentialités dans le domaine de l'évaluation des risques. En l'absence de validation des modèles multimédia ou de validation très partielle dans des cas particuliers, ces deux modèles ont l'avantage par rapport à d'autres outils, de respecter le principe de conservation de la masse, critère de solidité scientifique appréciable. »

Les quatre modèles cités ci-dessus sont présentés succinctement ci-après.

2.3.1 CALTOX

CalTOX est un modèle développé sous Excel, pour le Department of Toxic Substances Control (DTSC) dans le but d'aider à évaluer les risques pour la santé et de définir des seuils de remédiation pour les sols pollués. Une première version du modèle a été conçue en 1994. Une version modifiée a été élaborée en 1996 pour pouvoir prendre en compte les risques liés aux apports continus de polluants dans les sols et dans l'air. Depuis ce modèle continue à faire l'objet de travaux.

CalTOX comporte deux parties principales : un modèle de transfert des polluants dans l'environnement, permettant de calculer les concentrations dans les compartiments environnementaux (sol superficiel, couche de sol cultivable, végétaux, air, eau ...) et un modèle d'exposition, permettant de calculer les concentrations dans les compartiments d'exposition (fruits et légumes consommés, viande, oeufs,...) et les doses d'exposition.

2.3.2 HHRAP

Il s'agit d'une méthode de calcul publiée en 1998 (et révisé en 2005) par l'Office of Solid Waste (structure appartenant à l'US-EPA) et développée dans le but d'évaluer les risques liés aux émissions d'incinérateurs de déchets dangereux.

La manière de caractériser le site, de définir les scénarios, d'évaluer l'exposition, de caractériser et d'interpréter le risque est présentée. Plus précisément le document fournit, sous forme d'annexes, l'ensemble des équations nécessaires pour quantifier l'exposition,

ainsi que les données d'entrée. Des valeurs par défaut sont fournies pour la plupart des paramètres et leur origine est mentionnée.

Dans HHRAP, les données d'entrée sont les concentrations atmosphériques et les retombées au sol de polluants dans la zone d'étude. Ces éléments d'entrée sont calculés par un logiciel de dispersion atmosphérique.

Les concentrations dans les milieux d'exposition sont ensuite calculées à partir de la concentration dans le ou les milieu(x) amont(s) ou source(s).

2.3.3 MPE

Il s'agit d'un document publié en 1998 par le National Center for Environmental Assessment (NCEA). Ce document s'appuie sur et remplace plusieurs rapports des années 1990, présentant une méthodologie alors nommée "Indirect Exposure Methodology" (IEM).

L'objectif de ce nouveau document sur l'exposition multivoies est de fournir un ensemble d'algorithmes pour évaluer les expositions humaines aux polluants atmosphériques émis par des unités de combustion fixes et de fournir l'information nécessaire pour l'appliquer.

Dans ce document, les modèles de dispersion atmosphériques applicables pour analyser les émissions de combustion sont discutés. Le modèle ISC3 est recommandé pour modéliser les concentrations de polluants dans l'air et les taux de dépôt humide et sec autour d'une installation de combustion.

2.3.4 TRIM

En 1996, l'US-EPA a réalisé une recherche des modèles existants pour évaluer le risque lié à une pollution de l'air par les voies non respiratoires. Ce travail a conduit l'OAQPS (Office of Air Quality, Planning and Standards), institut chargé au sein de l'US-EPA d'évaluer et de gérer les risques liés aux substances émises dans l'air ambiant, au constat qu'aucun modèle ne répondait réellement à ses besoins pour mener des évaluations de risques consistantes. En effet, aucun modèle n'est suffisamment intégrateur pour prendre en compte l'ensemble des milieux et des phénomènes pertinents et n'est capable de traiter les différents types de substances auxquelles cet organisme doit s'intéresser, et cela avec une résolution spatiale et temporelle adéquate. Depuis, l'OAQPS a lancé un projet de conception d'un nouveau modèle, très prometteur intitulé TRIM.

TRIM est composé de trois parties indépendantes :

- TRIM-FATE : module de calcul des transferts de polluants dans l'environnement et de l'exposition des écosystèmes,
- TRIM-EXPO : module de calcul des expositions humaines (uniquement pour le risque par inhalation à l'heure actuelle),
- TRIM-RISK : module de caractérisation du risque.

3 Proposition d'une méthodologie

Au vu des tableaux de comparaison des modèles (voir annexe 9) et à la lecture du guide technique de TRIM-FATE [13], ce modèle est apparu comme le plus adapté pour évaluer les transferts dans l'environnement incluant comme compartiments environnementaux, la faune sauvage et la flore, aussi bien terrestres qu'aquatiques. Les différents transferts sont évalués en respectant la conservation de la masse.

La flore terrestre comprend plusieurs compartiments pour la flore sauvage (forêt de conifères, forêt de feuillus) mais contient également un compartiment « grass/herb fields » ainsi qu'un compartiment « agricultural systems » permettant de modéliser les zones de pâturage et les zones de cultures céréalières.

Toutefois, le modèle TRIM-FATE n'intègre pas la contamination des animaux d'élevage et des légumes et fruits autoproduits, ainsi que la contamination de l'environnement par l'arrosage (ou l'irrigation) des plantes et n'a pour l'instant été développé et validé que pour la prise en compte de sources d'émission atmosphériques. Cependant, en raison de la flexibilité du logiciel :

- il paraît possible d'intégrer d'autres équations de calcul et,
- il est également écrit dans le guide technique de TRIM-FATE que le rajout de rejets aqueux est possible même s'il est bien précisé qu'aucune validation pour ce type d'émission n'a été effectuée.

Aux données déjà présentées dans TRIM-FATE pourraient donc être intégrées les équations pour prendre en compte l'impact de l'irrigation sur les végétaux. Toutefois, ne sont disponibles que les équations de la version 1.5 [14] dont les limites ont été soulignées par l'INERIS puisqu'il est apparu que le facteur « f_{ir} », représentant la fraction de contaminant transféré de l'eau d'irrigation au sol et utilisé dans le calcul de la contribution de l'eau d'irrigation à la contamination des végétaux consommés, « est semble-t-il, estimé de manière arbitraire » [15]. Ainsi, la formule de calcul a été modifiée dans CALTOX 4.0, mais aucune documentation technique n'est disponible pour cette version donnant cette nouvelle équation ; par conséquent, le phénomène d'irrigation ne sera pas pris en compte pour la modélisation de la contamination des végétaux.

Remarque : Les autres paramètres qui ne sont pas pris en considération (inondations, battement de la nappe), ne sont pas non plus intégrés au sein des autres modèles.

Pour finir, les grands atouts de TRIM-FATE par rapport à CALTOX sont :

- la possibilité de prendre en compte les variations d'échelles temporelles et spatiales et,
- l'accès facile à tous les algorithmes de calcul utilisés lors de la modélisation qui sont référencés dans le volume II du guide technique disponible sur Internet [16].

La solution retenue est donc l'utilisation du modèle de transfert entre compartiments environnementaux TRIM-FATE (comprenant les cultures et les pâturages) et en attendant l'intégration d'une chaîne alimentaire agricole au sein du logiciel TRIM, des équations de calcul spécifiques seront utilisées avec Excel et permettront de calculer la concentration en polluant dans les différents types de viande, de légumes et de fruits.

Ensuite, dans l'attente de la publication et de l'évaluation du modèle TRIM-EXPO pour le risque par ingestion, le calcul de la dose journalière d'exposition et du risque sera effectué à l'aide des formules présentées dans le chapitre 5 (partie 7 et 8) et d'Excel ce qui permettra d'intégrer les données spécifiques à la population française.

Cette méthodologie permettra de répondre de manière satisfaisante au principe de transparence mais également de spécificité, le respect de ces principes étant demandé dans les ERSEI.

Toutefois, il apparaît judicieux d'effectuer une comparaison des résultats fournis par CALTOX et la méthodologie présentée plus haut dans le cas d'un scénario simple avec un rejet aqueux de façon à s'assurer que les résultats ne sont pas aberrants.

Chapitre 5 : Evaluation de l'exposition par ingestion

Ce chapitre a pour objectif de présenter de manière synthétique la démarche méthodologique à adopter lors d'une évaluation du risque sanitaire par ingestion dans le cadre d'une étude d'impact. Les données complémentaires sont fournies en annexe.

1 Scénarios d'exposition type pour le risque par ingestion

La situation géographique, les activités (industrielles, artisanales, agricoles...), le caractère résidentiel du site et de la zone d'étude devront être analysés pour déterminer des scénarios d'exposition. Les crèches, garderies et établissements scolaires seront répertoriés afin de déterminer les scénarios d'exposition des enfants.

Les scénarios seront choisis en appliquant le principe de spécificité, c'est à dire qu'ils devront être les plus proches possibles de la réalité du site. Les deux populations cibles définies ci-après seront la base des scénarios les plus souvent utilisés, il est entendu que d'autres scénarios peuvent être constitués en fonction des conditions spécifiques de l'étude.

1.1 Cibles retenues

L'exposition chronique est à prendre en compte pour la caractérisation du risque sanitaire lié aux ICPE. Pour ce type d'exposition, trois types de cibles doivent être définis [17] :

Population cible 1 : Les agriculteurs (et leur famille) dont la zone de cultures et/ou d'élevage appartient à la zone d'influence du site ainsi que les éleveurs dont les animaux sont nourris à partir d'aliments en provenance de ces zones.

Population cible 2 : Les riverains de l'ICPE.

Les agriculteurs sont différenciés des riverains en raison d'un comportement d'autoconsommation différent et qui peut avoir un impact non négligeable.

On pourrait également considéré une autre population cible : les consommateurs dont une partie des aliments proviennent de cultures appartenant à la zone d'influence du site et/ou d'élevage contaminés directement ou indirectement (ingestion de végétaux contaminés) par l'ICPE. Toutefois, en l'absence de risque pour les riverains et les agriculteurs alors a fortiori, il n'y aura aucun risque pour les consommateurs.

Remarque : Cette liste n'est pas exhaustive et des sous-populations pourraient être traitées de manière séparées. Par exemple, si il s'avère que parmi les polluants retenus certaines substances sont toxiques pour le développement embryon-fœtal, les femmes enceintes deviennent alors une sous-population à prendre en compte.

Pour chacun des scénarios, en fonction des données disponibles sur les consommations alimentaires des individus, la population cible incluse dans le scénario peut être divisée en plusieurs classes d'âge [18] pour les enfants et selon le sexe pour les adultes:

- les nourrissons âgés de 0 à 6 mois,
- les enfants âgés de 6 mois à 1 an,
- les enfants âgés de 1 an à 1,5 ans,
- les enfants âgés de 1,5 ans à 3 ans,
- les enfants âgés de 3 à 10 ans,
- les enfants âgés de 11 à 14 ans,
- les enfants âgés de 15 à 17 ans
- et les plus de 17 ans, hommes et femmes.

1.2 Voies d'exposition

1.2.1 Exposition chronique directe par ingestion

Les voies directes d'exposition chroniques concernent toutes les cibles riveraines (riverains et agriculteurs) des ICPE. La principale voie d'exposition directe par ingestion pouvant être envisagée est l'ingestion accidentelle de particules de sol (et de poussières) contaminées suite à la déposition de ces particules sur les mains.

L'ingestion d'eau issue de captage AEP (alimentation en eau potable) peut être envisagée a priori même si l'éventuelle contamination de ces captages est censée être prévue par les prescriptions réglementaires relatives aux périmètres de protection et par les contrôles réguliers réalisés sur ces captages [17]. De plus, on ne considère que les rejets en fonctionnement normal, en effet, une éventuelle contamination accidentelle relève de l'étude de danger et non de l'étude d'impact.

1.2.2 Exposition chronique indirecte

Les voies indirectes d'exposition chronique concernent toutes les cibles définies précédemment. Hormis le cas où l'agriculteur et le riverain consomment leurs propres productions, les voies d'exposition sont soumises à plus d'incertitudes, du fait de la multiplication des compartiments intermédiaires. Ainsi, l'ingestion de végétaux et de viande est à replacer dans le contexte alimentaire général.

Les principales voies sont les suivantes :

- ingestion de végétaux cultivés sur les parcelles contaminées ou arrosés par de l'eau contaminée. Il sera nécessaire d'examiner les différentes voies de transfert des contaminants vers les végétaux (prélèvement racinaire, transfert aérien ...);

- ingestion de viande issue de cheptels nourris à base de végétaux cultivés et/ou ayant pâturé sur les parcelles contaminées ;
- ingestion de volailles élevées à proximité de l'ICPE et/ou nourris à base d'aliments cultivés sur des parcelles contaminées ;
- ingestion d'eaux lors de baignades dans des rivières proches de l'ICPE et potentiellement contaminées par les substances chimiques (par érosion, ruissellement, rejets aqueux de l'ICPE ...) ;
- ingestion de poissons pêchés dans des rivières proches de l'ICPE et potentiellement contaminées par les substances chimiques (par érosion, ruissellement, rejets aqueux de l'ICPE ...) ;
- ingestion d'animaux s'abreuvant avec une eau potentiellement contaminée ;
- ingestion d'œufs, de lait (ou de produits laitiers) issus d'animaux contaminés.

Pour les nourrissons, la voie d'exposition prise en considération est l'ingestion de lait maternel.

1.2.3 Cas de l'ingestion d'eau pendant la baignade

La voie d'exposition par ingestion accidentelle d'eau de baignade est à traiter. En effet, l'INERIS dans son guide « Evaluation des Risques Sanitaires dans les Etudes d'Impact des ICPE – Substances Chimiques » [6] spécifie que : « Les expositions répétées n'intervenant qu'une partie de l'année, comme celles liées à une activité saisonnière dans l'environnement (ex : baignade) ou correspondant à un fonctionnement dégradé de l'installation, devront également être considérés. »

1.2.4 Cas de l'exposition via la consommation de gibiers

Etant donné le manque d'information sur les paramètres d'exposition, ce type de comportement alimentaire ne sera pas pris en considération dans les ERSEI.

Il est également à noter que la part de population française concernée par l'ingestion de produits de la chasse est faible. En effet, selon l'enquête « Modes de Vie » 1988-1989, 7% des ménages (au moins un membre) déclarent être allés à la chasse, au cours des 12 mois précédant l'enquête [19].

1.3 Définition des scénarios d'exposition

Les scénarios définis ci-après suivent les recommandations formulées par l'INERIS [6] d'adopter un processus itératif (voir annexe 8).

1.3.1 Scénario majorant mais réaliste

Dans ce scénario, l'exposition des populations est estimée pour un fonctionnement permanent « à pleine puissance » de l'ICPE. L'installation est supposée fonctionner 95 % du temps [18].

Pour la population cible « agriculteurs », la durée d'exposition est prise égale à la durée vie entière : 70 ans. On considère que la fréquence d'exposition pendant cette durée est de 365 jours par an. Pour la population cible « riverains », la durée d'exposition est prise au 90^{ème} percentile de la durée de résidence de la population française : 30 ans (voir paragraphe 6.8 durée de résidence). L'exposition est estimée de la naissance à 30 ans. Pendant cette période, on suppose que la fréquence d'exposition est de 365 jours par an.

Pour les paramètres d'exposition des cibles humaines, on distingue :

- des valeurs de consommation au niveau national qui sont appliquées pour les cibles riverains (adultes et enfants) et agriculteurs en faisant l'hypothèse que la totalité du bol alimentaire provient de l'agriculture locale contaminée ;
- pour les cibles résidants à proximité, application du pourcentage d'autarcie pour les aliments d'origine animale et végétale.

1.3.2 Scénario réaliste

Ce scénario utilisera dans la mesure du possible les valeurs les plus proches des valeurs réelles. Dans ce scénario, l'exposition des populations est estimée pour le fonctionnement réel estimé de l'ICPE : une moyenne des rejets sera faite sur une année. La durée de fonctionnement annuelle réelle de l'installation sera également considérée.

Pour la population cible « agriculteurs », la durée d'exposition est prise à 20 ans pour les enfants (de la naissance à 20 ans) et à 50 ans pour les adultes. Tout comme pour le scénario majorant, on considère pour ces deux sous populations, que la fréquence d'exposition pendant cette durée est de 365 jours par an.

Pour la population cible « riverains », la durée d'exposition est prise à la durée de résidence moyenne de la population française : 3 ans (voir paragraphe 6.8 durée de résidence). L'exposition est estimée par tranche d'âge d'exposition de 3 ans (0-3 ans, 3-6 ans ...). Pendant cette période, on suppose que la fréquence d'exposition est de 220 jours par an, déduction faite des jours de week-end et de congés [20].

Pour les comportements alimentaires, on propose de distinguer :

- des valeurs de consommation au niveau local qui sont appliquées pour les cibles riverains (adultes et enfants) et agriculteurs en considérant si possible le bol alimentaire réel provenant de l'agriculture locale contaminée ;
- pour les cibles résidants à proximité, application du pourcentage d'autarcie pour les aliments d'origine animale et végétale.

2 Paramètres physico-chimiques

La bibliothèque de TRIM-FATE étant peu fournie, la banque de données du modèle HHRAP [21] sera utilisée pour la détermination des paramètres physico-chimiques. En effet, cette table fournit des valeurs pour chaque paramètre, y compris les paramètres de bioconcentration ou de biotransfert. L'intérêt de ces tables réside en la synthèse d'informations qu'elles procurent en un même lieu. Deux cent quatre substances organiques et métalliques susceptibles d'être émises par un incinérateur de déchets dangereux sont traitées. La principale qualité de ces tables est de reposer sur une revue et une évaluation des données disponibles dans différents guides édités par l'US-EPA et le département de l'environnement, de la santé et des ressources naturelles de la Caroline du Nord. En effet, les sources citées et référencées dans ces différents guides ont été recherchées et évaluées et la démarche pour définir chaque valeur est explicitée [8]. Ainsi, l'utilisateur dispose d'un minimum d'informations sur la qualité des données, et notamment s'il s'agit de valeurs mesurées ou estimées par des équations de corrélation. En l'absence de données, les informations pourront être recherchées sur le site : <http://chimie.ineris.fr/> qui renvoie notamment vers les fiches de l'INERIS mais également vers d'autres organismes tels que l'ATSDR, l'OMS ou l'INRS.

Remarque : Etant donné les erreurs dans la base de données de CALTOX relevées par l'INERIS ([15], [22]), il semble préférable de ne pas l'utiliser (sauf vérification systématique des valeurs fournies).

3 Transferts dans l'environnement – TRIM-FATE

Un résumé des données présentées dans le « Technical Support Document » (vol I) [13] est présenté en annexe 10.

3.1 Mode stationnaire / Mode dynamique

La modélisation stationnaire permet un gain substantiel de temps de calcul par rapport à une simulation dynamique sur plusieurs années. Cependant, l'état stationnaire n'est pas forcément atteint durant la période d'exposition considérée car, lorsque la durée de séjour du polluant dans un compartiment est longue, le temps nécessaire pour atteindre une concentration proche de celle de l'état stationnaire peut être plus longue que la période d'exposition. Ainsi, le calcul des concentrations dans les compartiments, à l'état stationnaire, et leur utilisation pour estimer ensuite les concentrations d'exposition peut tendre à majorer les niveaux d'exposition. Par conséquent, la simulation en mode stationnaire ne sera utilisée que dans une première approche majorante.

Si les niveaux de risque obtenus avec les données de cette simulation ne sont pas acceptables, une modélisation dynamique sera réalisée. Les nouvelles données obtenues

seront ensuite appliquées, dans un premier temps aux paramètres du scénario majorant réaliste et si nécessaire dans un deuxième niveau d'approche aux données du scénario réaliste (nécessitant l'acquisition de données supplémentaires) (voir partie 6).

3.2 Compartiments biotiques considérés

Le logiciel TRIM-FATE n'étant pas utilisé à des fins d'évaluation écotoxicologique, certains compartiments biotiques (tels que les cerfs) ne seront pas pris en considération.

Faune terrestre et semi-aquatique

Au niveau de la faune terrestre, ne seront conservés dans la modélisation que les détritivores du sol (important pour la dégradation des composés chimiques).

Faune et flore aquatique et faune benthique

Au niveau aquatique, tous les compartiments actuellement disponibles dans la base de données de TRIM-FATE seront modélisés car l'intégralité du calcul de l'exposition des poissons sera réalisée par ce logiciel.

Etant donné que plusieurs espèces de poissons sont modélisées, il ne sera conservé pour le calcul de l'exposition humaine que l'espèce de poissons la plus contaminée.

Flore terrestre

Au niveau végétal, selon le site considéré, tout ou partie des compartiments pourront être utilisés. Il faut toutefois noter qu'un seul type de végétal peut être intégré par volume élémentaire de sol surfacique.

Dans les zones habitées, pour obtenir une concentration dans le sol la plus réaliste possible, un compartiment herbe (« grass / herb fields ») sera modélisé. Dans les zones agricoles, les cultures seront prises en compte par le compartiment « agricultural system ». Au niveau du site industriel, aucune végétation ne sera implantée.

Remarque : Les équations de calcul pour les végétaux intégrés dans TRIM-FaTE ne sont applicables que pour des composés organiques. Pour des polluants inorganiques, aucune flore ne pourra être utilisée. Cette remarque est également valable pour une bonne partie des compartiments « faune ».

La méthodologie à adopter dans ces cas-là pour le calcul de la concentration dans l'ensilage, le fourrage, les graines et le poisson est exposée en annexe 11.

3.3 Paramètres d'entrée de TRIM-FATE

Une liste des paramètres d'entrée nécessaire pour les simulations sous TRIM-FATE est fournie en annexe 11. Dans cette annexe, les valeurs des paramètres programmées par défaut dans le logiciel sont fournies. Ensuite, dans sa dernière partie, sont données des valeurs estimées pour certains paramètres à l'aide du guide d'utilisateur de TRIM-FATE [23] et de diverses sources.

Ne sont présentées ci-après que les données pour lesquels l'utilisateur doit obligatoirement fournir une valeur spécifique au site étudié. Il ne faut toutefois pas oublier de vérifier la cohérence de l'ensemble des paramètres pour la zone considérée.

Remarque : Des précisions sur certains des paramètres pour les compartiments « eau de surface » et « animaux aquatiques » sont fournies en annexe 11.

Tableau 1 : Paramètres d'entrée de TRIM-FATE à compléter par l'utilisateur

Compartiments abiotiques			
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée
Compartiment "sol"			
Compartiment "sol superficiel"			
Erosion fraction ($f_{\text{erosion}}(S_{\text{Si}} \rightarrow S_{\text{Sj}})$) (propriété d'un lien entre deux compartiments)	FractionofTotalErosion	sans unité	Fraction de la masse totale de sol érodé bougeant d'un compartiment d'envoi donné vers un compartiment receveur donné ou vers un compartiment "perte"
Runoff fraction ($f_{\text{runoff}}(S_{\text{Si}} \rightarrow S_{\text{Sj}})$) (propriété d'un lien entre deux compartiments)	FractionofTotalRunoff	sans unité	Fraction du volume total de sol emporté par ruissellement bougeant d'un compartiment d'envoi donné vers un compartiment receveur donné ou vers un compartiment "perte"
Compartiment "sol vadose"			
Depth (dépend du volume élémentaire considéré) (d_{sv})	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du sol vadose dans le volume élémentaire considéré
Compartiment "eau souterraine"			
Depth (dépend du volume élémentaire considéré)	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du compartiment "eau souterraine" dans le volume élémentaire considéré
Compartiment "eau de surface"			
Algae density in water column (AC)	AlgaeDensityinWaterColumn_g_L	g[poids sec d'algues]/L[eau]	Masse d'algues par unité de volume d'eau de surface
Bulk water flow (flow) (propriété définissant un lien entre deux compartiments)	BulkWaterFlowRate_Volumetric	$\text{m}^3[\text{eau}]/\text{jour}$	Écoulement de l'eau (volume d'eau qui traverse l'interface entre deux compartiments par unité de temps)
Chloride concentration	ChlorideConcentration_mg_L	$\text{mg}[\text{chlorure}]/\text{L}[\text{eau}]$	Concentration en ions chlorures dans le compartiment "eau de surface"
Chlorophyll concentration (CC)	ChlorophyllConcentration_mg_L	$\text{mg}[\text{chlorophylle}]/\text{L}[\text{eau}]$	Concentration en chlorophylle dans le compartiment "eau de surface"
Current velocity (μ)	CurrentVelocity	m/s	Vitesse moyenne d'écoulement de l'eau dans le compartiment "eau de surface"
Depth (dW) (propriété spécifique à un volume élémentaire)	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du compartiment "eau de surface" dans le volume élémentaire considéré
Distance between midpoints (Lij) (propriété définissant un lien entre deux compartiments)	DistanceBetweenMidpoints	m	Distance linéaire entre les milieux de deux compartiments "eau de surface" connectés ; utilisée comme caractéristique de la longueur de mélange dans les calculs de dispersion
Flush rate	Flushes_per_year	1/an	Taux de renouvellement/an : Nombre de fois que le compartiment "eau de surface" est complètement évacué en une année
pH	pH	sans unité	
Water temperature (T) (propriété spécifique du volume élémentaire considéré)	WaterTemperature_K	degré Kelvin ($^{\circ}\text{K}$)	Température moyenne de l'eau dans le compartiment "eau de surface" considéré
Compartiments biotiques			
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée
Compartiment "plantes terrestres"			
Compartiments "feuille" et "particules sur une feuille" (toutes plantes) + compartiments "racine" et "tiges" (plantes sans tronc uniquement)			
Allow exchange	AllowExchange	1=yes, 0=no	1 lorsque l'échange peut avoir lieu avec un autre compartiment, 0 si il ne peut pas (cette propriété peut être rentrée comme saisonnière en donnant des dates de début et de fin) (une valeur peut également être fixée entre 0 et 1 lors d'une modélisation en mode stationnaire)
Compartiment "animaux aquatiques"			
Compartiment "invertébrés benthique"			
Biomass per water area	BiomassPerArea_kg_m2	kg/m^2	Masse d'invertébrés benthiques par unité de surface d'eau
Tous les autres compartiments "poissons"			
Population per water area	NumberofFishperSquareMeter	$\#/ \text{m}^2$	Nombre de poissons par unité de surface d'eau

Source d'émission, données météorologiques et autres données d'entrée			
Données d'entrée sur la source d'émission (toutes les propriétés de la source définies dans TRIM-FATE)			
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée
Emission rate (nécessaire pour chaque substance chimique émise)	emissionRate	g/jour	Taux d'émission : quantité de polluant émis par la source par unité de temps
Source localisation	X, Y	coordonnées spatiales x et y	X et Y sont les coordonnées de la source (elles peuvent être introduites comme des coordonnées UTM ou comme latitude/longitude)
Source height	elevation	m	Hauteur du point d'émission par rapport au niveau du sol
Données météorologiques (toutes les propriétés du scénario définies dans TRIM-FATE)			
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée
Air temperature (T)	AirTemperature_K	°K	Température de l'air
Horizontal wind speed (v ou μ)	horizontalWindSpeed	m/s	Vitesse horizontale du vent entre les volumes élémentaires
Wind direction (ϑ)	windDirection	degré à partir du nord et dans le sens des aiguilles d'une montre	Direction à partir de laquelle le vent souffle
Rainfall rate (rain)	Rain	m ³ [pluie]/m ² /jour	Quantité de pluie par unité de surface et par unité de temps
Day/night (IsDay)	isDay	1=day, 0=night	Bascule jour/nuit ; utilisé dans certains algorithmes pour les végétaux (peut être fixé à une valeur entre 0 et 1 pour une modélisation stationnaire)
Autres paramètres (toutes les propriétés du scénario définies dans TRIM-FATE)			
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée
Start of simulation	simulationBeginDateTime	date/heure	La date et l'heure de départ de la période de modélisation
End of simulation	simulationEndDateTime	date/heure	La date et l'heure de clôture de la période de modélisation
Fraction of initial concentrations	FractionInitialConcentrations	sans unité	Fraction de la concentration initiale dans chaque compartiment devant être incluse dans la simulation ; classiquement, fixé à 0 ou 1 (utilisé comme un moyen pratique pour activer ou désactiver toutes les concentrations)
Simulation time step	simulationTimeStep	heure	La durée (en heures) de chaque pas de temps pour laquelle le modèle calcule et stocke une nouvelle distribution, molaire ou massique ; doit être une valeur entière
Output time step	N/A	heure	Le pas de temps pour lequel le modèle sort un rapport avec une nouvelle distribution, molaire ou massique, basée sur les distributions calculées pour les pas de temps de simulation ; doit être une valeur entière et divisible par le pas de temps de la simulation.

4 Transferts dans la chaîne alimentaire : animaux d'élevage

4.1 Equations de transferts vers les animaux d'élevage

Les méthodologies présentées dans les guides MPE [24] et HHRAP [25] au niveau du calcul des transferts vers les végétaux et les animaux d'élevage sont très semblables. Toutefois, le modèle HHRAP a été mis à jour récemment (2005) alors que le modèle MPE date de 1998 et, les rédacteurs du guide HHRAP se sont notamment appuyés sur le guide MPE. Par conséquent, seront retenues les équations présentées dans le guide HHRAP pour évaluer la concentration en polluants dans les animaux et les végétaux. Toutefois pour la contamination des animaux d'élevage, les équations présentées dans la méthodologie HHRAP ne prennent en considération que la voie de transfert par ingestion de sol ou d'aliments, la voie par ingestion d'eau contaminée et la voie par inhalation seront donc intégrées dans le calcul à partir des données présentées dans « The Air Toxics Hot Spots Program Guidance Manual for Preparation of Health Risk Assessments » [26].

L'équation obtenue permet de calculer l'apport journalier de polluant consommé par les bovins par ingestion de nourriture contaminée (végétaux), de sols et d'eau contaminée mais également à travers la voie respiratoire. Cette équation inclut le facteur de biotransfert ainsi que le facteur de métabolisme permettant ainsi de transformer la dose journalière de polluant absorbée par l'animal (mg/jour) en une concentration en polluant dans les tissus de l'animal (mg de polluant / kg de tissus) ou dans les produits issus de l'animal (œuf, lait). Cette équation est :

$$A = (\sum (F_i \cdot Q_{p_i} \cdot P_i) + F_{eau} \cdot Q_{eau} \cdot C_{eau} + Q_s \cdot C_s \cdot B_s + Q_{air} \cdot C_{air}) \cdot Ba \cdot MF$$

Avec : A = Concentration de polluant dans la viande, le lait ou les oeufs (mg polluant / kg produit)
 F_i = Fraction de plante de type i poussant sur le sol contaminé et ingéré par l'animal (-)
 Q_{pi} = Quantité de plantes i consommée quotidiennement par l'animal (kg de matières sèches / jour)
 P_i = Concentration de polluant dans la plante i consommée par l'animal (mg / kg de matières sèches)
 F_{eau} = Fraction d'eau contaminée ingérée par l'animal (sans unité)
 Q_{eau} = Quantité d'eau consommée quotidiennement par l'animal (kg / jour)
 C_{eau} = Concentration de polluant dans l'eau (mg / kg d'eau)
 Q_s = Quantité de sols ingérée par l'animal quotidiennement (kg / jour)
 C_s = Concentration de polluant dans le sol (mg de polluant / kg de sol)
 B_s = Facteur de biodisponibilité de polluant dans le sol (sans unité)
 Q_{air} = Quantité d'air inhalé par l'animal quotidiennement (kg / jour)
 C_{air} = Concentration de polluant dans l'air au niveau du sol (mg de polluant / m³)
 Ba = Facteur de biotransfert du polluant dans la viande, le lait ou les oeufs (jour / kg produit)
 MF = Facteur de métabolisme

Les rédacteurs de la méthode HHRAP recommandent de supposer que 100% des plantes consommées par l'animal ont été cultivés sur un sol contaminé. Cette hypothèse conduit à adopter la valeur par défaut de 1 pour F_i. De la même manière, on considère que toute l'eau ingérée par l'animal est issue d'une source polluée : F_{eau} = 1.

En l'absence de données spécifiques à un polluant donné pour le paramètre de biodisponibilité dans les sols, les rédacteurs de la méthode HHRAP recommandent d'utiliser la valeur de 1 par défaut pour B_s.

Le facteur de métabolisme estime la quantité de polluant qui demeure dans le muscle et dans la graisse. Ce paramètre n'apparaît pas dans l'équation pour la volaille. Pour le bœuf, la vache laitière et le porc, des données sont actuellement disponible uniquement pour le bis(2-ethylhexyl)phtalate (BEHP) où MF = 0,01. Pour les autres polluants, les rédacteurs de la méthode recommandent d'utiliser une valeur de MF de 1.

4.2 Facteur de biotransfert dans la viande et les produits animaux

Lorsque des données empiriques manquaient pour déterminer le coefficient de biotransfert de composés organiques, une des approches les plus utilisées pour prédire le transfert de milieu environnemental vers la viande ou les produits animaux était le modèle de régression développé par Travis et Arms (1988), qui reliait la coefficient de partage octanol – eau au biotransfert dans la viande. Cependant, ces régressions sont entravées par le nombre K_{ow} et questionnent autour de la validité des données de biotransfert.

En réponse, l'US-EPA a développé une nouvelle méthode de prédiction des coefficients de biotransfert. Les rédacteurs de la méthode HHRAP [25] proposent d'utiliser cette méthodologie pour prédire le coefficient de biotransfert des composés organiques :

$$\log Ba_{fat} = -0,099 (\log K_{ow})^2 + 1,07 \log K_{ow} - 3,56$$

Les valeurs de Ba_{fat} sont ajustées de façon à tenir compte de la quantité de graisses contenue dans chaque type de produits comme indiqué ci-dessous :

$$Ba = 10^{\log Ba_{fat} \times T_{graisse}}$$

$T_{graisse}$ représente la teneur en graisse du produit animal considéré, les valeurs proposées par la méthodologie HHRAP sont exposées dans le tableau suivant :

Tableau 2 : Teneur en graisse des différents types de viande, du lait et des œufs [25]

	Source	Bœuf	Lait	Porc	Volaille	Œuf
Teneur en graisse	(HHRAP, 2005)	0,19	0,04	0,23	0,14	0,08

Le coefficient de partage octanol-eau des composés utilisé pour dériver cette équation variait entre -0,67 et 8,2. En conséquence, les rédacteurs de la méthode HHRAP n'utilisent cette équation que pour les composés ayant un $\log(K_{ow})$ compris entre ces deux valeurs. Pour les composés ayant un K_{ow} inférieur à -0,67, ils proposent d'adopter la valeur de Ba obtenue pour un K_{ow} de -0,67 et pour les composés ayant un K_{ow} supérieur à 0,82, ils proposent d'adopter la valeur de Ba obtenue pour un K_{ow} de 0,82.

Pour les composés inorganiques, il faut se référer aux valeurs des facteurs de bioconcentration fournis par substance dans la base de données de HHRAP [21].

4.3 Paramètres relatifs aux animaux d'élevage

Les données relatives aux consommations alimentaires ainsi qu'à la capacité respiratoire des différents animaux d'élevage sont fournies dans le tableau suivant :

Tableau 3 : Paramètres d'exposition des animaux d'élevage ([25], [26])

	Source	Bœuf	Vache laitière	Porc	Volaille
Poids (en kg)	(Cal-EPA, 2003)	500	500	60	2
Quantité d'air inhalée (en m3/j)	(Cal-EPA, 2003)	100	100	7	0,4
Quantité d'eau ingérée (en kg/j)	(Cal-EPA, 2003)	40	80	8	0,2
Quantité de fourrage ingérée (en kg de poids sec/j)	(HHRAP, 2005)	8,8	13,2	0	0
Quantité d'ensilage ingérée (en kg de poids sec/j)	(HHRAP, 2005)	2,5	4,1	1,4	0
Quantité de graines ingérées (en kg de poids sec/j)	(HHRAP, 2005)	0,47	3	3,3	0,2
Quantité de sol ingérée (en kg/j)	(HHRAP, 2005)	0,5	0,4	0,37	0,022

Les paramètres relatifs à la vache laitière permettront de calculer la concentration en polluant dans le lait et ceux relatifs à la volaille permettront bien sûr d'évaluer la contamination de la viande mais également celle des œufs.

Remarque : L'exposition d'autres animaux peut être évaluée dès lors que les paramètres spécifiques d'exposition et sa teneur en graisse sont connus (voir annexe 15 : étude confidentielle).

5 Transferts dans la chaîne alimentaire : légumes et fruits

Tout comme dans le cas des animaux d'élevage, les équations développées dans le protocole HHRAP seront utilisées. Cette méthode permet de prendre en considération aussi bien les dépôts secs qu'humides mais également la contamination des sols.

La contamination des végétaux par l'eau d'arrosage n'est pas intégrée dans la méthodologie (voir chapitre 4 partie 3).

5.1 Equations de transferts vers les plantes

En raison des différences de mécanismes de contamination, les rédacteurs de la méthode HHRAP [25] recommande de séparer les végétaux en deux catégories : les plantes aériennes et les plantes racinaires. De plus, les plantes aériennes peuvent être également subdivisées en produits exposés et produits protégés par une enveloppe (exemple : pois, melon ...). On ne considérera dans la suite de l'étude que les végétaux non protégés.

Les plantes aériennes sont supposées pouvoir être contaminées par trois mécanismes différents :

- le dépôt direct de particules (sèches ou humides),
- l'absorption foliaire de polluant sous forme gazeuse par la partie aérienne des végétaux,
- le transfert racinaire à partir du sol.

Dans le cas des végétaux racines, seul ce dernier mécanisme entrera en ligne de compte, l'hypothèse est faite que les racines et les tubercules sont protégés du contact avec les contaminants de la phase gazeuse et avec les particules aériennes.

5.1.1 Transferts vers les légumes-feuilles, les légumes-fruits et les fruits

$$C_{P_a} = (C_D + C_v + C_{r_a}) \cdot t_s$$

Avec : C_{P_a} = Concentration totale de polluant dans la plante (mg de polluant / g de plante fraîche)
 C_D = Concentration de polluant dans la plante liée au dépôt particulaire (mg de polluant / g de plante sèche)
 C_v = Concentration de polluant dans la plante liée à l'absorption foliaire (mg de polluant / g de plante sèche)
 C_{r_a} = Concentration de polluant dans la plante aérienne liée au transfert racinaire à partir du sol (mg de polluant / g de plante sèche)
 t_s = Teneur en matière sèche de la plante

A) Concentration de polluant dans la plante liée au dépôt particulaire C_D

$$C_D = \frac{Q \cdot (1 - F_v) [D_{ydp} + (F_w \cdot D_{ywp})] R_p \cdot [1,0 - e^{(-k_p T_p)}]}{Y_p \cdot k_p}$$

Avec : Q = Flux d'émission du polluant (en g/s)
 F_v = Fraction de la concentration de polluant dans l'air qui se retrouve dans la phase vapeur (-)
 D_{ypd} = Dépôt particulaire sec annuel moyen unitaire (en $s/m^2/an$)
 F_w = Fraction du dépôt humide de polluant qui adhère à la surface de la plante (-)
 D_{ywd} = Dépôt particulaire humide annuel moyen unitaire (en $s/m^2/an$)
 R_p = Fraction interceptée du dépôt par la partie comestible de la plante (-)
 k_p = Coefficient de réduction de la concentration déposée sur les végétaux par augmentation de la biomasse, érosion par le vent et lessivage (en an^{-1})
 T_p = Durée d'exposition à la contamination pendant la saison de croissance (en année)
 Y_p = Rendement de la culture (kg de plante sèche/ m^2)

Les valeurs de D_{ypd} et D_{ywd} seront obtenues à partir de la modélisation de la dispersion. La fraction F_v pourra quand à elle être trouvée dans la base de données du modèle HHRAP [21], elle a été calculée pour tous les composés organiques et le mercure à partir de l'équation de Junge (1977) donnée dans les annexes du protocole HHRAP [25] et elle est considérée comme nulle pour tous les métaux (sauf le mercure).

La fraction de dépôt humide qui adhère à la surface de la plante est considérée comme égale à 0,2 pour les anions et à 0,6 pour les cations et la plupart des composés organiques, ces valeurs étant les meilleures valables compte tenu des valeurs trouvées dans la littérature scientifique, seule exception : les 3 composés organiques suivants pour qui une valeur de 0,2 est recommandée par les rédacteurs du guide : 4-chloroaniline, n-nitrosodiphenylamine, n-nitrosodi-n-prolyamine.

B) Concentration de polluant dans la plante liée à l'absorption foliaire C_v

$$C_v = Q \cdot F_v \cdot \frac{C_{yv} \cdot B_{va} \cdot VG_a}{\rho_a}$$

Avec : Q = Flux d'émission du polluant (en g/s)
 F_v = Fraction de la concentration de polluant dans l'air qui se retrouve dans la phase vapeur (-)
 C_{yv} = Concentration moyenne annuelle unitaire de polluant dans la phase gazeuse de l'air (en $mg.s/g/m^3$)
 B_{va} = Coefficient de biotransfert air-plante (-)
 VG_a = Facteur correctif empirique pour les plantes aériennes (pour tenir compte du transfert réduit des polluants vers l'intérieur de la plante à vocation alimentaire et de la réduction de la contamination due aux techniques de préparation) (-)
 ρ_a = Densité de l'air (en g/m^3)

La valeur de C_{yv} sera obtenue à partir de la modélisation de la dispersion, celle de F_v et de B_{va} sont disponibles à partir de la banque de données de HHRAP [21].

Concernant la valeur de VG_a , les rédacteurs du protocole recommandent d'utiliser :

- la valeur de 0,01 pour les substances avec un $\log(K_{ow})$ supérieur à 4,
- la valeur de 1 pour celles avec un $\log(K_{ow})$ inférieur à 4.

La densité de l'air recommandée est de 1200,0 g/m^3 (densité trouvée pour des températures de 20°C et 25°C).

Remarque : Des équations spécifiques au mercure ont été intégrées dans le protocole et permettent de calculer la concentration totale en mercure due à la déposition de particules et à l'absorption foliaire en remplaçant Q par $0,48 \cdot Q_{\text{total}}$ et en prenant $F_v = F_v(\text{Hg}^{2+}) = 0,85$. Ensuite, la répartition des concentrations entre Hg^{2+} et le méthyl mercure est obtenue en considérant que 78% du mercure est du Hg^{2+} et 22% du méthyl mercure.

C) Concentration de polluant dans la plante aérienne liée au transfert racinaire à partir du sol C_{ra}

$$C_{ra} = C_s \cdot B_{ra}$$

Avec : B_{ra} = Coefficient de biotransfert sol-plante pour les végétaux aériens (-)
 C_s = Concentration de polluant dans le sol (mg de polluant / kg de sol)

La valeur de C_s sera obtenue à partir de la modélisation des transferts environnementaux, celle de B_{ra} est disponible pour les différentes substances dans la banque de données de HHRAP [21].

5.1.2 Transferts vers les légumes-racines

$$C_{pr} = C_{rr} \cdot t_s$$

Avec : C_{pr} = Concentration totale de polluant dans la plante racine (μg polluant / g plante fraîche)
 C_{rr} = Concentration de polluant dans la plante liée au transfert racinaire à partir du sol (μg polluant / g plante sèche)
 t_s = Teneur en matière sèche de la plante

Concentration de polluant dans la plante liée au transfert racinaire C_{rr}

$$C_{rr} = C_s \cdot B_{rr} \cdot VG_r$$

Avec : B_{rr} = Coefficient de biotransfert sol-plante pour les légumes racinaires (-)
 C_s = Concentration de polluant dans le sol (mg de polluant / kg de sol)
 VG_r = Facteur correctif empirique pour les plantes racines (pour tenir compte du transfert réduit des polluants vers l'intérieur de la plante à vocation alimentaire et de la réduction de la contamination due aux techniques de préparation) (-)

La valeur de C_s sera obtenue à partir de la modélisation des transferts environnementaux, celle de B_{rr} est disponible pour les différentes substances dans la banque de données de HHRAP [21].

Concernant la valeur de VG_r , les rédacteurs du protocole recommandent d'utiliser :

- la valeur de 0,01 pour les substances avec un $\log(K_{ow})$ supérieur à 4,
- la valeur de 1 pour celles avec un $\log(K_{ow})$ inférieur à 4.

5.2 Paramètres relatifs aux végétaux

Les valeurs utilisées sont issues de la documentation de la méthode HHRAP [25] (qui se base sur un article de Shor et al. de 1982 sur la production agricole aux Etats-Unis) et, pour la teneur en matière sèche pour les légumes-racines, la donnée est issue de la référence IRSN, 1997 [18].

Tableau 4 : Paramètres relatifs aux végétaux

Type de plantes	Y_p (kg sec/m ²)	Y_{pT} (kg total/m ²)	t_s (-)	R_p (-)	k_p (an ⁻¹)	T_p (an)
Légumes-feuilles	0,246	2,86	0,086	0,215	18	0,16
Légumes-fruit	10,52	167	0,063	0,996	18	0,16
Légumes-racines	Non appliqué (na)	na	0,2	na	na	na
Fruits	0,252	1,68	0,15	0,053	18	0,16

Avec : Y_p = Rendement de la culture (kg de plante sèche/m²)

Y_{pT} = Rendement de la culture en poids total frais (kg de plante fraîche/m²)

t_s = teneur en matière sèche des végétaux (= Y_p/Y_{pT})

R_p : Fraction interceptée du dépôt (-),

k_p : Coefficient de réduction de la concentration déposée sur les végétaux par augmentation de la biomasse, érosion par le vent et lessivage (an⁻¹),

T_p : Durée d'exposition à la contamination pendant la saison de croissance (an).

6 Les paramètres d'exposition liés aux cibles humaines

La quantification de l'exposition est une étape importante de la démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires. Elle conduit à déterminer la dose de polluant qui arrive au contact de l'organisme humain par chacune des voies d'exposition que sont l'ingestion, l'inhalation, et le contact cutané.

Habituellement, les doses auxquelles sont exposées les populations sont calculées en combinant les estimations (ou mesures) de concentrations des polluants dans les milieux et des scénarios d'exposition tenant compte, autant que faire se peut, des caractéristiques de la population concernée tant pour les variables anthropométriques et physiologiques que pour les comportements et les habitudes locales.

Les caractéristiques de la population sont regroupées sous le terme « variables humaines d'exposition ». Parmi les besoins liés à l'évaluation des expositions, les données doivent permettre d'atteindre les comportements extrêmes. La connaissance de ceux-ci pour les paramètres d'exposition humaine va dépendre de la possibilité de disposer de la distribution des comportements, et pas uniquement d'un indicateur d'estimation centrale (moyenne ou médiane). [27]

En évaluation des risques sanitaires, outre la nécessité de pouvoir disposer des comportements extrêmes, on doit pouvoir avoir des valeurs adaptées aux différents scénarios d'exposition envisagés. Ainsi, il doit être possible de disposer de données de paramètres humains d'exposition pour différents sous-groupes de population (âge, sexe, région, ...). En annexe 12, sont présentées les différentes enquêtes ayant permis de définir les valeurs des paramètres données dans les paragraphes suivants.

6.1 Poids corporel dans la population française

Dans les scénarios classiques d'évaluation des risques sanitaires, l'enfant est assimilé à un individu d'âge inférieur à 6 ans, ayant un poids moyen de 15 kg. L'adulte est caractérisé par un poids de 70 kg. [20]

Toutefois, dans certains cas, il peut être intéressant de disposer de données plus fines. Parmi l'ensemble des données disponibles concernant le poids corporel, l'enquête décennale santé de l'Institut National de la Statistique Economique (INSEE) peut être retenue (annexe 12). Toutefois, les données sur le poids corporel sont déclarées et non mesurées dans cette enquête, ce qui représente plutôt une sous-estimation de la réalité.

Proposition de valeurs

Dans le cas du scénario majorant, l'enquête décennale santé de l'INSEE permet d'atteindre le 95^{ème} percentile du poids corporel en fonction de l'âge et du sexe de l'individu. Pour les 3 types de populations cibles, dans chaque tranche d'âge sera sélectionnée le 95^{ème} percentile maximum.

Dans le cas du scénario réaliste, la valeur médiane fournit par cette enquête sera utilisée. De même que dans le scénario majorant, étant donné le biais lié au poids déclaré, on choisira dans chaque tranche d'âge la valeur maximale.

Les valeurs ainsi obtenues sont présentées dans le tableau 5.

Tableau 5 : Poids corporel à utiliser selon le scénario envisagé

Poids corporel (en kg)									
Scénario	Enfants							Hommes	Femmes
	0 - 6 mois	6 mois - 1 an	1 - 1,5 ans	1,5 - 3 ans	3 - 10 ans	11 - 14 ans	15 - 17 ans	plus de 17 ans	plus de 17 ans
MAJORANT	10	10	14	17	49	75	83	103	90
REALISTE	8	8	11	13	33	53	60	79	65

6.2 Ingestion de sols et de poussières

La quantité de sols et de poussières ingérée par un enfant et un adulte est un élément largement débattu en matière d'évaluation des risques sanitaires et qui ne fait pas à l'heure actuelle l'objet d'un consensus.

Remarque : Les différentes études citées ci-après sont présentées plus en détail en annexe 12.

Enfants : valeurs proposées

Pour les enfants de moins de 6 mois, on choisit la valeur de 20 mg/jour selon les Recommandations de Santé Canada [27] puisque les nourrissons ont généralement peu accès au sol et aux poussières intérieures du sol de la maison.

Pour les enfants de moins de 10 ans, on peut, dans une première approche majorante pour la population cible « agriculteurs » utiliser le percentile élevé proposé par l'US-EPA dans l'Exposure Factor Handbook (400 mg/j). Pour la population cible « riverains », on préférera la valeur recommandée par l'INERIS : 150 mg/j.

Si les expositions ainsi rapidement estimées ne sont pas négligeables, on peut alors se référer aux travaux de 2001 de l'US-EPA, en conservant toujours le percentile élevé pour le scénario réaliste « agriculteurs » et en optant pour la tendance centrale pour celui lié aux « riverains ».

Les enfants de plus de 10 ans sont considérés comme des adultes.

Adultes : valeurs proposées

Pour la population cible « riverains », la valeur de 50 mg/j de sol ingéré par adulte est choisie. Cette valeur est recommandée par l'US-EPA et est retenue par l'INERIS pour l'élaboration des VCI dans le cadre du scénario sensible et non sensible [20].

Pour la population cible « agriculteurs », plus exposée de par leur métier, la valeur déterminée par Hawley lors des travaux de jardinage (480 mg/j) est adoptée dans le scénario majorant. Dans le scénario réaliste, on lui préférera, la valeur de 100 mg/j, quantité maximale de sol ingéré par un adulte estimée par Calabrese.

Bilan : Le tableau 6 résume les différentes valeurs retenues.

Tableau 6 : Données proposées pour l'ingestion de sols et de poussières selon le scénario

Scénario		Ingestion de sols et de poussières en mg/j								
		Enfants							Hommes	Femmes
		0 - 6 mois	6 mois - 1 an	1 - 1,5 ans	1,5 - 3 ans	3 - 10 ans	11 - 14 ans	15 - 17 ans	plus de 18 ans	plus de 18 ans
MAJORANT	"agriculteurs"	20	400				480			
	"riverains"	20	150				50			
REALISTE	"agriculteurs"	20	100		187		100			
	"riverains"	20	30		71		50			

6.3 Consommations alimentaires (hors autoconsommation)

Les consommations alimentaires utilisées sont issues de deux études :

- 1 - L'étude Alliance-SOFRES-CHU/Dijon 1997 donne les consommations alimentaires des enfants âgés de 15 jours à 18 mois [18].
- 2 - L'enquête INCA de 2007 (étude INCA 2) rapporte les consommations alimentaires des individus âgés de plus de 3 ans [29].

Les méthodes de calcul des données considérées sont exposées annexe 12. Les données estimées à partir de ces deux sources sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 7 : Paramètres de consommation alimentaire relatifs aux cibles humaines

Âge	Enfants							Hommes	Femmes
	0 - 6 mois	6 mois - 1 an	1 - 1,5 ans	1,5 - 3 ans	3 - 10 ans	11 - 14 ans	15 - 17 ans	plus de 18 ans	plus de 18 ans
Quantité de légumes feuilles ingérée (en g/j)	0,0	13,0	26,0	21,8	17,6	19,7	23,4	37,7	39,5
Quantité de légumes fruits ingérée (en g/j)	0,0	20,0	32,0	22,6	13,2	14,8	18,4	29,7	31,0
Quantité de légumes racines ingérée (en g/j)	0,0	63,0	87,0	64,8	42,6	47,6	41,8	67,4	70,5
Quantité de fruits ingérée (en g/j)	0,0	48,0	82,0	85,5	88,9	81,5	80,3	148,8	163,2
Quantité de viande (sauf volaille) ingérée (en g/j)	0,0	20,0	52,0	54,0	55,9	70,1	70,5	106,0	69,9
Quantité de volaille ingérée (en g/j)	0,0	5,0	9,0	13,5	18,1	23,2	27,2	39,8	25,9
Quantité d'œuf ingérée (en g/j)	0,0	4,0	11,0	10,7	10,4	10,2	10,7	15,6	14,6
Quantité de produits laitiers ingérée (en g/j)	0,0	227,0	420,0	361,2	302,3	247,5	220,8	206,5	205,4
Quantité de pain ingérée (en g/j)	0,0	10,8	21,7	32,5	43,3	64,2	75,9	140,5	91,4
Quantité de poissons ingérée (en g/j)	0,0	4,9	10,3	14,3	19,5	20,6	19,1	30,2	30,9
Quantité de lait maternel (en L/j)	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Remarque : les données utilisées pour les consommations alimentaires ne correspondent pas à des valeurs majorant le risque mais à des chiffres moyens.

6.4 Consommation d'eau « du robinet »

Les résultats de l'enquête INCA 2 n'étant pas disponible pour ce paramètre, les données de l'enquête INCA 1 [30] seront utilisés. Toutefois, cette étude ne fournit des résultats que pour les plus de 3 ans.

Les hypothèses ayant servies pour les estimations présentées dans le tableau suivant sont énoncées en annexe 12.

Tableau 8 : Paramètres d'exposition de la population française via l'eau potable

Âge	Enfants							Hommes plus de 18 ans	Femmes plus de 18 ans
	0 - 6 mois	6 mois - 1 an	1 - 1,5 ans	1,5 - 3 ans	3 - 10 ans	11 - 14 ans	15 - 17 ans		
Quantité totale d'eau du robinet ingérée (en g/l)	0,0	0,0	0,0	420,1	482,3	575,4	670,9	803,0	855,0

6.5 Autoconsommation

L'autoconsommation est un facteur important à prendre en considération dans les études d'impact. La source la plus complète pour obtenir l'autoconsommation dans la population française est l'enquête « consommation alimentaire » de l'INSEE réalisée en 1991 (annexe 12). Une partie des données à utiliser pour les deux populations cibles sont donc directement issues de cette enquête, les autres sont extrapolées comme expliquées à l'annexe 12.

Le tableau 9 présente la part de l'autoconsommation pour la population générale et pour la population agriculteurs.

Tableau 9 : Part de l'autoconsommation selon la population cible

	Pourcentage d'autoconsommation (en %)	
	Population générale	Agriculteurs
Légumes racines	24	61
Légumes fruits	22	56
Légumes feuilles	27	69
Fruits frais	12	32
Oeufs	17	70
Volailles	16	76
Lait	7	52
Viandes (boeuf, porc, mouton)	4	34

Pour calculer l'impact sanitaire, il peut être intéressant d'avoir le pourcentage de français possédant un jardin potager, un poulailler, un élevage de porc ... Une partie de ces données est également accessible à partir de l'enquête de l'INSEE de 1991 :

	Population générale	Agriculteurs
Possession d'un jardin potager	36%	85%
Possession d'un poulailler	9%	

Autoconsommation de poissons

Concernant l'autoconsommation de poissons, elle est de 4,1 % dans la Région Sud-Ouest la seule pour laquelle la donnée a pu être trouvée (Enquête INSEE, 1991) [31]. De plus, selon l'enquête « Modes de Vie » 1988-1989 (Grimler et Roy (1990)), 14 % des ménages (au moins un membre) déclarent être allés à la pêche au cours des 12 mois précédents l'enquête [19].

6.6 Ingestion d'eau pendant la baignade

Le seul modèle à développer cette voie d'exposition est le logiciel CALTOX, toutefois, les valeurs des paramètres fournies pour le calcul [14] ne sont à aucun moment justifiées par les concepteurs du modèle, des données complémentaires ont donc été recherchées, notamment des données françaises et sont exposées en annexe 12. Dans cette annexe, sont également données les hypothèses émises pour le choix des valeurs.

Les valeurs choisies, pour les paramètres d'exposition liés à l'ingestion d'eau durant la baignade, sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 10 : Paramètres d'exposition par ingestion accidentelle d'eau de baignade

Situation d'exposition	Population cible	Quantité ingérée	Temps d'exposition		Fréquence d'exposition
			scénario majorant	scénario réaliste	
Sports nautiques	Enfants (de 3 à 15 ans)	50 mL / jour	scénario majorant	1 h / semaine	6 mois (de mai à octobre)
			scénario réaliste	1 h / semaine	
	Adultes (à partir de 15 ans)	100 mL / jour	scénario majorant	6 h / semaine	
			scénario réaliste	1 h / semaine	
Baignade	Enfants (de 6 mois à 15 ans)	50 mL / jour	scénario majorant	14 h / semaine	3 mois (de mi-juin à mi-septembre)
			scénario réaliste	4 h / semaine	
	Adultes (à partir de 15 ans)	100 mL / jour	scénario majorant	14 h / semaine	
			scénario réaliste	4 h / semaine	

6.7 Le budget espace – temps

Pour calculer l'apport de contaminants lié à l'ingestion de terres de la façon la plus plausible, il faut tenir compte du temps réel passé par une personne dans la zone d'influence de l'ICPE. Un budget activité – temps – lieux consiste en un relevé de la succession et de la durée des activités d'un individu sur une période qui recouvre généralement la durée des 24 heures ou la semaine.

L'étude INVs « Estimation de l'exposition des populations aux polluants présents à l'intérieur des habitations » [32] permet de disposer de la distribution des temps de présence dans l'habitation par type de pièce et des tranches d'âge des personnes considérées. Toutefois, cette étude ne permet pas d'estimer le temps passé dans les jardins des domiciles. Ces données seront calquées sur les recommandations fournies pour les enfants par le guide « Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb » [33].

Les hypothèses de calcul, de même que les études utilisées, sont présentées en annexe 12. Le budget espace-temps ainsi estimé est présenté dans le tableau suivant :

Tableau 11 : Temps passé dans la zone d'influence du site

Temps passé au domicile (intérieur et extérieur) en h / semaine						
Scénario	Population cible	Enfants				Adultes
		0 - 3 ans	3 - 10 ans	10 - 14 ans	15 - 17 ans	
MAJORANT	"agriculteurs"	168				
	"riverains"					
REALISTE	"agriculteurs"	168	148	143	118	168
	"riverains"		139,36	137,24	108	108

Remarque : Dans le cas réaliste, on considère que les établissements scolaires des enfants et les lieux de travail des riverains n'appartiennent pas à la zone d'influence du site. Cette hypothèse devra être vérifiée au cas par cas, si elle s'avère erronée, on considèrera que les personnes sont exposées en permanence (c'est-à-dire 168 heures par semaine).

6.8 Les durées de résidence

Dans le scénario majorant pour la population cible « agriculteurs », le 95^{ème} percentile de l'étude Nedellec sera retenu comme durée de résidence c'est-à-dire que l'exposition se fera durant la vie entière (donc 70 ans).

Pour la population cible « riverains », la durée d'exposition majorante est prise au 90^{ème} percentile de la durée de résidence de la population française donc 30 ans. Le calcul sera effectué pour la tranche d'âge la plus exposée pour le risque par ingestion : de la naissance à 30 ans (en raison de l'importance de l'ingestion de terre chez les enfants).

Dans le scénario réaliste, on suppose que les enfants d'agriculteurs ne succèdent pas à leurs parents, leur durée d'exposition est donc calculée sur 18 ans. Pour les agriculteurs adultes, la durée de résidence est prise égale à 52 ans.

Dans ce même scénario, la durée de résidence retenue pour la population « riverains » correspondra à la moyenne de l'étude Nedellec : 3 ans (le calcul sera donc effectué au sein des classes d'âge définies précédemment, pour une durée d'exposition de 3 ans).

Tableau 12 : Durée de résidence choisie selon le scénario

Scénario		Durée de résidence
MAJORANT	"agriculteurs"	70 ans
	"riverains"	30 ans (de 0 à 30 ans)
REALISTE	"agriculteurs"	18 ans (de 0 à 17 ans : enfants d'agriculteurs)
		52 ans (de 18 à 70 ans : agriculteurs)
	"riverains"	3 ans

Remarque : Les études citées font l'objet d'une présentation en annexe 12.

6.9 Données locales : Banque de données CIBLEX

La banque de données CIBLEX est née d'une convention d'étude entre l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) et l'Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire (IRSN). Elle a pour objectif d'offrir un support documenté à la définition des groupes de référence en matière d'évaluation des risques.

Pour l'exposition chronique, la base de données CIBLEX propose pour chaque catégorie d'aliments des valeurs de taux de consommation alimentaire et le pourcentage d'autarcie. Ces valeurs sont disponibles à l'échelle nationale et à l'échelle de « zones d'étude et d'aménagement du territoire » (ZAET) correspondant à des découpages de l'INSEE. Il est également possible de consulter les enquêtes INSEE réalisées au niveau national, voire départemental. [17]

La banque de données CIBLEX propose deux modes de consultation et reposent sur diverses sources (voir annexe 12).

Il est prévu d'actualiser cette banque de données, suivant la disponibilité de nouvelles sources, dans un délai de 5 à 6 ans. [27]

7 Quantification de l'exposition par ingestion

Pour les différents milieux d'exposition, le calcul des doses ingérées moyennées sur un an se fait selon le même principe, en tenant compte de la concentration de la substance dans le milieu, de la quantité de milieu ingérée et du poids corporel.

7.1 Calcul des doses d'exposition des cibles considérées

$$DJE_{ingestion} = D_{sol} + D_{aliments} + D_{eau} + D_{eau_baignade}$$

Avec : $DJE_{ingestion}$: Dose totale d'exposition par ingestion (mg / kg de poids corporel / jour)
 D_{sol} : Dose d'exposition par ingestion de particules de sol et de poussières (mg / kg_{pc} / j)
 $D_{aliments}$: Dose d'exposition par ingestion d'aliments (mg / kg_{pc} / j)
 D_{eau} : Dose d'exposition par ingestion d'eau potable (mg / kg_{pc} / j)
 $D_{eau_baignade}$: Dose d'exposition par ingestion d'eau durant la baignade (mg / kg_{pc} / j)

7.2 Dose d'exposition liée à l'ingestion de sol

$$D_{sol} = \frac{Q_s \times C_s \times B_s}{P} \times \frac{T}{168} \times \frac{F}{365}$$

Avec : Q_s : Quantité de sol ingéré par jour par la cible (kg de sol / jour)
 C_s : Concentration de polluant dans le sol (mg / kg de sol)
 B_s : Facteur de biodisponibilité du polluant dans le sol
 T : Nombre d'heures d'exposition par semaine
 F : Nombre de jours d'exposition par an
 P : Poids corporel de la cible

7.3 Dose d'exposition liée à l'ingestion d'aliments

$$D_{aliments} = \sum A_i \text{ et } A_i = A_{local_i} + A_{auto_i} \text{ avec : } A_{local_i} = \frac{Q_i \times (1 - \tau_i) \times C_{local_i}}{P} \times f_i \times \frac{F}{365} \text{ et } A_{auto_i} = \frac{Q_i \times \tau_i \times C_{auto_i}}{P} \times \frac{F}{365}$$

Avec : A_i : Dose d'exposition liée à l'ingestion de l'aliment i (i correspondant aux légumes-feuilles, aux légumes-fruits, aux légumes-racines, aux fruits, à la viande de volaille, aux œufs, aux autres viandes et aux produits laitiers) (mg / kg de poids corporel / jour)
 Q_i : Quantité d'aliment i considéré ingérée par jour par la cible (kg / jour)
 τ_i : Taux d'autoconsommation de l'aliment i
 C_{local_i} : Concentration de polluant dans l'aliment i considéré produit par l'agriculture locale (mg / kg de produit frais)
 C_{auto_i} : Concentration de polluant dans l'aliment i considéré autoproduit par la cible (mg / kg de produit frais)
 f_i : Fraction d'aliments i provenant de la zone d'exposition
 F : Nombre de jours d'exposition par an
 P : Poids corporel de la cible

7.4 Dose d'exposition liée à l'ingestion d'eau potable

$$D_{eau} = \frac{Q_{eau} \times C_{eau}}{P} \times \frac{F}{365}$$

Avec : Q_{eau} : Volume d'eau potable ingérée par jour par la cible (L / jour)
 C_{eau} : Concentration de polluant dans l'eau potable (mg / L)
 F : Nombre de jours d'exposition par an
 P : Poids corporel de la cible

7.5 Dose d'exposition liée à l'ingestion d'eau pendant la baignade

Le seul modèle à développer cette voie d'exposition est le logiciel CALTOX, l'équation utilisée est issue de la partie A du volume 1 de « Risk Assessment Guidance for Superfund / Human Health Risk Evaluation Manual » publié par l'US-EPA en 1989 [34]. Cette équation est légèrement transformée de façon à tenir compte des deux types de comportements pouvant induire une ingestion accidentelle d'eau : la baignade et la pratique d'un sport nautique.

Remarque : On considère que, sur un site donné, lorsque les deux activités sont possibles, un individu cumule les deux expositions.

$$D_{\text{eau_baignade}} = \frac{Q_{\text{eau_baignade}} \times C_{\text{eau_baignade}}}{P} \times \left(\frac{T'}{168} \times \frac{F'}{365} + \frac{T''}{168} \times \frac{F''}{365} \right)$$

Avec : $Q_{\text{eau_baignade}}$: Volume d'eau ingérée accidentellement pendant la baignade par jour (L / jour)
 $C_{\text{eau_baignade}}$: Concentration de polluant dans l'eau de baignade (mg / L)
 T' : Nombre d'heures d'exposition par baignade par semaine
 F' : Nombre de jours d'exposition par an (spécifique à la baignade)
 T'' : Nombre d'heures d'exposition par semaine lors de la pratique d'un sport nautique
 F'' : Nombre de jours d'exposition par an (spécifique à la pratique d'un sport nautique)
 P : Poids corporel de la cible

7.6 Cas du nouveau-né

7.6.1 Calcul de la dose d'exposition via le lait maternel

Pour le nouveau-né, l'alimentation est composée exclusivement de lait maternel :

$$D_{\text{aliments}} = D_{\text{lait_maternel}}$$

$D_{\text{lait_maternel}}$ est donc la dose d'exposition par ingestion de lait maternel (mg / kg de poids corporel / j) et est calculée de la façon suivante :

$$D_{\text{lait_maternel}} = \frac{Q_{\text{lm}} \times C_{\text{lm}}}{P}$$

Avec : Q_{lm} = Quantité de lait maternel consommée quotidiennement (kg de lait / jour)
 C_{lm} = Concentration de polluant dans le lait maternel (mg de polluant / kg de lait)
 P : Poids corporel du nouveau-né (en kg)

7.6.2 Equation de transfert des polluants vers le lait maternel

Le protocole HHRAP ne prenant pas en compte l'exposition par ingestion de lait maternel, la méthode utilisant le facteur de bioconcentration dans le lait développée dans le guide MPE [24] (mais également au sein du logiciel CALTOX [14]) sera utilisée :

$$C_{\text{mglm}} = DJE_{\text{mère}} \cdot P_{\text{mère}} \cdot B_{\text{mglm}}$$

Avec : C_{mglm} = Concentration de polluant dans la matière grasse du lait maternel (en mg de polluant / kg de lipides)
 $DJE_{\text{mère}}$ = Dose Journalière totale d'Exposition de la femme allaitante (en mg de polluant / kg_{pc} / jour)
 $P_{\text{mère}}$ = Poids corporel de la femme allaitante (en kg)
 B_{mglm} = Facteur de biotransfert dans les lipides du lait maternel (en jour/ kg de lipides)

On notera que cette équation est celle reprise par l'INERIS [18] qui propose en plus d'utiliser le coefficient de biotransfert vers le lait maternel suivant de façon à déterminer la concentration en polluant dans le lait maternel :

$$B_{lm} = B_{mglm} \cdot t_{mg} \Rightarrow C_{lm} = DJE_{mère} \cdot P_{mère} \cdot B_{lm} = DJE_{mère} \cdot P_{mère} \cdot B_{mglm} \cdot t_{mg}$$

Avec : C_{lm} = Concentration de polluant dans le lait maternel (mg de polluant / kg de lait)
 B_{lm} = Facteur de biotransfert dans le lait maternel (jour / kg de lait)
 T_{mg} = Taux de lipides dans le lait maternel ($T_{mg}=0,035$ [35])

7.6.3 Facteur de biotransfert dans le lait maternel

Travis et al. (1988) ont établi une relation de corrélation à partir de six substances lipophiles, dont des polychlorobiphényles et des pesticides organochlorés ([24], [35]):

$$B_{mglm} = 6,2 \cdot 10^{-4} \times K_{ow}$$

Avec : B_{mglm} = coefficient de transfert vers la matière grasse du lait maternel (j/kg),
 K_{ow} = coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{ow} = 6,8$ pour la 2,3,7,8 TCDD)

Toutefois, le document méthodologique MPE précise bien que cette équation ne peut s'appliquer que pour un $\log(K_{ow})$ compris entre 5,2 et 6,5 et que cette approche ne fournit pas de résultats probants pour les dioxines et les furannes. Il est, par contre, souligné l'intérêt de cette méthode pour les divers congénères de PCB. Il est également dit que cette méthode suppose l'état d'équilibre atteint et donc que les concentrations dans le lait maternel seraient surestimées pour des expositions de courte durée. Cette relation devrait être préférentiellement utilisée pour des expositions de la mère supérieure à 20 ans.

Pour les dioxines, on préférera donc utiliser le facteur de biotransfert calculer par l'INERIS dans son rapport dédié aux paramètres physico-chimiques et aux coefficients de transfert des dioxines pour l'évaluation des risques [36] qui propose une estimation de ce coefficient à partir des données d'exposition et de contamination de la population française. A partir de ces données, il est possible d'estimer un facteur de transfert vers la matière grasse du lait maternel :

$$B_{mglm} = \frac{C_{mglm}}{DJE_{mère} \cdot P_{mère}}$$

Avec : C_{mglm} : concentration dans la matière grasse du lait (données InVS, 2000 : 16,47 pg I-TEQ/g de matière grasse dans le lait maternel),
 $DJE_{mère}$: dose d'exposition de la mère (données AFSSA, 2000 : 1,31 pg I-TEQ/kg_{pc}/j),
 $P_{mère}$: poids de la mère

Le coefficient de transfert ainsi estimé est de 0,19 j/g de la fraction lipidique du lait et le coefficient de biotransfert vers le lait maternel obtenu est de 6,7 j/kg de lait.

Remarque : Dans les faits, cette voie d'exposition n'est prise en compte que pour des composés lipophiles dont le $\log(K_{ow})$ respecte les limites définies pour l'application de l'équation de Travis et pour les dioxines, aucun facteur de bioconcentration ou de biotransfert n'ayant été déterminé pour les autres substances [18].

8 Calcul des risques liés à l'ingestion de produits contaminés

Pour les effets cancérigènes, l'exposition est estimée en pondérant chacune des classes d'âge considérée par leur durée et pour la durée totale d'exposition.

Pour les effets non cancérigènes, l'exposition de chacune des classes est estimée, afin de mettre en évidence la classe d'âge subissant l'exposition la plus élevée.

Remarque : en l'absence de valeurs conseillées, les VTR seront choisies comme maximales parmi les VTR sélectionnées auprès d'organismes fiables et provenant d'études de qualité.

8.1 VTR : prise en compte d'une voie spécifique « ingestion d'aliments »

Lorsque la voie d'exposition par ingestion d'aliments contribue fortement au niveau de risque global, l'INERIS estime qu'il est judicieux de rechercher, quand elles sont disponibles, des VTR spécifiques à l'ingestion d'aliments en lieu et place des VTR pour l'ingestion « en général » (incluant tous les modes d'ingestion : sol, eau, aliments ...).

La recherche de telles VTR spécifiques à l'ingestion d'aliments pourra, par exemple, s'appuyer sur les avis rendus par des organismes comme le JECFA, le CSAH ou l'AFSSA.

8.2 Effets cancérigènes

En l'absence de VTR spécifique à l'alimentation :

$$ERI_{\text{ingestion}} = ERU_{\text{ingestion}} \times \frac{\sum_j DJE_{\text{ingestion}_j} \times T_j}{T}$$

En présence de VTR spécifique à l'alimentation :

$$ERI_{\text{ingestion}} = ERU_{\text{ingestion}} \times \frac{\sum_j (D_{\text{sol}_j} + D_{\text{eau}_j} + D_{\text{eau_baignade}_j}) \times T_j}{T} + ERU_{\text{alim entation}} \times \frac{\sum_j D_{\text{aliments}_j} \times T_j}{T}$$

Avec : $ERI_{\text{ingestion}}$: Excès de risque individuel lié à l'ingestion de produits contaminés

$ERU_{\text{ingestion}}$: Excès de risque unitaire par voie orale (mg / kg de poids corporel / j)⁻¹

DJE_j : Dose Journalière d'Exposition par ingestion calculée pour la classe d'âge j (mg / kg de poids corporel / jour)

D_{ij} : Dose d'exposition liée à l'ingestion du produit i calculée pour la tranche d'âge j (mg / kg de poids corporel / jour)

T_j : Durée d'exposition associée à la classe d'âge j

T : Durée vie entière (prise conventionnellement à 70 ans : T=70)

8.3 Effets non cancérigènes

En l'absence de VTR spécifique à l'alimentation :

$$IR_{\text{ingestion}_j} = \frac{DJE_j}{DJT_{\text{ingestion}}}$$

En présence de VTR spécifique à l'alimentation :

$$IR_{\text{ingestion } j} = \frac{\sum_j (D_{\text{sol}_j} + D_{\text{eau}_j} + D_{\text{eau_baignade}_j})}{DJT_{\text{ingestion}}} + \frac{D_{\text{aliments}_j}}{DJT_{\text{aliments}}}$$

Avec : $IR_{\text{ingestion } j}$: Indice de risque lié à l'ingestion de produits contaminés pour la classe d'âge j
 $DJT_{\text{ingestion}}$: Dose Journalière Tolérable par voie orale (mg / kg de poids corporel / jour)
 DJE_j : Dose Journalière d'Exposition par ingestion calculée pour la classe d'âge j (mg / kg de poids corporel / jour)
 D_{ij} : Dose d'exposition liée à l'ingestion du produit i calculée pour la tranche d'âge j (mg / kg de poids corporel / jour)

9 Outil de modélisation du risque sanitaire

La modélisation des transferts au sein de la chaîne alimentaire, de l'exposition humaine ainsi que du risque sanitaire sera réalisée à l'aide du logiciel Excel. Les différents calculs seront réalisés au sein d'un même classeur. La première page du classeur est consacrée à la présentation des différentes feuilles.

Une représentation de cette page d'accueil est donnée ci-après :

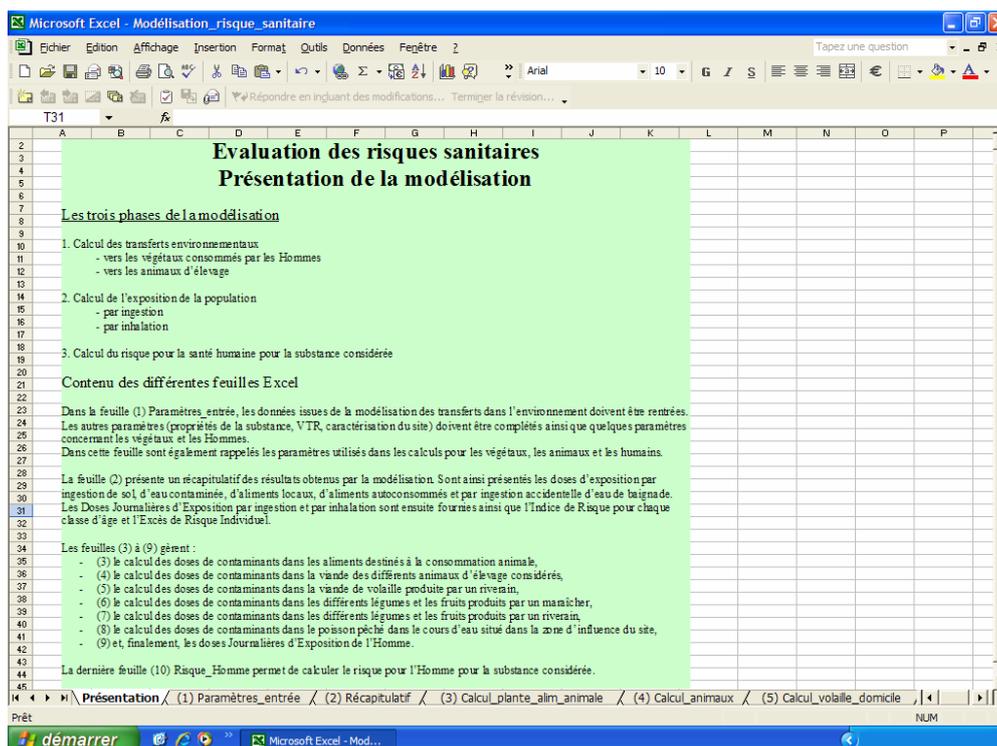


Figure 8 : Page d'accueil de l'outil de modélisation du risque sanitaire

Les différentes feuilles de calcul (feuilles (3) à (8)) reprennent les formules présentées précédemment dans le chapitre 5 et ne nécessitent normalement aucune modification de l'utilisateur. Ne seront donc présentées ci après que les feuilles (1) et (2). La feuille (1) contient les paramètres d'entrée du modèle et la feuille (2) quant à elle présente les résultats de la modélisation.

Remarque : Les calculs de l'exposition et du risque prennent en considération le risque par inhalation selon la méthode présentée en annexe 13. Par contre, le risque par contact cutané n'est pas intégré dans ces feuilles de calcul.

9.1 Feuille Excel « (1) Paramètres entrée »

Dans cette feuille Excel, sont déjà rentré un certain nombre de paramètres d'entrée fixés par défaut (à l'aide des valeurs données dans le chapitre 5), toutefois, les autres paramètres devront être rentrés directement par l'utilisateur.

Cette feuille se divise en différentes parties :

- Cadre de l'étude avec le type de scénario considéré et le nom de la substance,
- Propriété de la substance considérée
- Caractérisation de la zone étudiée
- Résultats de TRIM-FATE
- Paramètres pour les animaux d'élevage
- Paramètres pour les légumes et les fruits
- Paramètres pour la population

Une représentation de ces différentes parties est fournie en annexe 13.

La partie sans doute la plus importante est la partie « caractérisation du site » qui va permettre de respecter le principe de spécificité nécessaire à une évaluation des risques sanitaires. Cette caractérisation du site est réalisée à l'aide d'un simple code binaire comme cela est expliqué directement sur la feuille Excel (voir annexe 13 - figure 24). Ainsi, les différentes formules de calcul sont légèrement modifiées de façon à rendre compte des particularités du site. Par exemple, la formule de calcul de la dose liée à l'ingestion de viande de bœuf élevé localement sera précédée du coefficient « Présence d'élevage de bœuf », ainsi, en l'absence d'élevage agricole, cette dose sera de zéro sinon, elle sera calculée normalement.

Cette partie offre également la possibilité pour l'utilisateur de choisir si l'eau pour la consommation humaine et animale provient d'une source souterraine ou de surface et en l'absence de données, le calcul est réalisé pour la source la plus contaminée.

9.2 Feuille Excel « (2) Récapitulatif »

Cette feuille se divise en deux parties (voir représentation en annexe 13). Dans la partie Doses Journalières d'Exposition sont présentées les DJE par voie respiratoire et par voie orale. Pour la voie par ingestion, les 4 doses intermédiaires sont également données. L'utilisateur pourra donc à partir de ce récapitulatif savoir pour quelle voie l'exposition est prépondérante (eau, aliments locaux, aliments autoproduits, baignade – sports nautiques, sol ou air). Dans la partie risque sanitaire, les indices de risque pour chaque classe d'âge et pour les deux populations cibles seront fournis ainsi que l'excès de risque individuel pour les « agriculteurs » et les « riverains ».

9.3 Précisions concernant les hypothèses de calcul

- 1- Lorsqu'il n'y a pas d'habitations dans la zone d'influence du site, le risque par inhalation n'est pas pris en compte, par contre, si une école ou des bureaux, etc., se trouvent dans ce périmètre, un calcul spécifique devra être effectué en tenant compte du temps passé dans ces différents endroits (annexe 10, tableaux 42-43).
- 2- Pour le calcul de l'exposition des volailles élevées par des riverains, les équations intégrées par Excel considèrent que les graines servant à leur alimentation proviennent des cultures locales.
- 3- La Dose Journalière d'Exposition de la mère servant au calcul de l'exposition du nourrisson est calculée comme la somme de la $DJE_{\text{ingestion}}$ et de la $DJE_{\text{inhalation}}$.
- 4- Comme précisé précédemment, la fraction en aliments locaux contaminés consommés est de 100 % dans le cadre du scénario majorant réaliste. Pour les agriculteurs, cela signifie que, par exemple, un éleveur de volaille sur un terrain contaminé mange donc uniquement de la volaille provenant de son poulailler. Cette hypothèse est possible car dans le cadre de l'enquête INSEE 1991, il est bien spécifié que l'autoconsommation des agriculteurs ne dépend pas forcément de leur production commercialisable. Ainsi, un éleveur de bœuf peut très bien avoir un poulailler où les volailles, dans ce cas là, ne représenteront que 76 % de son bol alimentaire total.
- 5- On ne prend pas en compte l'autoconsommation de viande (hors volaille) car :
 - pour les particuliers, ce comportement est marginal (peu de particuliers ont un élevage de bœuf ou de porc).
 - pour les agriculteurs, l'autoconsommation de ces viandes dépend avant tout de l'exploitation surtout pour la consommation de viande de bœuf et de lait (voir annexe 10). Or, lorsqu'un élevage est contaminé, on considère par défaut que la totalité de ces produits consommés par la population cible « agriculteur » provient du cheptel contaminé.
- 6- Lorsque la simulation des transferts environnementaux est réalisée en mode dynamique, les calculs de l'exposition des Hommes sont réalisés avec la concentration dans l'environnement obtenue pour la dernière année de la classe d'âge considéré (voir tableau 13). L'exposition ainsi obtenue majore le risque.

Tableau 13 : Concentration dans l'environnement considérée par tranche d'âge

		Calcul de la DJE réalisée avec les concentrations dans l'environnement au temps t (en année)	
Enfants Scénario majorant et moyen		0 - 6 mois	0,5
		7 mois - 1 an	1
		1 - 1,5 ans	1,5
		1,5 - 2 ans	2
		3 - 10 ans	10
		11 - 14 ans	14
		15 - 17 ans	17
Adultes (plus de 18 ans) scénario majorant	"agriculteur"	18 - 70 ans	70
	"riverain"	18 - 30 ans	30
Adultes (plus de 18 ans) scénario moyen	"agriculteur"	18 - 70 ans	70
	"riverain"	67 - 70 ans	70

Conclusion

Face à la complexité croissante des études sanitaires à réaliser, IDE Environnement a pris conscience de la nécessité d'améliorer la prise en compte du risque par ingestion dans leurs Evaluations du Risque Sanitaire dans les Etudes d'Impact (ERSEI). Le travail fourni dans ce mémoire a permis de comparer plusieurs méthodes existantes et d'en tirer une démarche adaptée aux études d'impact pour les installations classées pour la protection de l'environnement.

Cette démarche d'évaluation des risques sanitaires par ingestion, par son formalisme, offre l'avantage certain d'être transposable à tout type d'industrie tout en respectant les principes fondamentaux d'une évaluation des risques sanitaires : spécificité, prudence scientifique, proportionnalité et transparence.

Le principe de spécificité assure la pertinence de l'étude par rapport à l'usage et aux caractéristiques du site et de son environnement ainsi elle doit prendre en compte du mieux possible :

- les caractéristiques propres aux sites ce qui est pris en compte dans l'outil Excel dans la rubrique « caractérisation du site » à compléter par l'utilisateur,
- de la source de pollution ce qui est réalisable dans TRIM-FATE qui permet de définir plusieurs points de rejet en fixant pour chacun un flux spécifique pour tous les polluants émis,
- et des personnes potentiellement exposées, point respecté par les hypothèses de choix pour les différents paramètres d'exposition humaine. De plus, l'outil Excel offre la possibilité d'entrer des valeurs locales spécifiques lorsque celles-ci sont disponibles.

Le principe de prudence scientifique consiste à adopter, en cas d'absence de données reconnues, des hypothèses raisonnablement majorantes. Cette démarche a notamment été respectée par la définition de deux scénarios dont un raisonnablement majorant. De plus, pour les paramètres autres que ceux relatifs à l'exposition humaine, en cas de doute, il a systématiquement été choisie une valeur majorante.

Le principe de proportionnalité veille à ce qu'il y ait cohérence entre le degré d'approfondissement de l'étude et l'importance des incidences prévisibles de la pollution. Ce principe a conduit à définir une démarche par approches successives dans l'évaluation des risques sanitaires : une première approche avec des hypothèses majorantes et un second niveau avec des données moyennes.

Le principe de transparence est respecté tout au long de la démarche présentée dans ce mémoire : toutes les hypothèses sont fournies et expliquées, toutes les équations utilisées

dans l'évaluation du risque sont données. De plus, ce principe a également guidé le choix des modèles notamment de TRIM-FATE qui permet, contrairement à CalTOX, un accès à toutes ses équations de calcul.

Toutefois, compte tenu de l'état actuel des connaissances scientifiques, il se pose la question du niveau d'exigence requis et de la pertinence de la prise en compte de ce type de risque dans une étude d'impact.

En effet, de nombreuses lacunes subsistent à l'heure actuelle dans la caractérisation des transferts dans la chaîne alimentaire notamment dans l'évaluation de la contamination des animaux.

D'autres incertitudes existent et sont difficilement quantifiables comme l'évolution des consommations alimentaires ou encore des habitudes de vie de la population française (autoconsommation, durée de résidence...) sur les 70 ans que couvre une évaluation des risques sanitaires.

La liste des incertitudes est longue bien entendue, toutefois, l'évaluation des risques sanitaires est la seule méthode qui donne une idée du risque encouru par la population et la connaissance même de ces limitations et leur analyse permettra de prendre une décision proportionnée au risque.

Finalement, il faut garder en mémoire que l'évaluation des risques sanitaires n'est pas une science exacte garantissant un résultat certain. Le respect des principes de transparence, de justification des hypothèses et de la méthode choisie mais également la connaissance des limitations de la démarche mise en place contribuent à l'amélioration de cette étude.

Bibliographie

- [1] AFSSET et InVS, septembre 2005, Estimation de l'impact sanitaire d'une pollution environnementale et évaluation quantitative des risques sanitaires, 160 p. Disponible sur Internet : http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/472567222292592431356781428635/impact_sanitaire.pdf (consulté le 22 mars 2008)
- [2] InVS, 2000, Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact, 49 p. Disponible sur Internet : http://www.invs.sante.fr/publications/guides/etude_impact/ (consulté le 26 mars 2008)
- [3] AFSSA et InVS, 2003, Incinérateurs et santé – Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM, 200 p. Disponible sur Internet : http://www.invs.sante.fr/publications/2003/incinerateurs_3/index.html (consulté le 4 avril 2008)
- [4] MASSON Nolwenn, 2004, Délimitation de la zone d'étude autour de sites industriels Etat des lieux et propositions, Mémoire d'ingénieur du génie sanitaire¹, 67 p.
- [5] BERTRAND Nicolas, 2007, Amélioration de la modélisation du dépôt sur la végétation dans les évaluations de risques sanitaires, Mémoire d'ingénieur du génie sanitaire¹, 56 p.
- [6] INERIS², 2003, Evaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des ICPE – Substances chimiques, 152 p.
- [7] ADEME (Claire Laurent, Cyril Feidt et François Laurent), 2005, *Contamination des sols. Transfert des sols vers les animaux*. EDP Sciences / ADEME, 216 p.
- [8] INERIS² (R. BONNARD), décembre 2001, Les modèles multimédia pour l'évaluation des expositions aux émissions atmosphériques des installations classées, 28 p.
- [9] INERIS² (R. BONNARD), janvier 2006, Etude d'inter comparaison de modèles multimédia d'exposition, Rapport d'étude n°45959/25, 73 p.
- [10] INERIS² (Anne Christine LE GALL), mars 2004, Utilisation des modèles multimédias pour l'évaluation du comportement de substances organiques dans l'environnement, 92 p.
- [11] INERIS² (S. DENYS), 2002, Modèles de transfert sol-plante des polluants organiques – Tome 1 : Revue bibliographique, 59p.
- [12] INERIS² (S. DENYS), 2005, Modèles de transfert sol-plante des polluants organiques – Tome 2 : Intercomparaison de modèles physiologiques (PlantX, Cemos-Plant, Mackay_97) et empirique (relation de Briggs) à partir de données expérimentales, Rapport d'étude n°DRC-05-57281/DESP R01a, 43 p.

¹ Les mémoires d'ingénieur du Génie Sanitaire sont disponibles sur Internet à l'adresse suivante : <http://www.ehesp.fr/portail/>

² Tous les rapports de l'INERIS sont disponibles sur Internet à l'adresse suivante : <http://www.ineris.fr/index.php?module=doc&openRep=3>

- [13] US-EPA, septembre 2002, Total Risk Integrated Methodology. TRIM.FATE Technical Support Document. Volume I : Description of Module (EPA-453/R-02-011a). Disponible sur Internet : http://www.epa.gov/ttn/fera/trim_fate.html (consulté le 16 juin 2008)
- [14] Department of Toxic Substances Control, California Environmental Protection Agency, décembre 1993, CalTOX, A Multimedia Total Exposure Model For Hazardous-Waste Sites. Disponible sur Internet : ????? (consulté le 6 juillet 2008)
- [15] INERIS² (R. BONNARD), août 2007, Le logiciel de calcul CalTOX 4.0, Rapport d'étude n°DRC-07-86835-16788A, 38 p.
- [16] US-EPA, septembre 2002, Total Risk Integrated Methodology. TRIM.FATE Technical Support Document. Volume II : Description of Chemical Transport and Transformation Algorithms (EPA-453/R-02-011b). Disponible sur Internet : http://www.epa.gov/ttn/fera/trim_fate.html (consulté le 16 juin 2008)
- [17] ADEME / SYPREA / FP2E / INERIS², octobre 2007, Evaluation des risques sanitaires des filières d'épandage des boues de stations d'épuration – Méthodologie d'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires relatifs aux substances chimiques.
- [18] INERIS² (R. BONNARD), juin 2003, Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion, 45 p.
- [19] AFSSA et InVS, 2003, Incinérateurs et santé – Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM, 200 p. Disponible sur Internet : http://www.invs.sante.fr/publications/2003/incinerateurs_3/index.html (consulté le 4 avril 2008)
- [20] INERIS² (R. BONNARD, C. HULOT, S. LEVEQUE), novembre 2001, Méthode de calcul des Valeurs de Constat d'Impact dans les sols, 29 p.
- [21] US-EPA, 1998, HHRAP Companion Database. Disponible sur Internet : <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/combust/riskvol.htm>.
- [22] INERIS² (R. BONNARD), juin 2004, Le logiciel de calcul CalTOX, 40 p.
- [23] US-EPA, mars 2003, Total Risk Integrated Methodology. TRIM.FATE User's Guide. Disponible sur Internet : http://www.epa.gov/ttn/fera/trim_fate.html (consulté le 16 juin 2008)
- [24] US-EPA, 1998, Methodology for Assessing Health Risks Associated with Multiple Pathways of Exposure to Combustor Emissions (EPA 600/R-98/137), 613 p. Disponible sur Internet : <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=55525> (consulté le 6 mai 2008)
- [25] US-EPA, septembre 2005, Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities (EPA 530-R-05-006). Disponible sur Internet : <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/combust/riskvol.htm> (consulté le 6 mai 2008)
- [26] Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency, août 2003, The Air Toxics Spots Program Guidance Manual for Preparation of Health Risk Assessments, 302 p. Disponible sur Internet : http://www.oehha.org/air/hot_spots/HRAguidefinal.html (consulté le 30 juin 2008)
- [27] URBAN Soizic, 2003, Etude comparative des données d'exposition et de mode de vie disponibles en France et dans d'autres pays développés en vue de l'évaluation de l'exposition humaine, Mémoire d'ingénieur du génie sanitaire¹, 101 p.
- [28] Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec, 2002, Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine, 104 p. Disponible sur Internet : (consulté le 21 mai 2008) <http://msssa4.msss.gouv.qc.ca/fr/document/publication.nsf/fb143c75e0c27b69852566aa0064b01c/8b9317527862c8d885256c38007694c8?OpenDocument>

- [29] AFSSA, décembre 2007, Résultats de l'enquête INCA 2 : évolution des consommations alimentaires depuis INCA 1, 35p. Disponible sur Internet : <http://www.afssa.fr/Documents/PASER-Co-INCA2conso.pdf> (consulté le 7 avril 2008)
- [30] AFSSA, décembre 2007, Enquête INCA, 21 p. Disponible sur Internet : <http://www.sante.gouv.fr/htm/pointsur/nutrition/224graphiques.pdf> (consulté le 7 avril 2008)
- [31] Observatoire régional de la santé de Midi-Pyrénées, septembre 2002, Evaluation des risques sanitaires liés à la présence de cadmium dans la rivière Lot, entre Boisse-Pencho et Aiguillon, 124 p. Disponible sur Internet : <http://www.orsmip.org/tlc/publi/lotcadmium.pdf> (consulté le 17 juin 2008)
- [32] InVS (DOR Frédéric, ZEGHNOUN Abdelkrim, BROSELIN Pauline), novembre 2004, Estimation de l'exposition des populations aux polluants présents à l'intérieur des habitations, 79 p. Disponible sur Internet : http://www.invs.sante.fr/publications/2004/polluants_161204/index.html (consulté le 13 juin 2008)
- [33] DRASS Bretagne, CIRE Ouest, InVS, mars 2002, Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb – Tome 1, 72 p. Disponible sur Internet : http://www.invs.sante.fr/publications/rap_saturnisme_1101/index.html (consulté le 16 juin 2008)
- [34] US-EPA, Office of Emergency and Remedial Response, décembre 1989, Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A) (EPA/540/1-89/002), 287 p. Disponible sur Internet : <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ragsa/index.htm> (consulté le 09 juillet 2008)
- [35] INERIS² (R. BONNARD), octobre 2005, Impact des incertitudes liées aux coefficients de transfert dans les évaluations de risque sanitaire, Rapport d'étude n°67645/204, 26 p.
- [36] INERIS² (R. BONNARD), février 2004, Paramètres physico-chimiques et coefficients de transfert des dioxines pour l'évaluation des risques, 45 p.
- [37] Ministère de l'Ecologie, février 2004, VADE MECUM Santé Environnement – chapitre I : La problématique Santé Environnement, quels enjeux ? 5 p. Disponible sur Internet : <http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/vademecumse.pdf> (consulté le 4 avril 2008)
- [38] INERIS² (R. BONNARD), novembre 2006, Estimation de l'impact des rejets des installations industrielles et utilisation de la démarche d'évaluation des risques à l'étranger, Rapport d'étude n°76413/197, 44 p.
- [39] INERIS² (A. FLOCH-BARNEAUD), décembre 2007, Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques, en vigueur dans l'eau, l'air et les denrées alimentaires en France au 1er décembre 2007, Rapport d'étude n°DRC-07-86177-15736A, 107 p.
- [40] Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire – Inspection des Installations Classées. L'étude d'impact. Disponible sur Internet : <http://installationsclassées.ecologie.gouv.fr/L-etude-d-impact.html>
- [41] Agence de l'Eau Rhône – Méditerranée – Corse, novembre 2002, Guide technique n°7 – Pollution toxique et écotoxicologie : notions de base, 82 p. Disponible sur Internet : <http://www.corse.eaufrance.fr/sdage/documents/guide-technique-sdage-7.pdf> (consulté le 21 mai 2008)
- [42] INSERM, 2000, Dioxines dans l'environnement – Quels risques pour la santé ?, Partie 5 : Chaînes alimentaire, 23 p. Disponible sur Internet : <http://disc.vjf.inserm.fr/BASIS/elgis/fqmr/rapp/DDW?W%3DTEXTE++PH+LIKE+%270%27%26M%3D115%26K%3D784%26R%3DY%26U%3D1> (consulté le 14 mai 2008)

- [43] ADEME (Anne Tremel-Schaub et Isabelle Feix), 2005, *Contamination des sols. Transfert des sols vers les plantes*. EDP Sciences / ADEME, 413 p.
- [44] ADEME, BRGM, INERIS, 2006, « Mesures » et « Modèles » : enjeux, avantages et inconvénients en contexte de gestion de sites pollués, 4 p. Disponible sur Internet : http://www.sitespollues.ecologie.gouv.fr/Documents/Appui/BRGM_INERIS_ADEME_mesures-modeles_02-03-06_1.pdf (consulté le 25 mars 2008)
- [45] Météo France, La couche limite planétaire. Disponible sur Internet : http://www.meteofrance.com/FR/glossaire/designation/721_curieux_view.jsp
- [46] Department of Toxic Substances Control, California Environmental Protection Agency, 2002, CalTOX 4.0, téléchargement du logiciel à l'adresse Internet : <http://eetd.lbl.gov/ied/ERA/CalTOX/>
- [47] US-EPA, 2005, Steps required to set up TRIM.FaTE Training Application. Disponible sur Internet : http://www.epa.gov/ttn/fera/fate_download.html
- [48] TANGUY J., ZEGHNOUN A., DOR F., 2007, Description du poids corporel en fonction du sexe et de l'âge dans la population française. *Environnement, Risques & Santé* – vol. 6, n°3, mai – juin 2007, pp.179-187. Disponible sur Internet : http://www.jle.com/fr/revues/sante_pub/ers/e-docs/00/04/2F/4E/resume.md (consulté le 29 mai 2008)
- [49] GLORENNEC P., 2005, Explication et réduction de l'incertitude liée à l'ingestion de sol en évaluation des expositions environnementales. *Environnement, Risques & Santé* – vol. 4, n°4, juillet – août 2005, pp.258-262. Disponible sur Internet : http://www.jle.com/fr/revues/sante_pub/ers/e-docs/00/04/10/1C/article.md (consulté le 29 mai 2008)
- [50] InVS, INERIS, juillet 2000, Evaluation du risque sanitaire résiduel pour les populations fréquentant les plages après dépollution du fioul de l'Erika, 77 p. Disponible sur Internet : http://www.invs.sante.fr/publications/erika3/evrerika_dist.pdf (consulté le 10 juillet 2008)
- [51] US-EPA, National Center for Environmental Assessment – Office of Research and Development, 1997, *Exposure Factors Handbook*, 1193 p. Disponible sur Internet : <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=20563>

Liste des figures

Figure 1 : Démarche d'une ERSEI	5
Figure 2 Quantification de l'exposition des populations par ingestion	6
Figure 3 : Schéma conceptuel général d'exposition de l'Homme par ingestion	10
Figure 4 : Transfert des dioxines dans la chaîne alimentaire [3]	10
Figure 5 : Transferts entre les compartiments environnementaux	11
Figure 6 : Transfert vers les végétaux	13
Figure 7 : Schéma conceptuel d'exposition des animaux terrestres	14
Figure 8 : Page d'accueil de l'outil de modélisation du risque sanitaire	48
Figure 9 : Pyramide trophique représentant une chaîne alimentaire : le taux de contamination par une substance bioaccumulable et stable augmente d'un niveau à l'autre [42]	XI
Figure 10 : Schéma synthétisant les flux potentiels de polluants au sein de la plante et dans son environnement, ainsi que les flux de sèves brute et élaborée [11]	XII
Figure 11 : Transferts entre l'aliment et les produits animaux pour les polluants organiques	XV
Figure 12 : Composition d'un « modèle d'exposition »	XVII
Figure 13 : Complexité des modèles et contraintes associées [10]	XIX
Figure 14 : Méthode d'évaluation des effets sur la santé dans l'étude d'impact des installations classées [6]	XXI
Figure 15 : Notions de compartiment et de volume élémentaire dans TRIM-FATE	XXVIII
Figure 16 : Exemple d'environnement pouvant être défini sur TRIM-FATE	XXVIII
Figure 17 : Présentation des différents liens possibles entre les compartiments	XXX
Figure 18 : Schéma conceptuel simplifié de TRIM-FATE	XXXII
Figure 19 : Cadre des analyses de l'incertitude et de la variabilité (pour TRIM-FATE)	XXXVI
Figure 20 : Couche limite atmosphérique	XLIX
Figure 21 : Chaîne trophique dans l'écosystème aquatique	LI
Figure 22 : Page d'accueil de l'outil de modélisation du risque sanitaire	LXXXI
Figure 23 : Feuille Excel (1) « Paramètre entrée » - Cadre de l'étude	LXXXII
Figure 24 : Feuille Excel (1) « Paramètre entrée » - Propriété de la substance	LXXXII
Figure 25 : Feuille Excel (1) « Paramètre entrée » - Caractérisation de la zone	LXXXII
Figure 26 : Feuille Excel (1) « Paramètre entrée » - Résultats de la modélisation des transferts environnementaux	LXXXIII

Figure 27 : Feuille Excel (1) « Paramètre entrée » - Paramètres pour les animaux d'élevage et le poisson	LXXXIII
Figure 29 : Feuille Excel (1) « Paramètre entrée » - Paramètres pour les végétaux	LXXXIV
Figure 30 : Feuille Excel (1) « Paramètre entrée » - Paramètres pour la population	LXXXIV
Figure 31 : Reproduction de la feuille Excel « (2) Récapitulatif »	LXXXVI

Liste des tableaux

Tableau 1 : Paramètres d'entrée de TRIM-FATE à compléter par l'utilisateur	31
Tableau 2 : Teneur en graisse des différents types de viande, du lait et des œufs [25] .	34
Tableau 3 : Paramètres d'exposition des animaux d'élevage ([25], [26])	34
Tableau 4 : Paramètres relatifs aux végétaux	38
Tableau 5 : Poids corporel à utiliser selon le scénario envisagé	39
Tableau 6 : Données proposées pour l'ingestion de sols et de poussières selon le scénario	40
Tableau 7 : Paramètres de consommation alimentaire relatifs aux cibles humaines	40
Tableau 8 : Paramètres d'exposition de la population française via l'eau potable	41
Tableau 9 : Part de l'autoconsommation selon la population cible	41
Tableau 10 : Paramètres d'exposition par ingestion accidentelle d'eau de baignade	42
Tableau 11 : Temps passé dans la zone d'influence du site	42
Tableau 12 : Durée de résidence choisie selon le scénario	43
Tableau 13 : Concentration dans l'environnement considérée par tranche d'âge.....	50
Tableau 14 : Grille d'analyse de la démarche de quantification du risque sanitaire par ingestion	VII
Tableau 15 : Présentation générale.....	XXIII
Tableau 16 : Calcul des concentrations environnementales – Compartiments pris en compte	XXIV
Tableau 17 : Transfert dans les compartiments environnementaux (air – eau – sol)....	XXIV
Tableau 18 : Mode de transfert vers et à partir des végétaux	XXV
Tableau 19 : Mode de transfert vers et à partir des animaux d'élevage.....	XXV
Tableau 20 : Mode de transfert vers et à partir des animaux aquatiques.....	XXV
Tableau 21 : Mode de transfert vers et à partir des animaux sauvages terrestres et semi aquatiques	XXVI
Tableau 22 : Exposition de l'Homme par ingestion – Voies prises en considération	XXVI
Tableau 23 : Liens avec les compartiments biotiques et mode de transfert.....	XXXIV
Tableau 24 : Liens entre compartiments abiotiques et processus de transfert	XXXIV
Tableau 25 : Valeurs des paramètres recherchés dans la base de données de CALTOX .L	
Tableau 26 : Régimes alimentaires au sein de l'écosystème aquatique	LI
Tableau 27 : Valeurs estimées des paramètres d'entrée non définis par défaut dans TRIM-FATE et non spécifiques au site considéré – Compartiments abiotiques.....	LII
Tableau 28 : Valeurs estimées des paramètres d'entrée non définis par défaut dans TRIM-FATE et non spécifiques au site considéré – Compartiments biotiques.....	LIII

Tableau 29 : Paramètres d'entrée spécifiques au site considéré	LIV
Tableau 30 : Statistiques du poids corporel des femmes (poids déclarés) [48]	LIX
Tableau 31 : Statistiques du poids corporel des hommes (poids déclarés) [48]	LIX
Tableau 32 : Statistiques descriptives du poids corporel (hommes et femmes) (poids déclarés) [48]	LX
Tableau 33 : Recommandations de l'US-EPA : valeurs pour la quantité de sol ingérée .	LXI
Tableau 34 : Estimations de la quantité de sol ingéré selon la durée d'exposition ou le lieu d'exposition [49]	LXI
Tableau 35 : Pourcentage de chaque type de légumes ingéré	LXV
Tableau 36 : Pourcentage de chaque type de viande ingéré	LXV
Tableau 37 : Consommation d'eaux dans la population française [30]	LXVI
Tableau 38 : Part moyenne de l'autoconsommation par type de légumes et de fruits ...	LXX
Tableau 39 : Part moyenne de l'autoconsommation selon différentes études	LXXI
Tableau 40 : Part moyenne de l'autoconsommation dans l'alimentation.....	LXXI
Tableau 41 : Données pour l'ingestion accidentelle d'eau pendant la baignade.....	LXXIV
Tableau 42 : Durée du travail [27]	LXXV
Tableau 43 : Emploi du temps des enfants de 7 à 17 ans [27].....	LXXVI
Tableau 44 : Moyenne des durées passées dans chacune des pièces du logement selon la région, le type de jour de semaine et la catégorie de personnes	LXXVII
Tableau 45 : Médiane et 95 ^{ème} percentile des temps passés à l'intérieur du logement selon la région, la catégorie de personne et le jour de la semaine.....	LXXVII
Tableau 46 : Temps passé dans les différents lieux de vie sur une semaine	LXXVII
Tableau 47 : Durée de résidence disponibles en France [27]	LXXIX
Tableau 48 : Quantité d'air inhalé par jour selon la classe d'âge	LXXXVII
Tableau 49 : Valeurs recommandées dans l'Exposure Factors Handbook (US-EPA) pour la quantité d'air inhalé par jour.....	LXXXVIII

Liste des annexes

Annexe 1	Contexte de l'étude	I
1)	Contexte social	I
2)	Contexte réglementaire	I
a)	Etude d'impact et évaluation des risques sanitaires	I
b)	Qualité des denrées alimentaires	II
3)	Contenu d'une étude d'impact	III
a)	Les différents chapitres d'une étude d'impact.....	III
b)	Exigences dans le contenu en matière d'effets sur la santé.....	IV
Annexe 2	Grille d'analyse des ERSEI	V
Annexe 3	Exemples d'ERSEI réalisées par IDE	VIII
Annexe 4	Devenir des polluants dans l'environnement et les chaînes alimentaires – quelques définitions	IX
1)	La biodisponibilité	IX
2)	La dégradation et la biodégradation	IX
3)	La bioaccumulation	X
4)	Phénomène de bioamplification au sein de la chaîne alimentaire	XI
Annexe 5	Mécanisme de transfert du polluant vers et dans la plante	XII
1)	Fluides vecteurs pour l'entrée du polluant dans la plante [11]	XII
a)	La solution du sol.....	XII
b)	L'atmosphère	XII
2)	Organes d'entrée du polluant dans la plante [11]	XIII
a)	Les racines.....	XIII
b)	Les feuilles	XIII
3)	Fluides vecteurs pour la circulation au sein de la plante [11]	XIII
a)	La sève brute	XIII
b)	La sève élaborée	XIV
4)	Transferts sol – plantes des éléments traces	XIV
Annexe 6	Mécanismes de transfert des polluants chez l'animal	XV

Annexe 7	Modélisation - généralités	XVI
1)	Limites de la modélisation	XVI
2)	Les différents types de modèles	XVI
a)	Les « modèles d'exposition »	XVII
b)	Les modèles de transfert	XVIII
3)	Complexité croissante des modèles et contraintes afférentes	XIX
Annexe 8	Les deux niveaux d'approche pour une ERSEI	XX
Annexe 9	Tableaux comparatifs des fonctionnalités offertes par les outils de modélisation les plus intéressants identifiés pour le calcul des transferts dans l'environnement et la chaîne alimentaire et pour l'évaluation de l'exposition par ingestion	XXII
Annexe 10	Description de TRIM-FATE	XXVII
1)	Logiciel TRIM	XXVII
2)	Description de TRIM-FATE	XXVII
3)	Concepts de TRIM-FATE	XXVII
a)	Base des terminologies utilisées par TRIM-FATE	XXVII
b)	Les compartiments types	XXVIII
c)	Liens	XXIX
d)	Sources	XXX
e)	Concept du temps dans TRIM-FATE	XXX
4)	Schéma conceptuel et conservation de la masse	XXXI
a)	Schéma conceptuel	XXXI
b)	Concepts de conservation de la masse	XXXII
c)	Phases	XXXII
d)	Processus de transformation, transport et devenir	XXXIII
5)	Application de TRIM-FATE	XXXIII
a)	Définition de la problématique	XXXIII
b)	Définition des liens et des algorithmes considérés	XXXIII
c)	Mise en œuvre de la simulation	XXXV
d)	Implémentation de la simulation	XXXV
e)	Analyse des résultats	XXXV
6)	Traitement de la variabilité et de l'incertitude	XXXVI
Annexe 11	Paramètres d'entrée de TRIM-FATE	XXXVII
1)	Paramètres d'entrée indépendants de la substance chimique	XXXVII

a)	Compartiments abiotiques	XXXVII
b)	Compartiments biotiques	XL
2)	Paramètres d'entrée dépendants de la substance chimique	XLIV
a)	Paramètres indépendants du type de compartiments (ª).....	XLIV
b)	Compartiments abiotiques	XLIV
c)	Compartiments biotiques	XLVI
3)	Autres données d'entrée.....	XLVIII
4)	Estimation des paramètres manquants non spécifiques au site	XLVIII
a)	Paramètre de l'air.....	XLVIII
b)	Paramètres des compartiments « sol » et « eau superficielle »	XLIX
c)	Compartiments biotiques aquatiques.....	L
d)	Compartiments biotiques terrestres : vers de terre	LI
e)	Compartiments biotiques terrestres : plantes	LI
f)	Bilan	LII
5)	Liste des paramètres manquants spécifiques au site.....	LIII
a)	Paramètres appartenant au compartiment « eau de surface ».....	LV
b)	Equations de transfert de polluants vers le poisson – utilisation de facteurs de bioconcentration	LV
6)	Algorithmes manquants dans TRIM-FATE.....	LVI
Annexe 12 Paramètres d'exposition des cibles humaines.....		LVIII
1)	Poids corporel.....	LVIII
2)	Ingestion de sols et de poussières	LX
a)	Enfants.....	LX
b)	Adultes	LXII
c)	Proportion de poussières intérieures ingérées	LXIII
3)	Consommation alimentaire (hors autoconsommation)	LXIII
a)	Enquêtes utilisées.....	LXIII
b)	Hypothèses de calcul.....	LXIII
4)	Consommation d'eau « du robinet »	LXVI
a)	Résultats de l'enquête INCA 1.....	LXVI
b)	Hypothèses utilisées pour l'estimation de la consommation d'eau « du robinet » dans la population française	LXVI
5)	Autoconsommation [19].....	LXVI
a)	L'autoconsommation des ménages en France : sources de données et méthodes de collecte.....	LXVII
b)	Possession de jardins potagers, de clapiers et de poulailler	LXVIII

c)	L'autoconsommation des particuliers.....	LXIX
d)	L'autoconsommation des agriculteurs	LXX
e)	Bilan sur l'autoconsommation (population générale et agriculteurs)	LXXI
f)	L'approvisionnement systématique auprès d'agriculteurs ou de particuliers, la pêche et la chasse locales	LXXII
g)	La variation temporelle de l'auto-consommation et les conséquences sur l'exposition.....	LXXII
6)	Ingestion accidentelle d'eau de baignade	LXXII
7)	Le budget espace – temps	LXXIV
a)	Exposition en milieu professionnel.....	LXXV
b)	Temps Globaux dans divers micro-environnements pour les enfants	LXXV
c)	Etude INVs « Estimation de l'exposition des populations aux polluants présents à l'intérieur des habitations » [32]	LXXVI
d)	Proposition pour le choix des valeurs	LXXVII
8)	Les durées de résidence	LXXVIII
9)	La banque de données CIBLEX.....	LXXX
Annexe 13	Présentation de l'outil de modélisation du risque sanitaire	LXXXI
1)	Feuille Excel « (1) Paramètres entrée »	LXXXI
2)	Feuille Excel « (2) Récapitulatif »	LXXXVI
3)	Risque par inhalation	LXXXVII
a)	Quantification de l'exposition par inhalation.....	LXXXVII
b)	Calcul des risques liés à l'inhalation	LXXXIX
Annexe 14	Exemple 1.....	XC
Annexe 15	Exemple 3.....	XCI

Annexe 1 Contexte de l'étude

1) Contexte social

L'influence de la qualité de l'environnement physique, chimique et biologique sur la santé est une réalité qui s'impose à tous. L'air que nous respirons, à l'extérieur comme à l'intérieur des locaux, l'eau et les aliments que nous ingérons, et le bruit auxquels nous sommes exposés influent de manière plus ou moins directe sur notre santé. Ainsi, les atteintes portées à l'environnement et à notre santé préoccupent de plus en plus.

La population ne s'émeut pas seulement d'être confrontée à des pollutions ou à des nuisances, mais veut savoir quelles en sont les conséquences possibles pour leur santé et quelles actions ont été menées pour les maîtriser, d'un côté par les responsables des installations qui sont à l'origine de ces nuisances, de l'autre par les pouvoirs publics. Nombreux sont les exemples où les rejets d'installations ont été suspectés d'avoir eu un impact sur la santé des populations avoisinantes.

La méthode d'évaluation des risques sanitaires est la seule méthode aujourd'hui disponible qui permet [37] :

- de caractériser les effets sur la santé humaine consécutifs à des expositions chroniques ou sub-chroniques de substances chimiques à des faibles doses,
- de quantifier les effets associés aux expositions par le calcul d'une probabilité pour un individu de développer l'effet associé à l'exposition à une substance ou par le calcul déterministe de la survenue d'un effet par dépassement d'une valeur seuil.

Si ces deux aspects constituent l'apport essentiel de la méthode d'évaluation, celle-ci met par ailleurs clairement en évidence que [37] :

- les différents mécanismes de transfert ou les voies d'exposition directes ou indirectes qui peuvent conduire à porter atteinte à la santé des populations ;
- le souci de la santé humaine et celui de préservation de l'environnement sont très étroitement imbriqués : l'évaluation des effets sanitaires nécessite la connaissance des effets des émissions sur l'environnement et les écosystèmes.

2) Contexte réglementaire

a) Etude d'impact et évaluation des risques sanitaires

Depuis quelques années, la santé environnementale prend une place de plus en plus importante dans la société française. Ainsi, on note une évolution certaine des processus réglementaires nationaux depuis le milieu des années 1990, en particulier au niveau des installations industrielles soumises à autorisation. Cette évolution s'intègre elle-même dans un processus beaucoup plus large amorcé antérieurement au niveau de l'Union Européenne.

Au niveau européen, deux directives encadrent la prise en compte de l'impact des rejets des installations industrielles sur la santé et sur l'environnement [38]:

- la directive n°85/337/CEE modifiée par la directive n°97/11/CE du 3 mars 1997, concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement (directive EIA Environmental Impact Assessment)
- la directive n°96/61/CE du Conseil Européen du 24 septembre 1996, relative à la prévention et à la réduction intégrée de la pollution (directive IPPC Integrated Prevention Pollution Control)

En France, c'est la loi n°76-663 du 29 juillet 1976 qui assure pour les ICPE, la transposition des directives EIA et IPPC. Cette loi répond à la proposition faite aux Etats Membres de la Communauté Européenne dans la directive EIA de mettre en place une procédure unique pour répondre aux exigences des deux directives [38].

Le décret d'application n°77-11333 du 21 septembre 1977 précise que l'étude d'impact doit comporter « une analyse des effets directs et indirects, temporaires et permanents de l'installation sur l'environnement [...], l'hygiène et la santé » [38].

La loi n°96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie a conduit à une modification de la loi n°76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature. Elle a introduit dans l'article 2 de la loi de 1976, la notion de santé en indiquant que le contenu de l'étude d'impact (...) comprend au minimum une analyse de l'état initial du site et de son environnement, l'étude des modifications que le projet y engendrerait, l'étude de ses effets sur la santé et les mesures envisagées pour supprimer, réduire et si possible, compenser les conséquences dommageables pour l'environnement et la santé » [38].

La circulaire du 19 juin 2000 souligne que cette vigilance renforcée concernant les effets sur la santé « doit également et tout particulièrement s'appliquer aux demandes d'autorisation présentées au titre de la législation pour les installations classées » [38].

Enfin, la circulaire du 11 avril 2001 relative à l'analyse des effets sur la santé dans les études d'impact liste les informations devant figurer au minimum dans les dossiers. On y retrouve les éléments relevant de l'étape d'identification des dangers, de l'évaluation de l'exposition des populations et la notion de caractérisation des risques [38].

b) Qualité des denrées alimentaires

Les diverses crises traversées ces dernières années ont montré l'importance de prendre en considération le risque de contamination chimique de notre chaîne alimentaire ainsi, des teneurs maximales en contaminants dans l'alimentation humaine et animale ont été fixées par la réglementation tant communautaire que française.

Dans l'alimentation humaine [39]

La qualité des denrées alimentaires, pour ce qui concerne leur teneur en contaminants chimiques, fait l'objet de règlements européens, appliqués en droit national sans transposition. Le règlement cadre est le règlement européen CEE n°315/1993, qui établit les procédures communautaires relatives aux contaminants dans les denrées alimentaires. Le règlement (CEE) n° 315/93 du Conseil du 8 février 1993 dispose que :

- la mise sur le marché de denrées alimentaires contenant une quantité inacceptable, du point de vue de la santé publique et en particulier sur le plan toxicologique, d'un contaminant est interdite ;
- les teneurs en contaminants doivent être maintenues aux niveaux les plus faibles que permet raisonnablement l'application de bonnes pratiques ;
- des tolérances maximales doivent être fixées pour certains contaminants, afin de protéger la santé publique.

Le règlement CE n°199/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 fixe les teneurs maximales de contaminants admissibles dans les denrées alimentaires. Il abroge le règlement CE n° 466/2001 et ses nombreuses modifications.

Dans l'alimentation animale [39]

La directive 2002/32/CE du 7 mai 2002 concernant les substances indésirables dans l'alimentation des animaux prévoit que les matières premières des aliments pour animaux et les aliments pour animaux ne peuvent être mis en circulation que s'ils sont "de qualité saine, loyale et marchande". Cette directive (modifiée par la directive 2006/13/CE) fixe également au niveau européen les teneurs maximales de contaminants chimiques dans les aliments pour animaux. La qualité des matières premières et des aliments eux-mêmes ne peut être considérée comme saine, loyale et marchande si la teneur en un des contaminants chimiques référencée est supérieure à la valeur tolérée, induisant ainsi des risques pour la santé humaine (et animale).

Les teneurs maximales dans les aliments pour animaux en France sont fixées par l'arrêté du 12 janvier 2001 fixant les teneurs maximales pour les substances et produits indésirables dans l'alimentation des animaux qui transpose la directive 2002/32/CE.

3) Contenu d'une étude d'impact

Le contenu de l'étude d'impact doit être en relation avec l'importance de l'installation projetée et avec ses incidences prévisibles sur l'environnement au regard des intérêts visés par les articles L511-1 et L211-1 du Code de l'Environnement.

a) Les différents chapitres d'une étude d'impact

L'étude d'impact présente successivement [40] :

1. une analyse de l'état initial du site et de son environnement, portant notamment sur les richesses naturelles et les espaces naturels agricoles, forestiers, maritimes ou de loisirs, ainsi que sur les biens matériels et le patrimoine culturel susceptibles d'être affectés par le projet ;
2. une analyse des effets directs et indirects, temporaires et permanents de l'installation sur l'environnement et la santé, en particulier sur les sites et paysages, la faune et la flore, les milieux naturels et les équilibres biologiques, sur la commodité du voisinage (bruits, vibrations, odeurs, émissions lumineuses) ou sur l'agriculture, l'hygiène, la salubrité ou la sécurité publique, sur la protection des biens matériels et du patrimoine culturel ;
3. une analyse de l'origine, de la nature et de la gravité des inconvénients susceptibles de résulter de l'exploitation de l'installation considérée. A cette fin, elle précisera notamment, la nature et la gravité des déchets, le niveau acoustique des appareils qui seront employés ainsi que les vibrations qu'ils peuvent provoquer, le mode et les conditions d'approvisionnement en eau et d'utilisation de l'eau ;
4. les raisons pour lesquelles, notamment du point de vue des préoccupations de l'environnement, parmi les solutions envisagées, le projet présenté a été retenu ;
5. les mesures envisagées par le demandeur pour supprimer, limiter et si possible compenser les inconvénients de l'installation ainsi que l'estimation des dépenses correspondantes. Ces mesures font l'objet de descriptifs précisant les dispositions d'aménagement et d'exploitation prévues, leurs caractéristiques détaillées ainsi que les performances attendues notamment en ce qui concerne la protection des eaux souterraines, l'épuration et l'évacuation des eaux résiduelles et des émanations gazeuses, l'élimination des déchets et résidus de l'exploitation, les conditions d'apport à l'installation des matières destinées à y être traitées, du transport des produits fabriqués et de l'utilisation rationnelle de l'énergie ;
6. les conditions de remise en état du site ;
7. pour les installations appartenant aux catégories fixées par décret, une analyse des méthodes utilisées pour évaluer les effets de l'installation sur l'environnement mentionnant les difficultés éventuelles de nature technique ou scientifique rencontrées pour établir cette évaluation.

b) Exigences dans le contenu en matière d'effets sur la santé

Le niveau d'exigence requis dans la conduite et la présentation des aspects de l'étude obéit aux mêmes principes que le reste de l'étude d'impact. L'étude doit mettre prioritairement l'accent sur les problèmes qui constituent de réels enjeux pour la santé et pour l'environnement, et porter principalement sur les thèmes qui ont un sens par rapport aux caractéristiques du projet et à sa localisation : les problèmes liés à la pollution de l'air ou au bruit trouvent une résonance particulière en milieu urbain ou à proximité d'habitations en zone rurale, tandis que les problèmes liés à la pollution de l'eau ou à la pollution des sols touchent indifféremment le milieu rural et le milieu urbain [6].

Le renforcement en matière de protection de la santé doit conduire à mettre l'accent sur la surveillance des paramètres importants en matière de santé publique, tant sur le site que en dehors du site.

Remarque : Il peut s'agir de la surveillance des paramètres pertinents dans l'air ambiant, les eaux souterraines et les eaux superficielles, mais aussi de la surveillance des retombées sur les végétaux, des niveaux de bruit entraînés par l'installation dans son environnement. On s'attachera à sélectionner les paramètres les plus significatifs jouant un rôle déterminant dans l'évaluation du risque.

Annexe 2 Grille d'analyse des ERSEI

Le volet sanitaire se divise en 4 étapes principales précédées d'une étape préliminaire. Une partie de l'étude d'impact doit déjà présenter une analyse de l'état initial du site et de son environnement (annexe 1). Cette partie ne relève donc pas d'une ERSEI à proprement parler. L'étape préliminaire visera donc à caractériser le projet, à donner l'objectif précis de l'évaluation des risques sanitaires.

Les 4 étapes principales sont ensuite comme pour toute évaluation des risques sanitaires :

1. Identification des dangers
2. Relation Dose – Réponse
3. Evaluation de l'exposition des populations
4. Caractérisation du risque

La partie d'identification des dangers doit comporter une liste des substances et agents dangereux présents dans l'installation en tant que : matières premières, produits fabriqués, sous-produits, stockages et/ou émissions / rejets.

Cette partie se divise généralement en trois sections :

- recensement (non exhaustif) des agents ce qui se traduit sur la grille par quatre lignes :
 - Identification des substances chimiques
 - Identification des micro-organismes
 - Identification des agents physiques et autres
 - Quantités prévisionnelles d'agents émis
- présentation du principe de sélection des agents inclus dans l'ERS
- effets sanitaires indésirables des substances sélectionnées

Dans la seconde étape, la procédure de choix d'une valeur toxicologique de référence pour chaque agent dangereux inclus dans l'étude doit être présentée.

Trois points doivent principalement être abordés :

- quelles sont les sources de données des VTR ?
- quelle est la procédure de choix utilisée dans le cadre de l'étude ?
- dans un troisième temps, doit également être menée une discussion sur l'incertitude des VTR choisies : facteurs de sécurité, VTR établie pour une dose externe ou interne ?

Dans un troisième temps, vient l'évaluation de l'exposition des populations. Dans le cadre de l'étude, ne sera détaillée que la procédure utilisée pour l'évaluation de l'exposition des populations par ingestion. Il ne sera donc pas analysé ni le risque par inhalation, ni le risque par contact cutané.

Dans cette optique, il convient de suivre la procédure de quantification de l'exposition par ingestion présentée au chapitre 1, partie 3 et de vérifier quelles étapes ont été réalisées et par quelle méthode. Les différents points à aborder dans les différentes étapes sont les suivants :

Etape 1 : Calcul des concentrations des polluants dans les compartiments environnementaux

- Lors de l'analyse, il faudra vérifier que les 3 milieux (air, eau, sol) ont été présentés et sinon, que la non prise en compte d'un milieu a été justifiée.
- Quelle a été la méthode utilisée pour la détermination de ces concentrations ?

Etape 2 : Quantification de l'exposition par ingestion directe

- Lors de cette étape, deux modalités d'ingestion doivent être présentées : ingestion d'eau contaminée et ingestion de terres.

Etape 3 : Quantification de l'exposition par ingestion d'aliments

- Quels sont les transferts compartiments environnementaux – aliments pris en compte ?
- Quels sont les transferts étudiés au sein de la chaîne alimentaire ?
- Quelle est la méthode de calcul des polluants dans l'alimentation utilisée ? Quel est le « modèle » utilisé ?

Etape 4 : Scénario d'exposition

- Quels sont les scénarios d'exposition développés dans l'analyse du risque sanitaire par ingestion ?

Etape 5 : Consommation de la population

- Quelles sont les sources des données pour les quantités de sols, d'eau et d'aliments contaminés ingérées ?

Le dernier temps vise à caractériser le risque : calcul du quotient de danger (substances avec effet à seuil) et l'excès de risque individuel (substances avec effet sans seuil). Le principe de calcul doit être présenté et les risques doivent être calculés pour chaque type de substances (effet à ou sans seuil) et pour chaque scénarii d'exposition.

Le risque peut être calculé par agents ou bien de manière globale, dans ce dernier cas, la méthode d'additivité doit également être présentée.

Ensuite, doit venir une analyse de sensibilité de l'étude ainsi que des recommandations avec les procédures de réduction des risques envisagés si cela s'avère nécessaire.

Tableau 14 : Grille d'analyse de la démarche de quantification du risque sanitaire par ingestion

Etape de la démarche	Points à développer	Observations	Points à revoir ?
Caractérisation du projet			
Identification des dangers	Identification des substances chimiques		
	Identification des micro-organismes		
	Identification des agents physiques et autres		
	Quantité prévisionnelle d'agents émis		
	Sélection des agents inclus dans l'ERS		
	Effets sanitaires indésirables des agents retenus		
Relation dose - réponse	Source de données des VTR		
	Procédure de choix des VTR		
	Discussion sur l'incertitude (facteur de sécurité - dose interne/externe)		
Evaluation de l'exposition des populations	Concentration des polluants dans les compartiments environnementaux		
	AIR		
	EAU		
	SOL		
	Exposition par ingestion directe		
	EAU		
	SOL / POUSSIÈRE		
	Exposition via l'alimentation		
	Types de transfert compartiments environnementaux - aliments pris en compte		
	Transfert au sein de la chaîne alimentaire		
	Concentration des polluants dans les aliments – Modèle ?		
	Consommation de la population		
	Ingestion de terres		
	Aliments		
	Scénario d'exposition		
Caractérisation du risque	Présentation du principe de calcul		
	Addition des risques		
	Analyse des incertitudes - Sensibilité de l'étude		
	Recommandations		

Annexe 3 Exemples d'ERSEI réalisées par IDE

Annexe 4 Devenir des polluants dans l'environnement et les chaînes alimentaires – quelques définitions

1) La biodisponibilité

La biodisponibilité se définit comme la propriété d'un élément ou d'une substance d'atteindre les membranes cellulaires des organismes vivants. Il s'agit d'un des paramètres essentiels de la toxicité car un changement de la biodisponibilité d'un polluant équivaut à un changement de toxicité. C'est le statut physique (adsorbé, solubilisé) ou chimique (complexé, ionisé) dans lequel se trouve un polluant et qui conditionne son écotoxicité [41].

Ainsi, la disponibilité des polluants du sol, et donc leur devenir dans cette matrice, dépend de leurs propriétés physico-chimiques (solubilité, pression de vapeur, coefficient de partage octanol/eau, constante d'Henry ...), des facteurs environnementaux (température, précipitations, dissémination des particules contaminées du sol suite à des bourrasques) et de facteurs spécifiques (par exemple, le type de culture en relation avec les caractéristiques du système racinaire). Cependant, le premier facteur déterminant résulte des caractéristiques du sol (composition et teneurs en matières organiques et en acide humique, pH et potentiel d'oxydo-réduction). L'ensemble de ces paramètres contrôle les taux d'absorption / désorption des polluants du sol et donc la distribution de ces substances dans les trois phases (solide, liquide, gazeuse) de cette matrice. Un autre paramètre essentiel modulant la disponibilité des polluants du sol est le temps de contact entre les composants du sol et ces molécules [7].

2) La dégradation et la biodégradation

Ce sont les principaux facteurs qui régissent le devenir des substances chimiques dans l'environnement. La dégradation désigne toute action physico-chimique aboutissant à la minéralisation plus ou moins complète d'une molécule. La biodégradation est une dégradation biologique effectuée par les êtres vivants (bactéries, champignons...). Elle est due à l'abondance et à la variété des micro-organismes dans le milieu considéré. L'attaque d'une molécule chimique par des micro-organismes a pour aboutissement sa minéralisation et l'obtention de métabolites de faibles poids moléculaires [41].

Deux types de biodégradation sont distingués [41] :

- La biodégradation primaire qui est une attaque partielle de la molécule. Dans certains cas, elle peut aboutir à l'apparition de métabolites persistants, plus biodisponibles et/ou plus toxiques que la molécule initiale.

- La biodégradation ultime qui est une dégradation complète conduisant à la formation de dioxyde de carbone, méthane, eau, éléments minéraux. Cette biodégradation, si elle se fait rapidement, conduit à l'élimination du polluant dans le milieu.

Une substance qui subit une biodégradation ultime est une substance qui présente moins de risque pour l'environnement qu'une substance qui subit une biodégradation primaire.

3) La bioaccumulation

La bioaccumulation est l'accumulation de substances toxiques dans les tissus des organismes vivants. C'est le cas par exemple des toxiques qui vont être stockés dans les tissus des organismes et dont les effets toxiques ne se produiront que lorsque leur dose d'effets sera atteinte. Ainsi, certains contaminants chimiques sont plus ou moins fortement accumulés à partir du milieu par les êtres vivants ; cette « bioaccumulation » correspond à une certaine « biodisponibilité » du polluant. D'autres paramètres interviennent également, notamment la mobilité du polluant à partir du sol, les phénomènes de bio-absorption et de biodisponibilité vis-à-vis des micro-organismes et le transfert entre sols et végétaux, que ce soit par voie racinaire ou foliaire. La toxicinétique d'un polluant (c'est-à-dire son devenir dans l'organisme) dépend également de ses caractères physicochimiques.

Les polluants lipophiles et stables tels que les organochlorés sont éliminés très lentement (la demi-vie de la dioxine TCDD est de l'ordre de 7 ans chez l'homme) ; ils se fixent dans les tissus adipeux et sont excrétés par le lait du fait de leur affinité pour les matières grasses. Les métaux lourds se fixent surtout dans le foie et les reins, du fait de leur affinité pour les métalloprotéines.

Tous les organismes vivants sont ainsi capables, à divers degrés, d'accumuler des substances toxiques, ce qui peut, dans un certain nombre de cas, entraîner des phénomènes de transfert et d'amplification dans la chaîne alimentaire, avec des teneurs observées d'autant plus fortes que l'organisme est élevé dans la chaîne alimentaire (voir partie suivante). Très couramment on s'appuie sur le coefficient de partage octanol/eau (ou K_{ow}) pour prédire la capacité d'un polluant à se bioaccumuler. Cette valeur qui est une estimation du partage de la substance entre l'eau et les graisses des tissus, est donc utilisée pour prédire l'accumulation de la substance dans les tissus graisseux [41].

Le K_{ow} est souvent exprimé par son logarithme, $\log K_{ow} = \log P$. Il est généralement considéré qu'une substance est bioaccumulable si : K_{ow} supérieur ou égal à 1000, ou $\log P$ supérieur ou = à 3 [41].

Remarque : Cependant, certaines interactions entre polluants peuvent entraîner des modifications physiologiques responsables de variation dans les phénomènes de bioaccumulation.

4) Phénomène de bioamplification au sein de la chaîne alimentaire

De nombreux polluants organochlorés, notamment les dioxines, se caractérisent par une bioaccumulation importante du milieu environnemental aux êtres vivants et font l'objet d'un processus de bioconcentration et de bioamplification dans la chaîne alimentaire, aboutissant à des taux élevés au niveau terminal, dont l'homme fait partie.

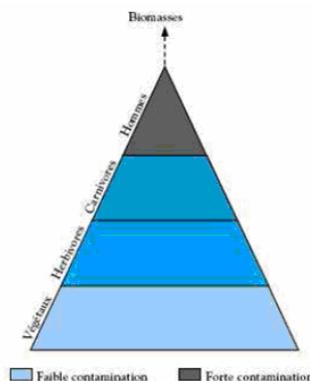


Figure 9 : Pyramide trophique représentant une chaîne alimentaire : le taux de contamination par une substance bioaccumulable et stable augmente d'un niveau à l'autre [42]

Dans tout milieu, les chaînes alimentaires peuvent être représentées sous forme de « pyramides alimentaires ou trophiques » : les biomasses des divers niveaux (végétaux-herbivores-carnivores) décroissent fortement.

Ceci explique que, pour un contaminant stable et bioaccumulatif les concentrations augmentent de façon inversement proportionnelle à la diminution de la biomasse, aboutissant à des teneurs élevées dans les niveaux supérieurs (animaux prédateurs, herbivores, omnivores, homme), qui seront les plus exposés aux effets toxiques à long terme. Cette représentation est certes approximative ; en réalité, les chaînes alimentaires sont reliées sous forme de « réseaux trophiques », ce qui complique singulièrement les transferts. Par ailleurs, les espèces omnivores comme l'homme se situent en fonction de leur régime à divers niveaux des chaînes alimentaires.

Ces approches s'appliquent aux chaînes alimentaires « naturelles », aquatiques ou terrestres, ainsi qu'« artificielles », chaînes agro-alimentaires, basées sur les espèces domestiques, conduisent en particulier à déterminer les coefficients de transfert des contaminants [42].

Annexe 5 Mécanisme de transfert du polluant vers et dans la plante

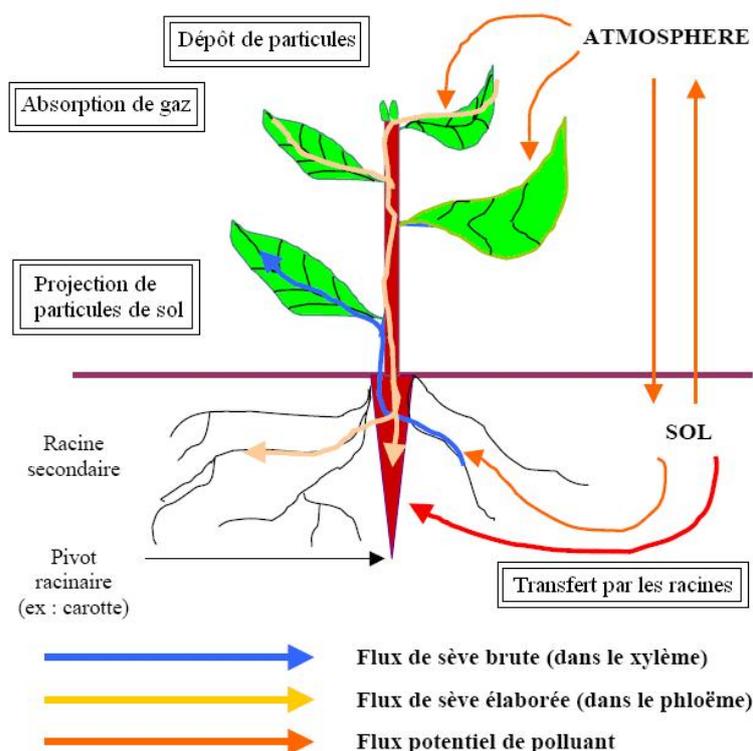


Figure 10 : Schéma synthétisant les flux potentiels de polluants au sein de la plante et dans son environnement, ainsi que les flux de sèves brute et élaborée [11]

1) Fluides vecteurs pour l'entrée du polluant dans la plante [11]

a) La solution du sol

Le polluant organique, avant d'être prélevé par la plante, est présent dans le sol, sous différentes formes : dissoute dans la solution du sol, volatilisée ou liée à la matrice organique ou minérale du sol. Seule la fraction phytodisponible sera susceptible d'être prélevée par la plante au cours de sa croissance. Il s'agit du polluant présent sous forme dissoute dans l'eau du sol, immédiatement disponible pour la plante, ou du polluant faiblement adsorbé sur la phase solide du sol et susceptible d'être solubilisé le temps de la croissance. Par rapport à la teneur totale en polluant dans le sol, l'importance de la fraction phytodisponible sera fonction des propriétés physico-chimiques du polluant (notamment de sa solubilité dans l'eau) et des propriétés physico-chimiques du milieu.

b) L'atmosphère

L'atmosphère peut contenir le polluant sous différentes formes : gazeuse, si la molécule est volatile (fonction de la constante de Henry du polluant), adsorbé à des particules en suspension ou présent sous forme soluble dans la phase aqueuse de l'atmosphère.

2) Organes d'entrée du polluant dans la plante [11]

Les organes dont la surface est en contact avec la solution du sol et l'atmosphère seront les voies d'entrée prépondérantes du polluant au sein du végétal.

a) Les racines

Les racines permettent l'absorption de l'eau et des sels minéraux présents dans la solution de sol et indispensables à la croissance de la plante. L'eau et les solutés se déplacent librement de la solution du sol vers l'intérieur des racines en empruntant les nombreux pores entre les cellules. Pour que les molécules rejoignent les vaisseaux de circulation de la sève brute (vaisseau du xylème), elles doivent traverser une membrane, l'endoderme ou cadre de Caspary, constituée de cellules cireuses en s'insinuant dans les espaces interstitiels (appelés symplastes). Seuls les composés hydrophiles pourront transiter par le symplaste, alors que les composés lipophiles s'accumuleront au niveau du cadre de Caspary. Ainsi les polluants contenus dans l'eau du sol suivent passivement l'eau par convection jusqu'au xylème à condition qu'il ne soient pas adsorbés par le cadre de Caspary.

b) Les feuilles

Les feuilles jouent le rôle d'interface majeur entre l'atmosphère et la plante. Elles sont recouvertes d'une fine couche protectrice appelée cuticule (dont la fonction primaire est de limiter les pertes d'eau mais aussi l'infection par les agents pathogènes), constituée d'une fine couche de cires hydrophobes. Par ailleurs, en plus de la cuticule, des ouvertures microscopiques, appelées stomates, ont un caractère fortement hydrophile et assurent la régulation du courant de transpiration au travers de la plante.

Deux voies de passage se présentent donc au niveau de la feuille : les stomates, pour les polluants hydrophiles, la cuticule pour les polluants lipophiles. Le passage des polluants par les stomates d'une part et leur pénétration par la cuticule d'autre part sont deux phénomènes d'ampleur généralement comparable. Les polluants peuvent aussi s'accumuler au niveau de la cuticule selon leur lipophilicité.

3) Fluides vecteurs pour la circulation au sein de la plante [11]

a) La sève brute

La sève brute contient majoritairement l'eau du sol ainsi que les sels minéraux nécessaires à la photosynthèse. Elle circule dans le xylème, depuis les racines jusqu'aux feuilles, où se produit la photosynthèse. Le gradient hydrique, existant entre les racines et les feuilles, est à l'origine d'un courant d'évapotranspiration, qui est le moteur de cette

circulation. Les polluants organiques solubles à l'eau suivront, par convection, ce flux et pourront atteindre la feuille.

Un phénomène de diffusion des composés organiques se produit également tout au long du trajet depuis les racines vers les feuilles au travers des vaisseaux du xylème, mais de façon limitée.

b) La sève élaborée

Les vaisseaux du phloème, dans lesquels circule la sève élaborée, relient les feuilles à tous les organes de la plante pour assurer leur entretien et leur croissance (notamment dans le cas d'organes de réserves comme le tubercule de la pomme de terre). Le flux de la sève élaborée est lié au gradient de pression osmotique entre les feuilles et les différents organes irrigués et il est de vingt fois supérieur à celui de la sève brute. De ce fait, les composés organiques du phloème sont préférentiellement transportés par diffusion entre les différents organes, non par convection.

En définitive, les deux voies principales pour la pénétration d'un polluant dans la plante sont les racines et les feuilles. Selon les caractéristiques physico-chimiques de la substance, l'une ou l'autre voie sera prépondérante (transfert par l'eau du sol pour les composés hydrophiles, transfert par la voie atmosphérique pour les composés volatils ...). A l'intérieur de la plante, la circulation du polluant depuis les racines vers les feuilles sera assurée par la sève brute, depuis les feuilles vers les autres organes par la sève élaborée.

4) Transferts sol – plantes des éléments traces

Les transferts sol-plantes des éléments traces sont présentés en détail dans le livre publié par l'ADEME : *Contamination des sols. Transfert des sols vers les plantes* [43]. Les principaux éléments à retenir sont écrits ci-après.

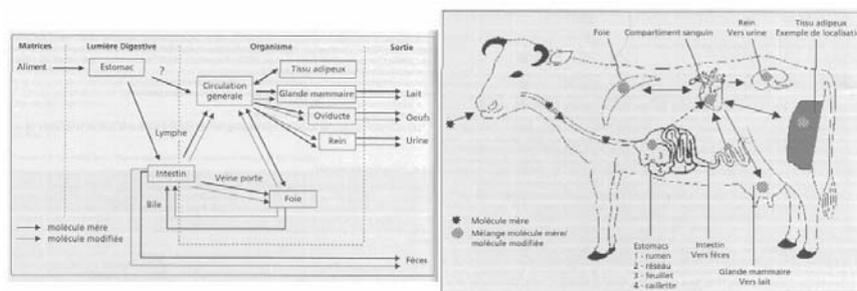
Seule une faible fraction des éléments traces totaux du sol est assimilable par les plantes : ceux qui sont dans la solution du sol, et ceux qui peuvent rapidement passer de la phase solide du sol à la solution du sol. C'est l'offre du sol. Elle dépend de facteurs liés au sol (concentration naturelle, pH, Eh), au climat (température, humidité) et à la plante (influence des racines sur le sol, influence des micro-organismes).

Pour une offre donnée du sol, chaque plante prélève plus ou moins d'éléments selon son espèce végétale, sa variété, son âge. Les concentrations sont généralement plus élevées dans les racines, puis dans les parties végétatives, et enfin dans les parties reproductrices. Les teneurs sont donc généralement plus importantes dans l'ordre décroissant : légumes-racines, puis légumes-feuilles et enfin, fruits et graines. La forme chimique d'un élément dans le tissu végétal détermine sa disponibilité pour le tractus intestinal de l'animal ou de l'Homme qui l'ingère, ainsi que sa toxicité.

Annexe 6 Mécanismes de transfert des polluants chez l'animal

Les données présentées dans cette annexe sont issues du livre publié par l'ADEME : *Contamination des sols. Transfert des sols vers les animaux* [7].

La figure 11 illustre le schéma général des mécanisme de transfert des polluants au sein de l'animal et en propose une version simplifiée pour la vache [7].



**Figure 11 : Transferts entre l'aliment et les produits animaux pour les polluants organiques
a) schéma générique ; b) chez la vache**

Absorption intestinale des polluants organiques

Le processus d'absorption intestinale fait suite à des phénomènes de mastication, salivation, déglutition et de dégradation enzymatique buccales, stomacales et pancréatiques. Il peut être défini comme le transfert de molécules de la lumière intestinale vers la voie lymphatique et/ou la voie portale. Il est couramment admis que pour les polluants organiques, l'absorption gastro-intestinale s'effectue selon un processus de diffusion passive (de milieu le plus concentré vers le moins concentré). Ce transfert est alors contrôlé par les différences de concentration entre le milieu luminal et le milieu sanguin : lorsque la différence est positive, l'absorption a lieu, le phénomène inverse étant observé pour des concentrations sanguines supérieures à celle de la lumière intestinale.

Distribution tissulaire des polluants organiques

La distribution tissulaire des polluants organiques implique leur transport dans la circulation sanguine suivi par leur captation tissulaire. Elle a été principalement étudiée dans le cas d'une administration unique d'une molécule. De plus, peu de recherches ont été réalisées. Toutefois, l'ensemble des travaux recensés a mis en évidence que la distribution tissulaire des polluants organiques dépendait des teneurs en graisse des différents tissus et de leur concentration en cytochrome P-450.

Objectivement, trois facteurs semblent moduler la répartition tissulaire : la dose administrée, le métabolisme tissulaire et/ou la matrice vecteur utilisée.

Voie d'élimination des polluants organiques chez l'animal

Les excréments fécaux et urinaires sont les deux voies d'élimination des polluants organiques présentes quelle que soit l'espèce animale. L'œuf (dans le cas de la poule) et le lait (cas des ruminants laitiers) constituent des voies d'élimination complémentaires.

Annexe 7 Modélisation - généralités

1) Limites de la modélisation

La modélisation a comme principale limite de simplifier la réalité. Cette simplification peut être liée à une conceptualisation volontairement simpliste des phénomènes réels. Ainsi, dans certains cas, la modélisation s'appuie sur des coefficients de transfert permettant de déterminer la concentration dans un compartiment à partir d'une autre donnée « amont ». Cette simplification, liée à l'absence de modèles physiologiques satisfaisants, génère des approximations souvent contestables, même si le recours aux coefficients de transfert des substances est parfois incontournable. Aussi, il est parfois difficile de trouver les éléments de validation de certains modèles par rapport à des données réelles issues de sites étudiés ; ceci est essentiellement le cas pour les modèles de transfert de vapeur du sol vers l'air ambiant intérieur et de transfert sol/plantes. Les autres limites d'application des modèles sont leurs conditions initiales de mise au point et leur validation expérimentale. Cette simplification est aussi liée à l'usage de modèles complexes avec des paramètres multiples, mais dont les valeurs sont choisies par défaut, à partir de la littérature, en raison du manque de moyens ou de capacités à les déterminer expérimentalement sur le terrain [44].

2) Les différents types de modèles

L'expression « modélisation de l'exposition » peut recouvrir un champ d'activités très large. La modélisation de l'exposition consiste en :

- l'estimation des concentrations d'exposition pour les divers milieux d'exposition,
- l'estimation des doses de polluant reçues par la population par chacune des voies d'administration à partir de chacun des milieux d'exposition,
- un travail sur l'incertitude dans la modélisation des expositions.

L'estimation des concentrations d'exposition correspond à l'estimation des concentrations auxquelles sont soumises les cibles considérées, pendant la durée de l'exposition considérée, au niveau des points de contact existant entre les cibles et les polluants. Ces milieux peuvent être le sol superficiel, les aliments consommés, l'eau de distribution, l'air extérieur, l'air à l'intérieur d'un bâtiment, l'air dans une salle de bain ...

Les modèles pouvant servir pour répondre à ces besoins sont donc multiples, à la fois dans leur nature et leur degré de complexité [6] :

- les modèles de transfert et de transformation permettent de répondre spécifiquement au premier point et fournissent les concentrations dans les milieux d'exposition,

- le deuxième point se règle essentiellement par un travail d'acquisition, de traitement de données d'exposition et de synthèse de résultats sous la forme de calcul des niveaux d'exposition pour les diverses fractions de la population étudiée,
- les modèles de calcul statistique permettent une analyse des incertitudes liées aux paramètres.

a) Les « modèles d'exposition »

Les modèles d'exposition ont pour but de quantifier l'exposition liée à différentes voies et différents milieux. Les outils dédiés à la modélisation de l'exposition aux polluants du sol permettent le calcul des doses d'exposition à partir de la concentration du sol et éventuellement des autres compartiments environnementaux. Certains logiciels existant sur le marché et pour la modélisation de l'exposition incluent même une base de données toxicologiques et un module de calcul statistique permettant un calcul probabiliste de l'Excès de Risque Individuel (ERI) ou des Indices de Risque (IR). Ils présentent la structure suivante [6] :

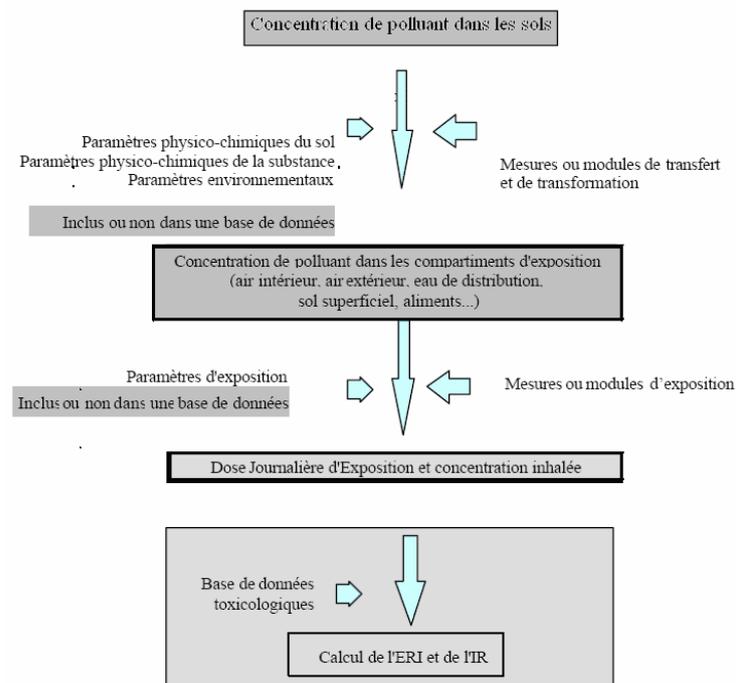


Figure 12 : Composition d'un « modèle d'exposition »

Les modèles d'exposition sont des modèles simples permettant une évaluation globale de l'exposition relativement rapide. Selon la terminologie anglo-saxonne, ce sont des « screening modes », c'est-à-dire des modèles de criblage. Ils comprennent de nombreuses hypothèses simplificatrices qui doivent être connues par l'évaluateur afin de vérifier l'applicabilité du modèle par rapport au problème étudié et pouvoir en tenir compte dans la phase d'évaluation de l'incertitude [6].

Un certain nombre de ces modèles d'exposition prennent en compte l'ensemble des milieux d'exposition intéressant mais ils le font à partir de divers modules de transfert juxtaposés les uns aux autres et non couplés. La conséquence est par exemple que la quantité de polluant s'accumulant dans les végétaux consommés n'est pas déduite de la quantité présente initialement dans le sol, que les quantités de polluant émises dans l'atmosphère à partir du sol ou celle qui lixivie du sol n'est pas déduite de la quantité initialement présente dans le sol. Ces modèles sous-entendent en fait la recharge du sol en polluant de manière continue. Selon les conditions, l'utilisation de ce type de modèles peut suffire pour une première étape d'évaluation des risques [6].

D'autres modèles dits « modèles de fugacité » permettent de pallier partiellement les inconvénients décrits ci-dessus. Ces modèles sont des modèles multimédia [6] :

- qui peuvent servir à estimer les doses d'exposition des populations cibles,
- qui permettent de prendre en compte la distribution d'un polluant dans les divers compartiments (média) en respectant le principe de conservation de la masse.

Ces modèles restent néanmoins des modèles de criblages.

Deux grands types de modèles multimédia existent mais chacun a ses limites [8] :

- d'une part, les systèmes lient plusieurs modules de calcul, chaque module permettant de calculer les transferts des polluants au sein d'un milieu. Les données de sortie de chaque module servant à alimenter un autre module à l'aval, traitant des transferts dans un autre milieu. Avec ce genre d'approche, la conservation de la masse du polluant dans l'environnement n'est pas assurée et les transferts secondaires ne sont pas considérés de manière complète.

- d'autre part, les modèles de calcul assurant la conservation de la masse du polluant dans l'environnement. Il s'agit de modèles où les polluants sont répartis dans un environnement divisé en compartiments. La plupart de ces modèles présente des limites liées au type de substances auxquelles ils peuvent être appliqués (essentiellement des substances organiques) et à l'échelle spatiale à laquelle il s'applique.

b) Les modèles de transfert

Ces modèles sont spécifiques à un milieu particulier. Ils s'intéressent au devenir d'un polluant ou d'un mélange de polluants à partir d'un milieu vers un autre milieu ou au devenir d'un polluant dans un seul milieu. Leur degré de complexité est très variable et est proportionnel à l'importance du jeu de données et au temps nécessaire pour les faire tourner. On distingue les modèles analytiques des modèles numériques.

Les modèles analytiques sont basés sur des hypothèses simplificatrices d'homogénéité. Ils sont plus simples à utiliser et demandent moins de données.

Les modèles numériques permettent de prendre en compte l'hétérogénéité des concentrations et des propriétés des milieux [6].

L'utilisation des modèles de transfert ne permet généralement pas d'évaluer le devenir global du polluant dans l'environnement. En effet, les modèles de transfert par milieu ne prennent généralement pas en compte l'ensemble des phénomènes d'échange pouvant exister à partir d'un milieu car tous les autres milieux avec lesquels un échange peut exister ne sont pas nécessairement considérés [6].

3) Complexité croissante des modèles et contraintes afférentes

Il existe un large spectre de modèles de complexité croissante. Gagner en précision et en fiabilité est bien sûr l'objectif des concepteurs de modèles.

Jusqu'à un certain point, l'incertitude diminue et la précision augmente lorsque la complexité du modèle augmente. Mais parallèlement à une augmentation de la précision, une complexité accrue implique un besoin accru de données fiables [10] :

- pour décrire plus précisément l'environnement (davantage de compartiments, précision spatiale accrue...);
- pour caractériser la substance (paramètres physico-chimiques si possible mesurés dans des conditions proches de celles du milieu dans lequel se trouvera la substance);
- pour décrire le ou les scénarios d'émissions possibles;
- pour valider le modèle dans les conditions d'utilisation (données de surveillance).

La validation est une étape de la mise au point du modèle dont l'utilisateur «simple» n'a pas à se soucier.

En conséquence, plus un modèle est complexe plus son coût d'utilisation et le temps requis pour obtenir un résultat sont élevés. De plus, le niveau d'expertise de l'utilisateur doit également augmenter, tant pour alimenter le modèle que pour en interpréter les résultats.

Il en découle que l'applicabilité d'un modèle diminue lorsque sa complexité augmente (Figure 13). Il n'est donc pas forcément souhaitable d'utiliser un modèle complexe.



Figure 13 : Complexité des modèles et contraintes associées [10]

En conséquence, quand l'usage de modèles est nécessaire, on cherchera avant tout à mettre en oeuvre des modèles simples mais adaptés, au lieu de modèles complexes mais insuffisamment paramétrés ou même maîtrisés [10].

Annexe 8 Les deux niveaux d'approche pour une ERSEI

L'INERIS propose dans le guide « Evaluation des Risques Sanitaires liés aux substances chimiques dans l'étude d'impact des installations classées pour la protection de l'environnement » [6], un processus itératif de la démarche d'évaluation du risque sanitaire qui découle de l'application du principe de proportionnalité. Ce dernier veille à ce qu'il y ait cohérence entre le degré d'approfondissement de l'étude et l'importance de la pollution et son incidence prévisible. Le processus itératif se traduit par l'adoption de deux niveaux d'approche qui se distinguent par les hypothèses retenues dans la démarche d'évaluation.

Dans le premier niveau d'approche, l'évaluation des risques est réalisée par une approche raisonnablement majorante, en prenant des hypothèses qualitatives et quantitatives situées dans la partie haute de la distribution des paramètres utilisés pour l'évaluation de l'exposition. La décision d'approfondir l'évaluation des risques par un second niveau d'approche et en reprenant la même démarche, est prise à l'issue de la comparaison entre les valeurs de risque obtenues et les valeurs repères de risque. Il s'agit donc d'un processus par approches successives ou progressives, jusqu'à l'obtention d'une caractérisation des risques satisfaisante par rapport aux valeurs repères de risque, ceci dans la limite des connaissances disponibles.

Les étapes indispensables sont celles de la démarche d'évaluation des risques sanitaires telle que décrite dans le chapitre 1. Enfin, cette visualisation en deux niveaux est schématique. Il est clair que le processus itératif peut se décliner à chaque étape de la démarche d'ERS en fonction de la question initiale posée et du degré de précision recherché. Ainsi, il est parfois préférable de s'orienter directement vers une évaluation dite de deuxième niveau lors de situations complexes ou sensibles.

Alors que l'approche « raisonnablement majorante » est pénalisante, l'approche « réaliste » nécessite un développement important du chapitre « Facteurs d'incertitude liée à l'étude ».

La méthode d'évaluation des risques pour les ICPE est illustrée par le schéma ci-dessous.

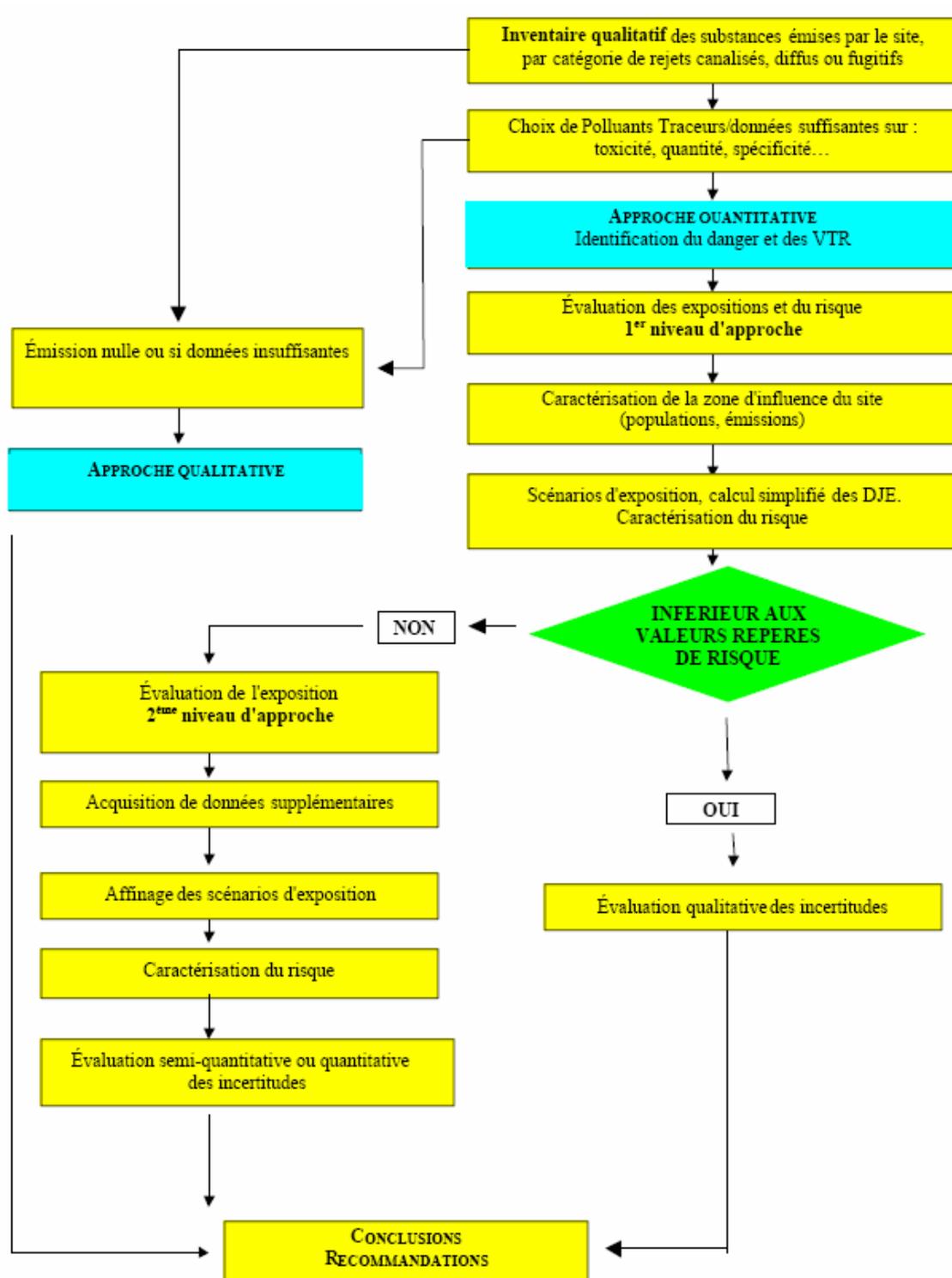


Figure 14 : Méthode d'évaluation des effets sur la santé dans l'étude d'impact des installations classées [6]

Annexe 9 Tableaux comparatifs des fonctionnalités offertes par les outils de modélisation les plus intéressants identifiés pour le calcul des transferts dans l'environnement et la chaîne alimentaire et pour l'évaluation de l'exposition par ingestion

Ci-après sont présentés différents tableaux permettant une comparaison rapide des quatre modèles jugés pertinents pour une ERSEI. Ceux-ci ont été construits à l'aide de plusieurs documents dont le rapport de l'INERIS : « Les modèles multimédia pour l'évaluation des expositions liées aux émissions atmosphériques (2001) » [8].

Concernant le logiciel CALTOX, l'INERIS a déjà publié deux rapports « le logiciel de calcul CALTOX (2004) » [22] et « le logiciel de calcul CALTOX 4.0 (2007) » [15] qui donnent un aperçu des atouts et des limites de CALTOX en l'absence de guide technique.

Pour HHRAP et MPE, on peut directement se référer au document méthodologique pour avoir une connaissance plus approfondie des modèles (respectivement : [25], [24]).

Pour le logiciel TRIM, un guide technique en deux volumes ([13], [16]) et un guide d'utilisateur [23] sont disponibles pour collecter de plus amples renseignements.

Tableau 15 : Présentation générale

	HHRAP	MPE	CALTOX 4.0	TRIM
Type de présentation	Document méthodologique	Document méthodologique	Logiciel + guide d'utilisateur (pas de guide technique pour la version 4.0)	Logiciel + guide technique + guide d'utilisateur
Date de diffusion	2005	1998	2002	2003
Type de rejets pris en compte	Emission atmosphérique (calcul de la dispersion atmosphérique effectué par un logiciel séparé)	Emission atmosphérique (calcul de la dispersion atmosphérique effectué par un logiciel séparé)	Emission dans l'air, sur le sol et dans les eaux superficielles	Emission dans l'air (seule source évaluée actuellement mais possibilité d'introduire d'autres types de sources)
Polluants considérés	Polluants organiques et métalliques	Polluants organiques et métalliques	Polluants organiques et métalliques (sauf métalliques volatiles et surfactants)	Polluants organiques et métalliques (mais il revient à l'utilisateur de vérifier l'applicabilité des équations pour chaque type de polluants)
Base de données physico-chimiques	Oui (204)	Non	Oui (349 dans la version 4.0)	Oui (27)
Conservation de la masse	Non	Non	Oui	Oui
Concentrations variables dans le temps	Non	Non	Dépend du compartiment considéré	Mode dynamique et stationnaire
Echelle spatiale	Non	Non	Modèle adimensionnel	Possibilité d'adaptation de l'échelle
Accès aux équations de calcul et aux justifications	Oui	Oui	Accès limité aux équations et aux hypothèses simplificatrices qui ont été utilisées	Oui (possibilité de choisir son algorithme de calcul + d'éditer un récapitulatif des équations utilisées)
Structure du modèle	Equations pouvant être utilisées indépendamment car présentées au sein d'un document méthodologique	Equations pouvant être utilisées indépendamment car présentées au sein d'un document méthodologique	Logiciel permettant le calcul des transferts, de l'exposition et du risque	Logiciel composé de 3 modules (transfert, exposition et risque) pouvant être utilisés indépendamment l'un de l'autre

Remarque : Concernant CALTOX, un guide existe pour la version 1.5 (1993) [14] mais depuis aucune information n'a été publiée sur les modifications apportées dans les versions suivantes.

Tableau 16 : Calcul des concentrations environnementales – Compartiments pris en compte

Compartiment environnementaux	HHRAP	MPE	CALTOX 4.0	TRIM-FATE
Sol	1 couche	1 couche	3 couches (sol superficiel, racinaire et vadose)	3 couches (sol superficiel, racinaire et vadose)
Air	Oui	Oui	Oui	Oui
Eau superficielle	Oui	Oui	Oui	Oui
Eau souterraine	Non	Non	Oui	Oui
Sédiments	Oui	Non	Oui	Oui
Végétation	Non	Non	Oui	Oui (plantes aquatiques et terrestres)
Faune sauvage	Non	Non	Non	Oui (faune aquatique, benthique, et terrestre)

Tableau 17 : Transfert dans les compartiments environnementaux (air – eau – sol)

Mode de transfert entre les compartiments environnementaux		HHRAP	MPE	CALTOX 4.0	TRIM-FATE
Milieux contaminés	Mode de transfert à partir du sol				
Air	Volatilisation de polluants sous forme gazeuse à partir du sol	Non	Oui	Oui	Oui
	Emission de poussières ou de particules de sol dans l'atmosphère (Remise en suspension de polluants)	Non	Oui	Oui	Oui
Eaux superficielles	Ruissellement sur les sols	Oui	Oui	Oui	Oui
	Inondations	Non	Non	Non	Non
	Erosion des sols	Non	Oui	Oui	Oui
Eaux souterraines	Lixiviation	<i>Eau souterraine non prise en compte dans la modélisation</i>		Oui	Oui
	Battement de la nappe	<i>Eau souterraine non prise en compte dans la modélisation</i>		Non	Non
Milieux contaminés	Mode de transfert à partir de l'air				
Sol	Dépôts (secs et humides) de poussières et de particules	Oui	Oui	Oui	Oui
Eaux superficielles	Dépôts (secs et humides) de poussières et de particules	Oui	Oui	Oui	Oui
Milieux contaminés	Mode de transfert à partir de l'eau superficielle				Oui
Sol	Sédimentation des polluants	Oui	Oui	Oui	Oui
	Arrosage	Non	Non	Non	Non
Air	Evaporation de polluants	Oui	Oui	Oui	Oui
Milieux contaminés	Mode de transfert à partir de l'eau souterraine	<i>Eau souterraine non prise en compte dans la modélisation</i>			
Sol	Arrosage	<i>Eau souterraine non prise en compte dans la modélisation</i>		Non	Non
Eaux superficielles	Alimentation par des eaux contaminées	<i>Eau souterraine non prise en compte dans la modélisation</i>		Non	Oui

Tableau 18 : Mode de transfert vers et à partir des végétaux

Mode de transfert vers les végétaux		HHRAP	MPE	CALTOX 4.0	TRIM-FATE
à partir du sol	Passage des polluants vers la solution du sol puis prélèvement racinaire	Oui	Oui	Oui	Oui
à partir de l'air	Déposition sur les feuilles des particules et poussières	Oui	Oui	Oui	Oui
	Absorption foliaire des polluants gazeux	Oui	Oui	Oui	Oui
à partir de l'eau (superficielle et souterraine)	Arrosage / Irrigation	Non	Non	Oui	Non
Mode de transfert à partir des végétaux					
vers l'air	Diffusion des polluants rejetés par la plante	Non	Non	Oui	Oui
vers le sol	Rejets de polluants par les racines	Non	Non	Oui	Oui

Tableau 19 : Mode de transfert vers et à partir des animaux d'élevage

Mode de transfert vers les animaux terrestres d'élevage		HHRAP	MPE	CALTOX 4.0	TRIM-FATE	
à partir du sol	Ingestion de terres	Oui	Oui	Oui	Non défini	
	Contact cutané	Non	Non	Non		
à partir de l'air	Inhalation	Non	Non	Oui		
à partir de l'eau superficielle	Abreuvement	Non	Non	Oui		
	Contact cutané	Non	Non	Non		
à partir de l'eau souterraine	Abreuvement	Non	Non	Oui		
à partir des végétaux	Ingestion	Oui	Oui	Oui		
Mode de transfert à partir des animaux terrestres						
vers le sol	Excrétions	Non	Non	Non		

Tableau 20 : Mode de transfert vers et à partir des animaux aquatiques

Mode de transfert vers les animaux aquatiques		HHRAP	MPE	CALTOX 4.0	TRIM-FATE
à partir de l'eau superficielle	Contamination	Oui	Oui	Oui	Oui
à partir des plantes aquatiques	Ingestion	Non	Non	Non	Oui
à partir d'autres animaux aquatiques	Ingestion	Non	Non	Non	Oui
Mode de transfert à partir des animaux aquatiques					
vers l'eau superficielle	Excrétions	Non	Non	Non	Oui

Tableau 21 : Mode de transfert vers et à partir des animaux sauvages terrestres et semi aquatiques

Mode de transfert vers les animaux sauvages terrestres et semi-aquatiques		HHRAP	MPE	CALTOX 4.0	TRIM-FATE			
à partir du sol	Ingestion de terres	Non		Non	Oui			
	Contact cutané				Non			
à partir de l'air	Inhalation				Oui			
	à partir de l'eau superficielle				Abreuvement	Oui		
Contact cutané					Non			
à partir de l'eau souterraine	Abreuvement				Oui			
à partir des végétaux	Ingestion				Oui			
à partir d'animaux	Ingestion				Oui			
Mode de transfert à partir des animaux sauvages terrestres et semi-aquatiques								
vers le sol	Excrétions				Non			Oui

Tableau 22 : Exposition de l'Homme par ingestion – Voies prises en considération

Exposition de l'Homme par ingestion		HHRAP	MPE	CALTOX 4.0	TRIM-EXPO
Exposition directe	Ingestion accidentelle de particules de sols	Oui	Oui	Oui	Non développé
	Ingestion accidentelle de poussières	Oui	Oui	Oui	
	Ingestion d'eau potable contaminée	Oui	Oui	Oui	
	Ingestion accidentelle d'eau contaminée lors de baignade	Non	Non	Oui	
Exposition indirecte	Ingestion de végétaux contaminés	Oui	Oui	Oui	
	Ingestion de viande issus de cheptels contaminée	Oui	Oui	Oui (mais pas de différenciation entre bovins/porcs/volaille)	
	Ingestion de volaille contaminée	Oui	Oui		
	Ingestion d'œuf contaminés	Oui	Oui	Oui	
	Ingestion de lait contaminé	Oui	Oui	Oui	
	Ingestion de poissons contaminés	Oui	Oui	Oui	
	Ingestion de lait maternel	Non	Oui	Oui	

Annexe 10 Description de TRIM-FATE

Remarque : Il y a une erreur dans le programme de lancement de TRIM-FATE. Dans la dernière ligne du programme : %JAVA% -Xmx400m -classpath %CLASSPATH% -DHOME_DIR="%TRIMHOME%" -DR_HOME="%R_HOME%" gov.epa.trim.main.Main, il faut rajouter des guillemets : "%CLASSPATH%"
Remarque : Cette présentation suit le même plan que le Guide Technique (volume I) de TRIM-FATE. Ainsi, pour rechercher des renseignements complémentaires, il suffit de se reporter à la partie correspondante dans le « Technical Support Document » [13].

1) Logiciel TRIM

Le but en développant TRIM était de créer un modèle à utiliser pour caractériser les expositions humaines et animales ainsi que les risques pour la santé de l'Homme et les risques pour les écosystèmes. La finalité du projet était de créer un système modélisateur qui soit à la fois scientifiquement défendable, mais également flexible et pratique d'utilisation. TRIM possède trois parties :

- TRIM-FATE : module de calcul des transferts de polluants dans l'environnement et de l'exposition des écosystèmes,
- TRIM-EXPO : module de calcul des expositions humaines,
- TRIM-RISK : module de caractérisation du risque.

Par la suite, on s'intéressera plus particulièrement à TRIM-FATE.

2) Description de TRIM-FATE

TRIM-FATE a été le premier module à être développé, c'est un modèle compartimenté spatialement et respectant le bilan massique, qui décrit les mouvements et les transformations de polluants au cours du temps, à travers un système délimité et défini par l'utilisateur. Ce système inclut les compartiments biotiques et abiotiques.

TRIM-FATE prédit les concentrations en polluants de différents milieux environnementaux et dans de multiples êtres vivants ainsi que les absorptions de polluants par les organismes vivants, tout cela permet l'estimation des expositions temporelles et spatiales des récepteurs écologiques (plantes et animaux). Les concentrations fournies en sortie par TRIM-FATE peuvent également être utilisées comme entrants dans un modèle de calcul de l'exposition humaine de façon à évaluer l'exposition des Hommes.

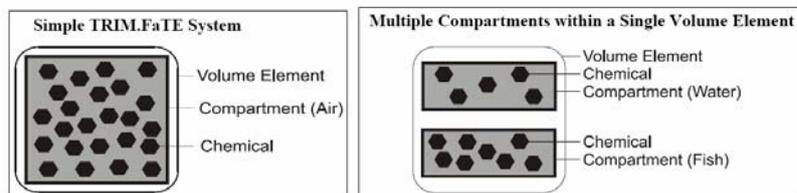
3) Concepts de TRIM-FATE

Par la suite, sont définis les concepts ainsi que les terminologies utilisées dans le modèle ce qui permet une bonne compréhension des termes employés et évite les confusions.

a) Base des terminologies utilisées par TRIM-FATE

Dans le modèle TRIM-FATE, le terme compartiment englobe les systèmes abiotiques mais également les systèmes biotiques. Chaque compartiment est contenu dans un

volume élémentaire. Un volume élémentaire est un espace tridimensionnel qui définit la localisation d'un ou plusieurs compartiments. Ce terme a été introduit de façon à permettre d'avoir une méthode valable pour localiser et organiser les objets qui ont une relation spatiale naturelle. La taille des volumes élémentaires est définie selon les besoins de l'utilisateur. La figure suivante illustre ce concept :



Remarque : Les molécules chimiques représentées sur le schéma sont des unités de masse du même composé et non de multiples substances chimiques.

Figure 15 : Notions de compartiment et de volume élémentaire dans TRIM-FATE

Chaque volume élémentaire ne contient qu'un seul compartiment abiotique (ou milieu environnemental) mais peut contenir en plus, de nombreuses espèces vivantes (ou compartiments biotiques).

Il doit également être noté que le modèle ne restreint pas un animal à se nourrir dans le même volume élémentaire où il est localisé. L'utilisateur peut définir qu'un compartiment biotique particulier (exemple : un aigle) obtient son alimentation dans plusieurs autres compartiments (autre que celui contenu dans son volume élémentaire).

La figure suivante applique le concept présenté à la figure 15 en divisant un environnement hypothétique en plusieurs volumes élémentaires et définit les compartiments qui doivent être modélisé au sein de ce cadre.

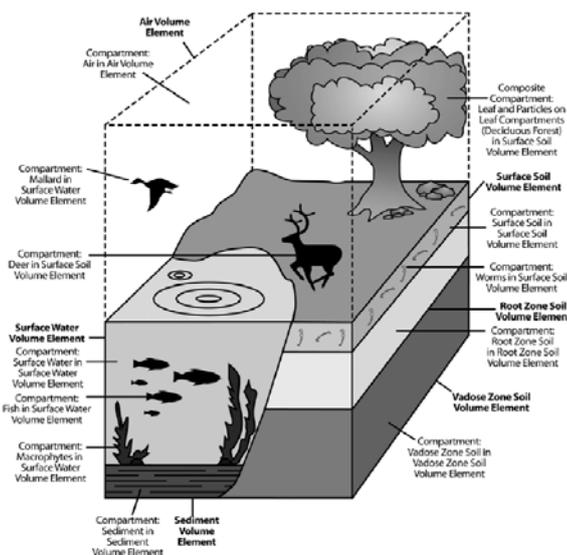


Figure 16 : Exemple d'environnement pouvant être défini sur TRIM-FATE

b) Les compartiments types

L'ouverture et la flexibilité de TRIM-FATE donne à l'utilisateur toute la latitude pour définir un compartiment type quelque soit le scénario de modélisation.

Types de compartiments abiotiques

Les compartiments abiotiques regroupent tout simplement tous les milieux environnementaux non vivants. Ces compartiments au sein de TRIM-FATE sont air, sol superficiel, sol racinaire, sol vadose, eau souterraine, eau de surface sédiment.

Les propriétés des compartiments abiotiques sont rentrées par l'utilisateur qui peut leur donner des valeurs identiques ou différentes selon la région modélisée.

Types de compartiments biotiques

Les types de compartiments biotiques sont généralement différenciés l'un de l'autre par leur lien avec les autres compartiments. Ainsi, chaque type de compartiments biotiques représente un groupe trophique différent ou bien, un chemin d'absorption différent.

Les grands groupes de compartiments biotiques sont les plantes aquatiques, la faune benthique, la faune aquatique, la faune semi aquatique, les plantes terrestres, la faune terrestre. Ces groupes sont divisés en sous-groupes en général en fonction de leur régime alimentaire. Pour chaque sous-groupe doit être défini le régime alimentaire ainsi que le compartiment représentant la « proie » devant ensuite être inclus dans le modèle.

Remarque : Dans quelques cas, des compartiments composites pourront être défini au sein du modèle. Il s'agit d'un groupe de différents compartiments qui sont intimement connectés. Chaque compartiment au sein d'un compartiment composite requiert la présence de tous les autres. Par exemple, le compartiment composite « plantes » contient les compartiments : racines, tige, feuilles et particules sur les feuilles.

De façon à donner de la flexibilité à la trame de TRIM-FATE, l'utilisateur peut intégrer et implémenter ses propres approches de modélisation des mouvements des polluants au sein des compartiments biotiques. Ceci peut inclure la définition personnalisée de types de compartiments, d'habitudes alimentaires ainsi que d'autres paramètres. Comme mentionné précédemment, avec cette flexibilité vient l'inhérente responsabilité de considérer les ramifications d'une conception donnée et par conséquent sa pertinence avec les objectifs de l'évaluation.

c) Liens

Il y a en général deux processus qui peuvent affecter la présence d'une masse de polluant au sein d'un compartiment donné :

- les transferts massiques de polluant à partir et/ou vers un autre compartiment, et
- la transformation d'un composé chimique au sein d'un compartiment.

Dans le but d'évaluer les occurrences et l'amplitude de ces procédés, les relations, ou liens, entre et au sein des compartiments doivent être déterminées. Un lien est défini comme une « connection » entre les compartiments (pour les processus de transfert) ou au sein d'un compartiment (pour les processus de transformation) qui permet à un de ces processus d'avoir lieu. Chaque lien contient un ou plusieurs algorithmes qui représentent mathématiquement le transfert de masse ou la transformation.

La figure 17 présente les différents types de liens possibles.

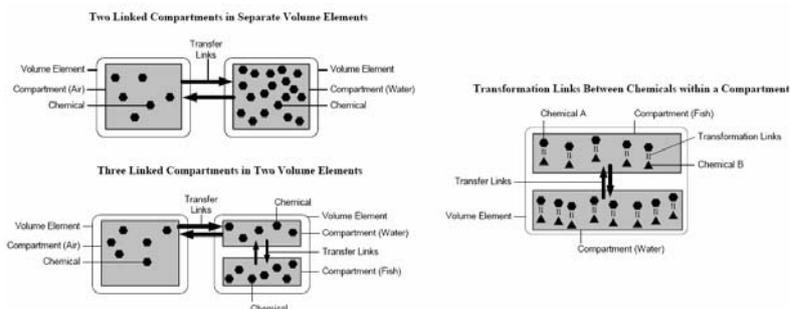


Figure 17 : Présentation des différents liens possibles entre les compartiments

d) Sources

Une source est un composant externe qui introduit des composés chimiques directement dans le compartiment abiotique dans lequel elles sont localisées, comme spécifiées à l'aide des coordonnées (y compris la hauteur) assignées à la source. Le taux d'émission (variable dans le temps ou constant) des polluants entrant dans le compartiment est spécifié par l'utilisateur. Un exemple courant de source est une usine rejetant des substances chimiques directement dans l'air. Actuellement, les sources pouvant être introduite dans TRIM-FATE sont uniquement des sources atmosphériques.

TRIM-FATE différencie les sources d'émission interne à la zone modélisée mais également externe, ces dernières sont référencées comme des contributions aux limites au sein de la trame de TRIM-FATE. Bien qu'actuellement introduit seulement pour le compartiment air, les conditions aux limites seront également implémentées pour les autres compartiments au sein de TRIM-FATE.

En complément, des conditions de départ concernant la masse de polluant peuvent être rentrées par l'utilisateur pour les compartiments biotiques et abiotiques inclus dans le scénario de modélisation. Ce concept fait référence au « bruit de fond » seulement dans la terminologie de TRIM-FATE, on parle de conditions initiales c'est-à-dire la concentration de polluants dans le compartiment avant le départ de la simulation.

Une autre caractéristique de TRIM-FATE qui peut être utile dans un but d'évaluation et de diagnostic est la possibilité pour l'utilisateur de fixer la concentration d'une substance pour n'importe quel compartiment et ceci pour la durée de la simulation.

e) Concept du temps dans TRIM-FATE

TRIM-FATE est un modèle dynamique, ce qui fait qu'il est important de connaître la terminologie des termes liés à la définition du temps. Il y a trois termes définissant les pas de temps qui sont essentiels pour comprendre comment TRIM-FATE relie les paramètres d'entrée, le calcul du devenir et du transport, et les données de sortie : la période de simulation (simulation period), le pas de temps défini pour les données d'entrée (input data time step) et le pas de temps en sortie (output time step).

La période de simulation est la durée durant laquelle la simulation est réalisée. Cette durée est fixée par l'utilisateur, elle peut être d'une année ou plus.

Le pas de temps de définition des données d'entrée fournit les moments où TRIM-FATE doit calculer une nouvelle matrice de facteurs de transfert (ou matrice de transition). Ces moments correspondent au changement programmé des données d'entrée.

Le pas de temps de sortie est la fréquence à laquelle des résultats seront fournis par la modélisation. Ce pas de temps peut être d'une heure ou plus. Le résultat pour chaque temps de sortie est celui obtenu à ce temps spécifique : ce n'est pas une moyenne obtenue sur une quelconque période de temps. Toutefois, des séries de résultats moyennés peuvent également être calculées sur des périodes de temps d'intérêt à l'aide d'une fonction de TRIM-FATE.

TRIM-FATE peut également être utilisé en mode stationnaire (steady-state mode). Pour ce mode, il n'y a aucune variation temporelle implémentée : pas de période de simulation, de variations des paramètres d'entrée, ni de pas de temps de sortie ; le temps d'exécution de la modélisation est négligeable devant celui du mode dynamique. En mode stationnaire, TRIM-FATE calcule une seule valeur par substance pour chaque compartiment. Ces valeurs sont des approximations du niveau que le polluant atteindrait si la forme dynamique du modèle était exécutée durant une période suffisamment longue pour supposer que toutes les masses entrantes et sortantes étaient à l'équilibre dans chaque compartiment.

Remarque : TRIM-FATE peut également modéliser des processus qui varient selon la saison (automne avec la chute des feuilles ...) ou le moment de la journée (jour/nuit). Ces processus sont implémentés en autorisant ou en interdisant certains liens et les algorithmes de transfert associés en fonction de la date ou du moment de la journée.

4) Schéma conceptuel et conservation de la masse

a) Schéma conceptuel

TRIM-FATE calcule à partir de l'inventaire des masses initiales en contaminants, des masses introduites durant le temps de simulation ainsi que de celles provenant des limites extérieures de la zone modélisée, la masse d'une ou plusieurs substances au sein de chaque compartiment du système modélisé et ceux pour chaque temps de simulation. Avec la masse du polluant ainsi estimée et le volume total (ou la masse totale) de chaque compartiment, TRIM-FATE peut calculer la concentration de chaque polluant dans chacun des compartiments à chaque pas de temps de sortie.

Le développement de TRIM-FATE a débuté par la réalisation d'un diagramme conceptuel répertoriant toutes les relations et les processus affectant le transport d'un agent chimique au sein de l'environnement. La version actuelle de ce schéma est présentée figure 18.

Remarque : Sur cette figure, les compartiments biotiques sont représentés par des rectangles et les compartiments abiotiques par des ovales. Les flèches illustrent le potentiel de transfert d'un polluant entre chaque composant d'un écosystème. Les transformations chimiques pouvant se produire au sein d'un compartiment, ne sont pas représentés sur ce schéma.

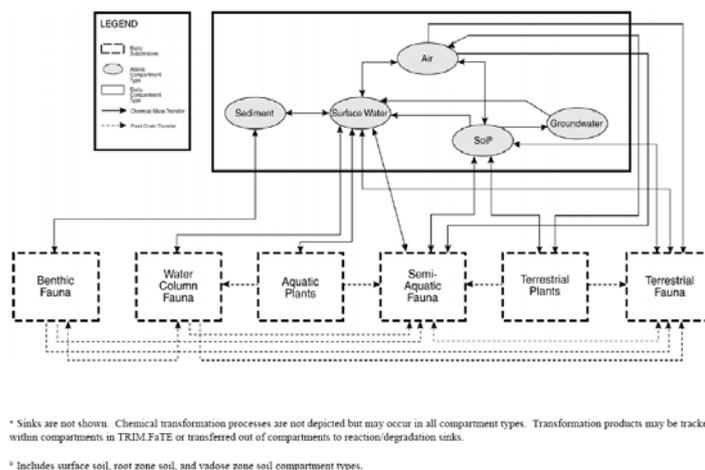


Figure 18 : Schéma conceptuel simplifié de TRIM-FATE

b) Concepts de conservation de la masse

TRIM-FATE a été développé en mettant l'accent sur le maintien de l'équilibre des masses au sein du système modélisé. Ainsi, toutes les entrées et les sorties d'une substance sont recherchées de façon à s'assurer que le résultat obtenu n'est pas irréaliste en ce qui concerne les relations entre la quantités de substances introduites dans le système et les quantités supposées être retenues au sein du système ou perdues par le système.

c) Phases

Les composés chimiques dans l'environnement peuvent exister sous plusieurs formes. La masse de chaque composé est recherchée dans chaque phase car les facteurs de transfert sont dépendants de la phase considérée.

Il y a de nombreuses phases modélisées à l'intérieur des compartiments abiotiques de TRIM-FATE.

Remarque : Les phases actuellement implémentées au sein de TRIM-FATE pour chaque compartiment abiotique type sont :

- pour le compartiment air : vapeur/gaz ; particules en suspension
- pour le compartiment sol (incluant les zones de sol superficiel, de sol racinaire et de sol vadose) : eau contenue dans les pores du sol ; vapeur/gaz ; particules solides de sol
- pour le compartiment eau de surface : eau ; algues en suspension ; autres solides en suspension
- pour le compartiment sédiment : eau contenue dans les pores des sédiments ; particules solides de sédiments
- pour le compartiment eau souterraine : eau contenue dans les pores du sol ; particules solides de sol

Pour un composé chimique donné, le ratio des concentrations dans chaque phase est constant durant le temps. La fraction de substance dans chaque phase est calculée par TRIM-FATE en utilisant soit des coefficients de partition entre phases soit un modèle basé

sur la fugacité de la substance. De plus amples détails sur les calculs sont fournis dans le volume 2 du Technical Support Document [16].

d) Processus de transformation, transport et devenir

Dans TRIM-FATE, les processus biologiques, chimiques et physiques suivants ont été intégrés comme des processus mathématiques de premier ordre pour modéliser le transfert et la transformation des composés chimiques advection, dispersion, diffusion, processus biotique, réaction et transformation.

5) Application de TRIM-FATE

Cette partie illustre l'application des concepts présentés précédemment (partie 4 et 5) en expliquant brièvement chaque étape importante de la mise en œuvre et de la réalisation de la simulation avec TRIM-FATE. Elle explique la méthode associée aux étapes clés dans le procédé de modélisation.

a) Définition de la problématique

La définition de la problématique est la 1^{ère} étape dans le processus de modélisation, il s'agit d'établir de façon claire le problème posé et de la transcrire dans la structure de TRIM-FATE. Les sources d'émission de composés chimiques, les caractéristiques spatiales de l'écosystème, et la période de simulation seront définies. Le volume élémentaire ainsi que les compartiments au sein de ses volumes seront définis.

Remarque : TRIM-FATE n'a pas pour vocation de faire une évaluation impliquant les polluants atmosphériques où l'air serait le milieu d'intérêt. Dans ce cas de figure, les utilisateurs devraient recourir à un modèle de qualité de l'air.

TRIM-FATE a pour but de faire des applications impliquant des émissions atmosphériques de polluants où l'évaluation est focalisée sur les milieux non atmosphériques.

b) Définition des liens et des algorithmes considérés

TRIM-FATE possède un outil qui facilite la mise en place des liens, particulièrement entre les compartiments abiotiques. Cependant, il est nécessaire et ceci plus particulièrement pour les compartiments biotiques, de bien identifier quels sont les liens qui doivent être mis en place et de confirmer leur placement ou leur assignation au sein du scénario.

En définissant un lien entre deux compartiments, il est supposé qu'un ou plusieurs algorithmes existent par lesquels, on peut estimer le transfert de composés chimiques par le lien ainsi défini via le processus prévalent. Si un algorithme n'est pas présent dans la bibliothèque des algorithmes inclut dans TRIM-FATE, il doit être rajouté de façon à être accessible par le logiciel.

Les tableaux 24 et 25 présentent les liens entre compartiments abiotiques et biotiques, pris en charge dans la bibliothèque actuelle de TRIM-FATE.

Tableau 23 : Liens avec les compartiments biotiques et mode de transfert

Mode de transfert entre les compartiments biotiques		
Milieux contaminés	Milieux récepteurs	Mode de transfert
Air	Feuilles des plantes	Absorption foliaire
	Faune sauvage terrestre et semi-aquatique (oiseaux et mammifères)	Inhalation
Air (particules)	Particules sur les feuilles	Dépôt sec Dépôt humide
Air (pluie)	feuilles des plantes	Dépôt humide
	Particules sur les feuilles	Diffusion
Feuilles des plantes	Sol superficiel	Chutes de feuilles
	Air	Diffusion / Advection
	Vertébrés terrestres herbivores et omnivores	Alimentation
	Herbivores semi-aquatiques	Alimentation
	Souches des plantes	Absorption (advection uniquement)
Particules sur les feuilles	Sol superficiel	Lessivage des feuilles Chute des particules
	Feuilles des plantes	Absorption (Diffusion uniquement)
	Vertébrés terrestres herbivores et omnivores	Alimentation
	Herbivores et omnivores semi-aquatiques	Alimentation
Souches des plantes	Feuilles des plantes	Absorption (advection uniquement)
Racines des plantes	Sol racinaire	Mise à l'équilibre
Sol superficiel	Invertébrés terrestres souterrains	Alimentation
	Vertébrés terrestres herbivores et omnivores	Alimentation
	Herbivores semi-aquatiques	Alimentation
	Souches des plantes	Absorption (advection uniquement)
Sol racinaire	Racines des plantes	Absorption (mise à l'équilibre)
	Détritivores du sol	Absorption
	Souches des plantes	Absorption (advection uniquement)
Eau de surface	Macrophyte	Mise à l'équilibre
	Poissons	Echange par les ouïes
	Herbivores aquatiques	Alimentation (les algues sont considérées comme un compartiment de l'eau de surface)
Macrophytes	Eau de surface	Mise à l'équilibre
Sédiments	Invertébrés benthiques herbivores (insectes volants)	Absorption
Prédateurs et charognards terrestres et semi-aquatiques	Sol superficiel	Excrétion
Vertébrés herbivores terrestres	Omnivores semi-aquatiques	Alimentation
	Prédateurs et charognards terrestres et semi-aquatiques	Alimentation
	Sol superficiel	Excrétion
Omnivores terrestres, insectivores et invertébrés souterrains	Prédateurs et charognards terrestres	Alimentation
	Piscivore semi-aquatiques	Alimentation
	Sol superficiel	Excrétion
Détritivores du sol	Sol superficiel (arthropode du sol)	Mise à l'équilibre
	Sol racinaire (vers de terre)	Mise à l'équilibre
	Invertébrés terrestres souterrains (vers de terre)	Alimentation
	Insectivore terrestres (arthropodes)	Alimentation
	Omnivores terrestres, omnivores semi-aquatiques et prédateurs / charognards terrestres (vers et arthropodes)	Alimentation
Herbivores et omnivores aquatiques	Omnivores semi-aquatiques	Alimentation
	Piscivore semi-aquatiques	Alimentation
	Carnivores aquatiques	Alimentation
	Eau de surface	Élimination
Carnivores aquatiques	Prédateurs et charognards semi-aquatiques	Alimentation
	Omnivores semi-aquatiques	Alimentation
	Piscivore semi-aquatiques	Alimentation
	Eau de surface	Élimination
Toute la faune sauvage semi-aquatique	Prédateurs et charognards semi-aquatiques	Alimentation
	Sol superficiel	Excrétion
Omnivores benthiques	Eau de surface	Excrétion
	Carnivores benthiques	Alimentation
Carnivores benthiques	Eau de surface	Élimination
	Omnivores semi-aquatiques	Alimentation
Invertébrés benthiques	Sédiment	Mise à l'équilibre
	Omnivores benthiques	Alimentation
Insectes volants (issus de la forme larvaire benthique)	Prédateurs et charognards semi-aquatiques	Alimentation
	Insectivores semi-aquatiques	Alimentation

Tableau 24 : Liens entre compartiments abiotiques et processus de transfert

Mode de transfert entre les compartiments abiotiques		
Milieux contaminés	Milieux récepteurs	Mode de transfert
air	air	Advection
	sol superficiel	Dépôt sec de particules
		Dépôt humides de particules et de vapeurs
	eau de surface	Diffusion
		Dépôt sec de particules
"perte" par advection d'air	Advection au-delà des limites de la zone modélisée	
eau de surface	air	Diffusion (incluant la volatilisation)
	eau de surface	Advection
		Dispersion
	sédiments	Dépôt des particules en suspension
	"perte" par advection d'eau	Diffusion d'eau dans les espaces vides au sein des sédiments
sédiments	eau de surface	Advection au-delà des limites de la zone modélisée
	"perte" par enterrement des sédiments	Remise en suspension
		Diffusion d'eau dans les espaces vides au sein des sédiments
sol superficiel	air	Advection des solides au-delà des limites de la zone modélisée
	sol superficiel	Diffusion
		Remise en suspension
	sol racinaire	Erosion
		Ruissellement
	eau de surface	Percolation
		Ruissellement
"perte" par advection dans le sol superficiel	Erosion au-delà des limites de la zone modélisée	
sol racinaire	Ruissellement au-delà des limites de la zone modélisée	
	sol superficiel	Diffusion
	sol racinaire	Percolation (si plusieurs couches de sol racinaire)
	sol vadose	Percolation
sol vadose	sol racinaire	Diffusion
	sol vadose	Percolation (si plusieurs couches de sol racinaire)
	eau souterraine	Percolation
eau souterraine	eau de surface	Alimentation / Recharge (advection)

Advection = Processus par lequel un contaminant peut être transporté à l'aide d'un "moyen" qui bouge qu'un compartiment à un autre (exemple : le vent)
 "perte" = Compartiment spécial qui bloque toutes ré-émissions de polluants. La masse de polluants appartenant à "perte" n'est donc plus disponible pour le transport ou l'absorption au sein d'un scénario
 Limites de la zone modélisée = Conditions définies par l'utilisateur qui établit des concentrations en polluants à l'extérieur du domaine de modélisation. Cette masse de polluant peut entrer dans la zone modélisée par advection.

c) Mise en œuvre de la simulation

La troisième étape consiste à rentrer les données d'entrée pour la simulation. Cela implique de spécifier les propriétés chimiques des différents composés modélisés, la distribution initiale en masse de contaminants dans chaque compartiment, les données pour chaque source modélisée, les données environnementales nécessaires pour chaque algorithme sélectionné ainsi que les pas de temps de simulation et de sortie des données. Certaines propriétés devront être définies avant même que les liens soit réalisés.

d) Implémentation de la simulation

TRIM-FATE fournit différentes données de sortie pour l'utilisateur, les principales sont : le nombre de moles, la masse et la concentration dans chaque compartiment pour chaque rapport de sortie (fourni à chaque pas de temps de sortie). TRIM-FATE peut également fournir tous les algorithmes utilisés, toutes les données d'entrée ainsi que les facteurs de transfert employés pour chaque transfert massique. En complément, TRIM-FATE peut fournir certaines valeurs de calcul intermédiaire.

Les concentrations estimées pour les compartiments biotiques et abiotiques peuvent ensuite être utilisées dans un modèle d'exposition de façon à évaluer l'exposition humaine.

Une partie séparée de l'application de TRIM-FATE permet d'évaluer les incertitudes et la variabilité de la simulation.

e) Analyse des résultats

Après la fin de la simulation, l'utilisateur doit interpréter les données de sortie du modèle. Cette tâche peut s'avérer redoutable étant donné la quantité de données de sortie que TRIM-FATE fournit.

Par conséquent, TRIM-FATE inclut également des outils pour faciliter l'analyse des résultats en résumant et condensant les données sortantes à travers des méthodes fournissant des données spatiales, sous forme de tableaux ou graphiques. Trois outils sont actuellement intégrés dans TRIM-FATE et sont présentés ci-après.

- « Averenger » peut généré des moyennes de données de sortie de TRIM-FATE pour n'importe quel pas de temps de sortie aussi bien avec une incrémentation mensuelle qu'annuelle. Il peut également limité les compartiments inclus dans la moyenne en excluant les résultats d'une colonne sélectionnée, chaque colonne représentant les résultats pour un compartiment donné.
- « Graphical Results Viewer » présente les résultats modélisés pour chaque compartiment type sur une carte des parcelles en utilisant différentes couleurs pour représenter les gradations dans les résultats pour un composé chimique spécifique. Les résultats peuvent également être animés sur une durée de temps.

- « Aggregator » peut produire des tables en format HTML, texte ou « comma-delimited » (format où les données sont délimitées par des virgules), qui combine les données de sorties de différentes manières pour produire des statistiques combinés ou comparatives. Les fonctions disponibles pour combiner les résultats des colonnes sont la somme, la moyenne, la différence, le ratio, le pourcentage de différences.

6) Traitement de la variabilité et de l'incertitude

La figure 19 illustre l'approche par étapes adoptée par TRIM-FATE et montre comment les différentes parties fonctionnelles s'emboîtent.

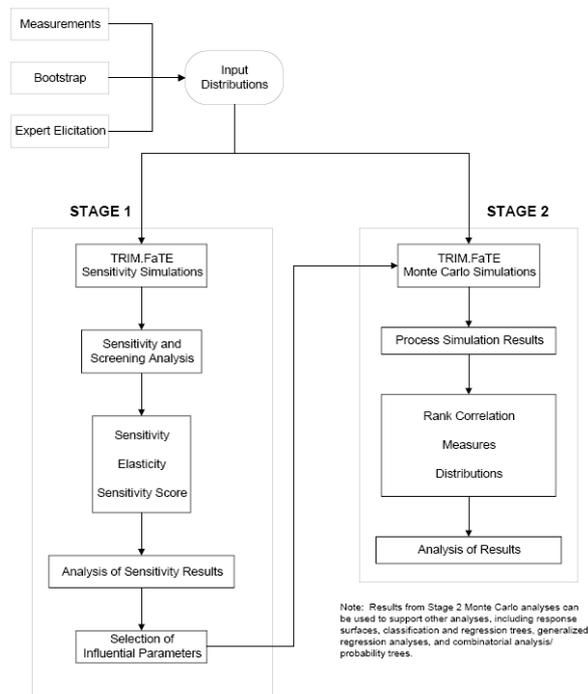


Figure 19 : Cadre des analyses de l'incertitude et de la variabilité (pour TRIM-FATE)

Remarque : la propagation de l'incertitude et de la variabilité peut également être réalisée à travers les différents modules de TRIM (entre TRIM-FATE et TRIM-EXPO par exemple).

Annexe 11 Paramètres d'entrée de TRIM-FATE

1) Paramètres d'entrée indépendants de la substance chimique

Remarque : Les paramètres ne possédant pas de valeurs par défaut dans la base de données de TRIM-FATE sont surlignés en jaune.

a) Compartiments abiotiques

Compartiment "sol"					
Compartiment "sol superficiel"					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Air content (ϵ_{ss}) ($^{\circ}$)	VolumeFraction_vapor	volume[air]/volume[compartiment]	Espace volumétrique des pores occupé par l'air dans le compartiment "sol superficiel" (fraction du volume total du compartiment qui est de l'air)	0,43	McKone et al., 2001
Average vertical velocity of water (percolation) (V) ($^{\circ}$)	AverageVerticalVelocity	m ³ [eau]/m ² [aire de la surface de sol]/jour (ou m/jour)	Moyenne des vitesses de l'eau en direction verticale ascendante à travers la colonne de sol	6,0.E-4	estimée comme étant 0,2 fois la moyenne des précipitations en Nouvelle Angleterre par McKone et al., 2001
Boundary layer thickness above surface soil (δ_{ss})	Air SoilBoundaryThickness	m	Epaisseur d'air au-dessus du sol superficielle pour laquelle la diffusion moléculaire entre milieux peut être significative (définit la limite entre la partie bien mélangées, où le mélange turbulent est rapide et continu, et la portion stable à l'extrême limite de l'interface)	0,005	Thibodeaux, L.J., 1996
Density of soil solids (poids sec) ρ ($^{\circ}$)	rho	kg[sol]/m ³ [sol]	Densité du sol sec	2600	McKone et al., 2001
Depth (dépend du volume élémentaire considéré) (d_{ss})	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du sol superficiel dans le volume élémentaire considéré	<Formula> : compartiment.Height La valeur de cette propriété est définie comme la hauteur du compartiment considéré	
Erosion fraction ($f_{erosion}(S_{si} \rightarrow S_{sj})$) (propriété d'un lien entre deux compartiment)	FractionofTotalErosion	sans unité	Fraction de la masse totale de sol érodé bougeant d'un compartiment d'envoi donné vers un compartiment receveur donné ou vers un compartiment "perte"	(voir module 11 du guide d'utilisateur)	
Fraction of area available for erosion ($f_{avail_erosion}$)	Fractionofareaavailableforerosion	m ² [surface disponible]/m ² [surface totale]	Fraction de la surface totale pour laquelle l'érosion peut se produire	1	Jugement professionnel, zone considérée comme rurale
Fraction of area available for runoff (f_{avail_runoff})	FractionofareaavailableforRunoff	m ² [surface disponible]/m ² [surface totale]	Fraction de la surface totale pour laquelle du ruissellement peut se produire	1	Jugement professionnel, zone considérée comme rurale
Fraction of area available for vertical diffusion (f_A)	Fractionofareaavailableforverticaldiffusion	m ² [surface disponible]/m ² [surface totale]	Fraction de la surface totale pour laquelle une diffusion verticale peut se produire	1	Jugement professionnel, zone considérée comme rurale
Organic carbon fraction (f_{oc})	OrganicCarbonContent	kg[carbone organique]/kg[sol humide]	Fraction de la masse de sol superficiel solide qui est du carbone organique	<Unset>	
Runoff fraction ($f_{runoff}(S_{si} \rightarrow S_{sj})$) (propriété d'un lien entre deux compartiment)	FractionofTotalRunoff	sans unité	Fraction du volume total de sol emporté par ruissellement bougeant d'un compartiment d'envoi donné vers un compartiment receveur donné ou vers un compartiment "perte"	(voir module 11 du guide d'utilisateur)	
Total erosion rate (erosion) ($^{\circ}$)	TotalErosionRate_kg_m2_day	kg[sol solide]/m ² [sol superficiel]/jour	Totalité de la masse de sol érodé par unité de surface et par jour	<Unset>	
Total runoff rate (runoff) ($^{\circ}$)	TotalRunoffRate_m3_m2_day	m ³ [eau]/m ² [sol superficiel]/jour	Totalité du volume de liquide ruissellant sur le sol superficiel par unité de surface et par jour	<Unset>	
Water content (θ_{ss}) ($^{\circ}$)	VolumeFraction_Liquid	volume[eau]/volume[compartiment]	Espace volumétrique des pores occupé par l'eau dans le compartiment "sol superficiel" (fraction du volume total du compartiment qui est de l'eau)	0,15	McKone et al., 2001

Compartiment "sol racinaire"					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Air content (ϵ_{Sr}) ^(*)	VolumeFraction_vapor	volume[air]/volume[compartiment]	Espace volumétrique des pores occupé par l'air dans le compartiment "sol racinaire" (fraction du volume total du compartiment qui est de l'air)	0,36	McKone et al., 2001
Average vertical velocity of water (percolation) (V_v) ^(*)	AverageVerticalVelocity	m ³ [eau]/m ² [aire de la surface de sol]/jour (ou m/jour)	Moyenne des vitesses de l'eau en direction verticale ascendante à travers la colonne de sol	6,0.E-4	estimée comme étant 0,2 fois la moyenne des précipitations en Nouvelle Angleterre par McKone et al., 2001
Density of soil solids (poids sec) ρ ^(*)	rho	kg[sol]/m ³ [sol]	Densité du sol sec	2600	McKone et al., 2001
Depth (dépend du volume élémentaire considéré) (d_{Sr})	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du sol racinaire dans le volume élémentaire considéré	<Formula> : compartiment.Height La valeur de cette propriété est définie comme la hauteur du compartiment considéré	
Organic carbon fraction (f_{oc})	OrganicCarbonContent	kg[carbone organique]/kg[sol humide]	Fraction de la masse de sol racinaire solide qui est du carbone organique	<Unset>	
Water content (θ_{Sr}) ^(*)	VolumeFraction_Liquid	volume[eau]/volume[compartiment]	Espace volumétrique des pores occupé par l'eau dans le compartiment "sol racinaire" (fraction du volume total du compartiment qui est de l'eau)	0,15	McKone et al., 2001
Compartiment "sol vadose"					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Air content (ϵ_{Sv}) ^(*)	VolumeFraction_vapor	volume[air]/volume[compartiment]	Espace volumétrique des pores occupé par l'air dans le compartiment "sol vadose" (fraction du volume total du compartiment qui est de l'air)	0,25	McKone et al., 2001
Average vertical velocity of water (percolation) (V_v) ^(*)	AverageVerticalVelocity	m ³ [eau]/m ² [aire de la surface de sol]/jour (ou m/jour)	Moyenne des vitesses de l'eau en direction verticale ascendante à travers la colonne de sol	6,0.E-4	estimée comme étant 0,2 fois la moyenne des précipitations en Nouvelle Angleterre par McKone et al., 2001
Density of soil solids (poids sec) ρ ^(*)	rho	kg[sol]/m ³ [sol]	Densité du sol sec	2600	McKone et al., 2001
Depth (dépend du volume élémentaire considéré) (d_{Sv})	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du sol vadose dans le volume élémentaire considéré	<Formula> : compartiment.Height La valeur de cette propriété est définie comme la hauteur du compartiment considéré	
Organic carbon fraction (f_{oc})	OrganicCarbonContent	kg[carbone organique]/kg[sol humide]	Fraction de la masse de sol vadose solide qui est du carbone organique	<Unset>	
Water content (θ_{Sv}) ^(*)	VolumeFraction_Liquid	volume[eau]/volume[compartiment]	Espace volumétrique des pores occupé par l'eau dans le compartiment "sol vadose" (fraction du volume total du compartiment qui est de l'eau)	0,14	McKone et al., 2001
Compartiment "eau souterraine"					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Depth (dépend du volume élémentaire considéré)	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du compartiment "eau souterraine" dans le volume élémentaire considéré	<Formula> : compartiment.Height La valeur de cette propriété est définie comme la hauteur du compartiment considéré	
Organic carbon fraction (f_{oc})	OrganicCarbonContent	kg[carbone organique]/kg[sol humide]	Fraction de la masse de sol solide contenant l'eau souterraine qui est du carbone organique	0,01	Scharzenbach et al., 1993
Porosity (ϕ)	Porosity	volume[total des pores]/volume[compartiment]	Ratio du volume des pores par rapport au volume total du compartiment "eau souterraine"	0,2	Valeur par défaut non nulle (zéro étant la valeur prise par l'US EPA en 1997)
Recharge rate to surface water (recharge) (propriété définissant un lien entre deux compartiments)	RechargeRate	m ³ [eau]/m ² [aire de l'interface]/jour	Volume d'eau souterraine qui passe en eau de surface par unité de surface qui existe entre les deux compartiments et par jour	1,42.E-4	-
Solid material density in aquifer ρ	rho	kg[sol]/m ³ [sol]	Densité des particules sèches (ou poids sec des matériaux solides dans le compartiment "eau souterraine" par unité de volume des matériaux solides dans ce même compartiment)	2600	McKone et al., 2001

(*) Paramètres interdépendants, l'utilisateur doit s'assurer que les valeurs d'entrée sont compatibles (ils sont aussi interdépendants avec la densité apparente du sol (soil bulk density) qui n'est pas un paramètre d'entrée de TRIM-FATE mais dont la valeur est souvent disponible.

(*) Paramètres interdépendants avec les précipitations, l'utilisateur doit s'assurer de la compatibilité des données

Compartiment "eau de surface"					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Algae carbon content (fraction) (A_{Toc})	AlgaeCarbonContentDryWt	g[carbone]/g[pois sec d'algues]	Fraction de la masse d'algues qui est du carbone (basée sur le poids sec)	0,465	APHA, 1995
Algae density in water column (AC)	AlgaeDensityinWaterColumn_g_L	g[pois sec d'algues]/L[eau]	Masse d'algues par unité de volume d'eau de surface	<Unset>	
Algae growth rate constant (μ)	AlgaeGrowthRate	1/jour	Taux constant du premier ordre pour la croissance de la masse d'algue	0,7	Hudson et al., 1994
Algae radius (R)	AlgaeRadius	um	Taille moyenne d'une cellule d'algues	2,5	Mason et al., 1995
Algae water content (fraction) (fW_{Algae})	AlgaeWaterContent	sans unité	Fraction de la masse d'algues qui est de l'eau	0,9	APHA, 1995
Average algae cell density (ρ_{Algae})	AlgaeDensity_g_m3	g[algues]/m ³ [algues]	Masse d'algues par unité de volume des cellules d'algues	1000000	Mason et al., 1995
Boundary layer thickness above sediment (δ_{sed})	BoundaryLayerThicknessAboveSediment	m	Epaisseur d'eau au-dessus des sédiments pour laquelle la diffusion moléculaire entre milieux peut être significative (définit la limite entre la partie bien mélangées, où le mélange turbulent est rapide et continu, et la portion stable à l'extrême limite de l'interface)	0,02	Cal-EPA, 1993 (CALTOX)
Bulk water flow (flow) (propriété définissant un lien entre deux compartiments) (^{a, b, c})	BulkWaterFlowRate_Volumetric	m ³ [eau]/jour	Ecoulement de l'eau (volume d'eau qui traverse l'interface entre deux compartiments par unité de temps)	-	
Chloride concentration	ChlorideConcentration_mg_L	mg[chlorure]/L[eau]	Concentration en ions chlorures dans le compartiment "eau de surface"	<Unset>	
Chlorophyll concentration (CC)	ChlorophyllConcentration_mg_L	mg[chlorophylle]/L[eau]	Concentration en chlorophylle dans le compartiment "eau de surface"	<Unset>	
Current velocity (μ) (^{c, d})	CurrentVelocity	m/s	Vitesse moyenne d'écoulement de l'eau dans le compartiment "eau de surface"	<Unset>	(à calculer à partir de l'écoulement et de la section traversés, à appliquer uniquement pour des masse d'eau en écoulement (rivière,...))
Depth (dW) (propriété spécifique à un volume élémentaire) (^e)	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du compartiment "eau de surface" dans le volume élémentaire considéré	<Formula> : compartiment.Height La valeur de cette propriété est définie comme la hauteur du compartiment considéré	
Dispersion coefficient for exchange between surface water compartments (DSPij) (propriété définissant un lien entre deux compartiments)	DiffusiveExchangeCoefficient	m ² /jour	Coefficient utilisé pour calculer la dispersion entre deux compartiments d'eau de surface adjacent horizontalement	2,25.E-4	-
Dimensionless viscous sublayer thickness (λ_2)	DimensionlessViscousSublayerThickness	sans unité	Paramètre utilisé pour calculer les coefficients de transferts entre phases gazeuse et liquide qui sont ensuite utilisés pour estimer les transferts par diffusion/volatilisation entre l'eau de surface et l'air	4	Ambrose et al., 1995
Distance between midpoints (Lij) (propriété définissant un lien entre deux compartiments) (^a)	DistanceBetweenMidpoints	m	Distance linéaire entre les milieux de deux compartiments "eau de surface" connectés ; utilisée comme caractéristique de la longueur de mélange dans les calculs de dispersion	-	
Drag coefficient for water body (C_d)	DragCoefficient	sans unité	Coefficient utilisé pour calculer la vitesse de cisaillement du vent, qui est nécessaire pour ensuite évalué les transferts par volatilisation entre l'eau de surface et l'air	0,011	Ambrose et al., 1995
Flush rate (^e)	Flushes_per_year	1/an	Taux de renouvellement/an : Nombre de fois que le compartiment "eau de surface" est complètement évacué en une année	<Unset>	
Organic carbon fraction in suspended sediments (f_{oc})	OrganicCarbonContent	sans unité	Fraction de la masse de sédiments en suspension qui est du carbone organique	<Unset>	
pH	pH	sans unité		<Unset>	
Suspended sediments density (ρ_{sed})	rho	kg[particules de sédiment]/m ³ [particules de sédiment]	Densité des particules sèches de sédiments en suspension	2650	US EPA, 1998 (MPE)
Suspended sediments deposition velocity (V_{dep})	SedimentDepositionVelocity	m/jour	Vitesse de déposition des particules de sédiment en suspension (mouvement vers le bas à travers la colonne d'eau jusqu'au lit de sédiments)	2	US EPA, 1997
Total suspended sediment concentration (TSS)	SuspendedSedimentconcentration	kg[particules de sédiment en suspension]/m ³ [eau]	Masse de particules de sédiment en suspension par unité de volume d'eau	<Unset>	
Water temperature (T) (propriété spécifique du volume élémentaire considéré)	WaterTemperature_K	degré Kelvin ("K)	Température moyenne de l'eau dans le compartiment "eau de surface" considéré	<Unset>	

(^a) S'applique pour tous les compartiments "eau de surface" connecté à un autre compartiment "eau de surface"

(^b) Paramètres interdépendants avec les précipitations, l'utilisateur doit s'assurer de la compatibilité des valeurs d'entrée

(^c) Paramètres interdépendants, l'utilisateur doit s'assurer de leur comptabilité

(^d) S'applique pour les masses d'eau en mouvement (ex : rivière)

(^e) S'applique pour tous les compartiments "eau de surface" connecté à un compartiment "perte" (par renouvellement de l'eau au sein du compartiment)

Compartiment "sédiment"					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Depth (dW) (propriété spécifique à un volume élémentaire)	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du compartiment "sédiment" dans le volume élémentaire considéré	<Formula> : compartiment.Height La valeur de cette propriété est définie comme la hauteur du compartiment considéré	
Organic carbon fraction (f _{oc})	OrganicCarbonContent	kg[carbone organique]/kg[sol humide]	Fraction de la masse de sédiments (déposés) qui est du carbone organique	<Unset>	
Porosity of the sediment zone (φ) ^(a)	Porosity	m ³ [eau contenue dans les pores]/m ³ [compartiment "sédiment"]	Ratio du volume des pores par rapport au volume total du compartiment "sédiment"	0,6	US EPA, 1998 (HHRAP)
Solid material density in sediment (ρ _{sed}) ^(b)	rho	kg[particules de sédiments]/m ³ [particules de sédiments]	Densité des sédiments secs	2650	US EPA, 1998 (HHRAP)

^(a) Paramètres interdépendants avec la concentration en solides benthiques (kg[sédiment]/m³[compartiment "sédiment"]) n'est pas un paramètre d'entrée de TRIM-FATE ; l'utilisateur est responsable de la vérification de la compatibilité des données

Compartiment "air"					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Atmospheric dust particule load (D _L)	DustLoad	kg[particules de poussières]/m ³ [air dans le compartiment]	Concentration en particules de poussières atmosphériques dans le compartiment "air"	6,15.E-8	Bidleman, T.F., 1988
Density of air (j _a)	AirDensity_g_cm3	g/cm ³	Masse d'air par unité de volume d'air	0,0012	US EPA, 1997
Density of dust particules (j _p)	DustDensity	kg[particules de poussière]/m ³ [particules de poussière]	Masse de particules atmosphériques par unité de volume de particules atmosphériques	1400	Bidleman, T.F., 1988
Fraction organic matter on particules (f _{om})	FractionOrganicMatteronParticulates	sans unité (poids humide)	Fraction de la masse de particules d'air qui est de la matière organique	0,2	Harner et Bidleman, 1998
Height (propriété du volume élémentaire considéré)	Height	m	Hauteur du volume élémentaire d'air	<Formula> : containingVolumeElement.Height La valeur de cette propriété est définie comme la valeur de la propriété "Height" définie pour un volume élémentaire contenant le compartiment "air" considéré	
Particulate washout ratio (w _r)	WashoutRatio	m ³ [air]/m ³ [rain]	Ratio des précipitations piégeant les particules de l'air (ratio de la concentration de particules dans la pluie par rapport à la concentration de particules dans l'air) ; utilisé pour estimer le dépôt humide de particules	Valeurs données par défaut pour les différents composés référencés dans la base de données de TRIM-FATE => à définir pour les autres	

b) Compartiments biotiques

Compartiment "plantes aquatiques"					
Compartiment "macrophytes"					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Biomass per water area	BiomassPerArea_kg_m2	kg/m ²	Masse de macrophytes par unité de surface d'eau (basé sur le poids mouillé)	1,5	Bonar et al, 1993
Density of macrophytes (ρ _{Mp})	Density	kg/L	Masse de macrophytes par unité de volume de macrophytes (basé sur le poids mouillé)	1	Jugement professionnel

Compartiment "animaux terrestres"					
Compartiment "détritvires du sol - ver de terre"					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Density	Density_Freshweight	kg[ver]/L[ver]	Densité de ver de terre (basé sur le poids humide) ; utilisé pour calculé le volume du compartiment	1	Jugement professionnel
Density per soil area (ρ _{areaWorm})	AreaDensity_Freshweight	kg[ver poids mouillé]/m ² [sol]	Masse de ver de terre par unité de surface au sol	<Unset>	
Water content of worm (f _W _{Worm})	Water_Content	sans unité	Fraction de la masse de ver qui est de l'eau	0,84	US EPA, 1993
Compartiment "détritvires du sol - arthropode"					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Biomass per soil area (ρ _{areaArth})	BiomassPerArea_kg_m2	kg[arthropode poids mouillé]/m ² [sol]	Masse d'arthropode par unité de surface au sol	3,01.E-4	Porter et al., 1996
Body weight (BW)	BW	kg	Poids de l'animal (poids humide)	1,31.E-4	Porter et al., 1996

Compartiment "animaux aquatiques"					
Compartiment "invertébrés benthique"					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Biomass per water area	BiomassPerArea_kg_m2	kg/m ²	Masse d'invertébrés benthique par unité de surface d'eau	<Unset>	
Body weight (BW or m _{B1})	BW	kg	Masse des organismes individuellement composant le compartiment "invertébrés benthiques" (basé sur le poids vif)	2,55.E-4	-
Tous les autres compartiments "poissons" (*)					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Body weight (BW or m _i)	BW	kg[poisson poids vif]	Masse d'un poisson (poids vif)	Carnivores benthiques : 2,0	Jugement professionnel
				Omnivores benthiques : 0,25	Jugement professionnel
				Water-column Carnivore : 2,0	Jugement professionnel
				Water-column Herbivore : 0,025	Jugement professionnel
Fraction diet - algae (P ^{algae})	FractionDietAlgae	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée d'algues	Water-column Omnivore : 0,25	Jugement professionnel
				Water-column Carnivore : <Unset>	
				Water-column Herbivore : <Unset>	
Fraction diet - benthic carnivores (P ^{Fbc})	FractionDietFishbenthiccarnivore	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée de carnivores benthiques	Omnivores benthiques : <Unset>	
				Water-column Carnivore : <Unset>	
				Water-column Omnivore : <Unset>	
Fraction diet - benthic invertebrates (P ^{Bi})	FractionDietFishbenthicinvertebrate	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée d'invertébrés benthiques	Omnivores benthiques : <Unset>	
				Water-column Carnivore : <Unset>	
				Water-column Herbivore : <Unset>	
Fraction diet - benthic omnivores (P ^{Fbo})	FractionDietFishbenthicomnivore	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée d'omnivores benthiques	Water-column Omnivore : <Unset>	
				Water-column Carnivore : <Unset>	
				Water-column Herbivore : <Unset>	
Fraction diet - macrophytes (P ^{M₂})	FractionDietMacrophyte	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée de macrophytes	Water-column Omnivore : <Unset>	
				Water-column Carnivore : <Unset>	
Fraction diet - water-column carnivores (P ^{Fwc_c})	FractionDietFishcarnivore	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée de poissons carnivores	Carnivores benthiques : <Unset>	
				Omnivores benthiques : <Unset>	
				Water-column Omnivore : <Unset>	
Fraction diet - water-column herbivores (P ^{Fwch})	FractionDietFishherbivore	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée de poissons herbivores	Carnivores benthiques : <Unset>	
				Omnivores benthiques : <Unset>	
				Water-column Carnivore : <Unset>	
Fraction diet - water-column omnivores (P ^{Fwco})	FractionDietFishomnivore	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée de poissons omnivores	Water-column Omnivore : <Unset>	
				Omnivores benthiques : <Unset>	
				Water-column Carnivore : <Unset>	
Fraction lipid weight (f _{lipid})	FishLipidFraction	kg[lipides]/kg[poissons poids vif]	Fraction de la masse du poisson qui est des lipides (basée sur le poids vif)	Carnivores benthiques : 0,057	Thomann, 1989
				Omnivores benthiques : 0,07	Thomann, 1989
				Water-column Carnivore : 0,057	Thomann, 1989
				Water-column Herbivore : 0,034	Thomann, 1989
Fraction diet - water-column omnivores (P ^{Fwco})	FractionDietFishomnivore	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée de poissons omnivores	Water-column Omnivore : 0,07	Thomann, 1989
				Water-column Carnivore : <Unset>	
Fraction specific compartment diet (propriété définissant un lien entre deux compartiments)	FractionSpecificCompartmentDiet	sans unité	Fraction du régime alimentaire originaire d'un compartiment spécifique ; pour un compartiment donné, la somme de tous les liens doit être égale à 1	1	-
Population per water area	NumberofFishperSquareMeter	#/m ²	Nombre de poissons par unité de surface d'eau	Carnivores benthiques : <Unset>	
				Omnivores benthiques : <Unset>	
				Water-column Carnivore : <Unset>	
				Water-column Herbivore : <Unset>	
Population per water area	NumberofFishperSquareMeter	#/m ²	Nombre de poissons par unité de surface d'eau	Water-column Omnivore : <Unset>	
				Water-column Carnivore : <Unset>	

(*) Actuellement, TRIM-FATE contient les compartiments "poissons" suivants : Benthic Carnivore, Benthic Omnivore, Water-column Carnivore, Water-column Herbivore, Water-column Omnivore

Compartiment "plantes terrestres" (*)					
Compartiment "feuille"					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Allow exchange (*)	AllowExchange	1=yes, 0=no	1 lorsque l'échange peut avoir lieu avec un autre compartiment, 0 si il ne peut pas (cette propriété peut être rentrée comme saisonnière en donnant des dates de début et de fin) (une valeur peut également être fixée entre 0 et 1 lors d'une modélisation en mode stationnaire)	(A définir selon le mode choisi pour la modélisation)	
Average leaf area index (LAI) (*)	AverageLeafAreaIndex_NoTime_Dependence	m ² [surface totale de feuille]/m ² [surface de sol sous-jacente]	Surface moyenne de feuille par unité de surface de sol (aucune dépendance temporelle)	Agriculture : 2,0	Moyenne pour les cultures (saison de croissance), GLEAMS, North Carolina State University
				Forêt de conifères : 5,0	Valeur donnée pour les conifères, N. Nikolov, ORNL
				Forêt de feuillus : 3,4	CDIAC (site web) : forêt de chênes rouges, d'érables rouges...
				Herbes : 5,0	moyenne entre les valeurs 4 et 6 donnés pour les anciens champs, R.J. Luxmoore, ORNL
Calculate wet dep interception fraction (boolean)	CalculateWetDepInterceptionFraction	True or False	Bascule permettant de donner l'option à l'utilisateur d'utiliser une valeur choisie par lui-même ou bien la valeur déterminée par modélisation pour la fraction d'interception du dépôt humide	True	Paramètre choisi pour la bibliothèque de référence de TRIM-FATE
Correction exponent, octanol to lipid (*)	CorrectionExponent	sans unité	Correction d'exposant pour la différence entre l'octanol et les lipides	0,76	à partir des racines, Trapp, 1995
Degree stomatal opening (α _s)	DegreeStomatalOpening	sans unité	Degré d'ouverture des pores des stomates, valeur comprise entre 0 et 1	1	fixé à 1 dans la journée, valeur basé sur un jugement professionnel
Density of wet leaf (ρ _{wet}) (*)	WetDensity	kg[feuille poids humide]/m ³ [feuille]	Densité des feuilles mouillées	820	Paterson et al., 1991
Leaf wetting factor (S)	LeafWettingFactor	m	Coefficient de rétention d'eau des feuilles (dépendant du type de végétation)	3,0.E-4	Variation entre 1.E-4 et 6.E-4 selon le type de cultures ou d'éléments, Muller et al., 1993
Length of leaf (l)	LengthofLeaf	m	Taille moyenne d'une feuille (à plat)	Agriculture : 0,1	Jugement professionnel
				Forêt de conifères : 0,01	Jugement professionnel
				Forêt de feuillus : 0,1	Jugement professionnel
				Herbes : 0,05	Jugement professionnel
Lipid content of leaf (f _{L-leaf})	LipidContent	kg[lipides]/kg[feuilles poids mouillé]	Fraction de la masse de feuille qui est des lipides (sur la base du poids humide)	0,00224	European beech, Reiderer, M. 1995
Litter fall rate (K _L) (*)	LitterFallRate	1/jour	Taux constant du premier ordre pour la chute des feuilles (et des particules sur les feuilles) au sol (peut être programmé comme un phénomène saisonnier en entrant les dates de début et de fin)	Agriculture - Forêt de feuillus - Herbes : <Unset>	
				Forêt de conifères : 0,0021	Valeur estimée à partir d'une relation du premier ordre et en supposant que 99% des feuilles tombent en 6 ans.
Stomatal area, normalized for effective diffusion path length (S _N)	StomatalAreaNormalizedEffectiveDiffusionPathLength	1/m	Portion de la surface totale des feuilles composée de stomates divisé par la longueur effective du chemin pour une molécule diffusant à travers une pore ; cette valeur est relativement similaire pour les diverses espèces de plantes	200	Wilmer et al., 1996
Vegetation attenuation factor (α _{vAF})	AttenuationFactor	m ² /kg	Atténuation effective par les feuilles de la déposition sèche de particules par unité de poids sec de l'espèce de plante considérée ; utilisée pour calculer la fraction d'interception	2,9	Baes et al., 1984
Water content (W _{Leaf})	WaterContent	kg[eau]/kg[feuilles poids humide]	Fraction de la masse de feuille qui est de l'eau (sur la base du poids humide)	0,8	Paterson et al., 1991
Wet dep interception fraction (user supplied) (I _{wet})	WetDepInterceptionFraction_UserSupplied	sans unité	Fraction du dépôt humide interceptée par les feuilles (entrée utilisée seulement si l'option est sélectionnée sinon, elle est calculée)	0,2	Non utilisée (si le modèle est réglé pour calculer une valeur)
Wet mass of leaf per unit area (p _{area,leaf}) (*)	WetMassperArea	kg[feuille poids humide]/m ² [surface au sol]	Poids frais de feuille par unité de surface au sol	Agriculture : 0,4	Calculé à partir de l'indice de surface foliaire et de l'article de Leith, 1975
				Forêt de conifères : 2,0	Calculé à partir de l'indice de surface foliaire, de l'épaisseur des feuilles (Simonich et al., 1994)
				Forêt de feuillus : 0,6	
				Herbes : 0,6	Calculé à partir de l'indice de surface foliaire et de l'article de Leith, 1975

Compartiment "particules sur une feuille"					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Allow exchange ^(b)	AllowExchange	1=yes, 0=no	1 lorsque l'échange peut avoir lieu avec un autre compartiment, 0 si il ne peut pas (cette propriété peut être rentrée comme saisonnière en donnant des dates de début et de fin) (une valeur peut également être fixée entre 0 et 1 lors d'une modélisation en mode stationnaire)	(A définir selon le mode choisi pour la modélisation)	
Volume particle per area leaf	VolumeParticlePerAreaLeaf	m ³ [particules sur la feuille]/m ² [feuille]	Volume de particules sur la feuille par unité de surface de la feuille ; utilisée pour calculer le volume du compartiment	1,0.E-9	Basée sur la densité des particules et sur la distribution granulométrique des particules dans l'atmosphère mesurée sur une surface adhésive, Coe et al., 1987
Compartiment "racine" - Plantes sans tronc uniquement ^(d)					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Allow exchange ^(b)	AllowExchange	1=yes, 0=no	1 lorsque l'échange peut avoir lieu avec un autre compartiment, 0 si il ne peut pas (cette propriété peut être rentrée comme saisonnière en donnant des dates de début et de fin) (une valeur peut également être fixée entre 0 et 1 lors d'une modélisation en mode stationnaire)	(A définir selon le mode choisi pour la modélisation)	
Correction exponent, octanol to lipid ^(b)	CorrectionExponent	sans unité	Correction d'exposant pour la différence entre l'octanol et les lipides	0,76	à partir des racines, Trapp, 1995
Lipid content of root (fL _{Root})	LipidContent	kg[lipides]/kg[racine poids mouillé]	Fraction de la masse de racine qui est des lipides (sur la base du poids humide)	0,011	Trapp, 1995
Water content (fW _{Root})	WaterContent	kg[eau]/kg[racine poids humide]	Fraction de la masse de racine qui est de l'eau (sur la base du poids humide)	0,8	Jugement professionnel
Wet density of root (ρ _{Root})	WetDensity	kg[racine poids humide]/m ³ [racine]	Densité des racines de la plante mouillées	820	Paterson et al., 1991
Wet mass per area (ρ _{areaRoot})	WetMassperArea	kg[racine poids humide]/m ² [surface au sol]	Poids frais de racine par unité de surface au sol	Agriculture : 0,15 Herbes : 1,4	Prairie tempérée, Jackson et al., 1996 Prairie tempérée, Jackson et al., 1996
Compartiment "tige" - Plantes sans tronc uniquement ^(d)					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur par défaut dans TRIM-FATE	Source
Allow exchange ^(b)	AllowExchange	1=yes, 0=no	1 lorsque l'échange peut avoir lieu avec un autre compartiment, 0 si il ne peut pas (cette propriété peut être rentrée comme saisonnière en donnant des dates de début et de fin) (une valeur peut également être fixée entre 0 et 1 lors d'une modélisation en mode stationnaire)	(A définir selon le mode choisi pour la modélisation)	
Correction exponent, octanol to lipid ^(b)	CorrectionExponent	sans unité	Correction d'exposant pour la différence entre l'octanol et les lipides	0,76	à partir des racines, Trapp, 1995
Density of phloem fluid (ρ _{Ph})	PhloemDensity	kg[phloème]/m ³ [phloème]	Densité du phloème	1000	Jugement professionnel
Density of xylem fluid (ρ _{Xy})	XylemDensity	kg[xylème]/m ³ [xylème]	Densité du xylème	900	Jugement professionnel
Flow rate of transpired water per leaf area	FlowRateofTranspiredWaterperAreaofLeafSurface	m ³ [eau]/m ² [feuille] jour	Facteur empirique utilisée pour estimer le flux total d'eau évacué par transpiration sur la base de la surface de feuille	0,0048	Crank et al., 1981
Fraction of transpiration flow rate that is phloem rate	FractionPhloemRatewithTranspirationFlowRate	sans unité	Fraction du flux total de transpiration qui est dû au flux du phloème	0,05	Paterson et al., 1991
Lipid content of stem (fL _{Stem})	LipidContent	kg[lipides]/kg[tige poids mouillé]	Fraction de la masse de tige qui est des lipides (sur la base du poids humide)	0,00224	European beech, Reiderer, M. 1995
Water content of stem (fW _{Stem})	WaterContent	kg[eau]/kg[tige poids humide]	Fraction de la masse de tige qui est de l'eau (sur la base du poids humide)	0,8	Paterson et al., 1991
Wet density of stem (ρ _{Stem})	WetDensity	kg[tige poids humide]/m ³ [tige]	Densité des tiges de la plante mouillées	830	Jugement professionnel
Wet mass per area (ρ _{areaStem})	WetMassperArea	kg[tige poids humide]/m ² [surface au sol]	Poids frais de tige par unité de surface au sol	Agriculture : 0,16 Herbes : 0,24	Calculé à partir de la densité de la biomasse des feuilles et des racines basée sur un jugement professionnel Calculé à partir de la densité de la biomasse des feuilles et des racines basée sur un jugement professionnel

^(a) TRIM-FATE contient actuellement 4 types de plantes terrestres : forêt de feuillus, forêt de conifères, herbes et agriculture

^(b) Si ces paramètres sont modélisés comme des phénomènes saisonniers, leurs dates de début et de fin sont interdépendantes, c'est donc à l'utilisateur de vérifier leur compatibilité

^(c) Paramètres interdépendants, l'utilisateur est responsable de la vérification de la compatibilité des données

^(d) Les racines et les tiges ne sont pas modélisées pour les forêts de conifères et de feuillus dans la version actuelle de TRIM-FATE

2) Paramètres d'entrée dépendants de la substance chimique

a) Paramètres indépendants du type de compartiments (*)

Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
CAS number	CAS	n/a	Numéro CAS (Chemical Abstract Service)	Tous
Diffusion coefficient in pure air (D_{air})	D_pureair	$m^2[air]/jour$	Coefficient qui (associé avec la concentration en substance chimique) prédit à quelle vitesse le composé se répartit dans la phase gazeuse par diffusion	Tous
Diffusion coefficient in pure water (D_{water})	D_purewater	$m^2[eau]/jour$	Coefficient qui (associé avec la concentration en substance chimique) prédit à quelle vitesse le composé se répartit dans la phase liquide par diffusion	Tous
Henry's Law constant	HenryLawConstant	$Pa.m^3/mol$	Ratio de la concentration en composé dans la phase liquide par rapport à la pression partielle d'équilibre dans la phase gazeuse	Tous
Melting Point (T_m)	MeltingPoint	$^{\circ}K$	Température à laquelle le composé chimique devient liquide à la température atmosphérique standard	Tous
Molecular Weight (M_w)	molecularWeight	g/mol	Poids d'une mole de composé chimique	Tous
Octanol-water coefficient (K_{ow})	K_ow	$L[eau]/kg[octanol]$	Ratio de la concentration dissous dans l'octanol par rapport à celle dissous dans l'eau à l'équilibre	Tous
Reference bird body weight (BW(Ref))	ReferenceBird_BodyWeight	kg	Masse de référence pour un oiseau utilisée pour l'échelle allométrique dans le calcul du taux de dégradation	Organiques
Reference bird chemical degradation rate ($K_{degradation}$)	ReferenceBird_GeneralDegradationRae	1/jour	Taux constant du premier ordre pour la dégradation d'un composé pour un oiseau de référence utilisée pour l'échelle allométrique dans le calcul du taux de dégradation	Organiques
Reference bird elimination rate	ReferenceBird_EliminationRate	1/jour	Taux constant du premier ordre pour l'élimination du composé du corps d'un oiseau	Organiques
Reference mammal body weight (BW(Ref))	ReferenceMammals_BodyWeight	kg	Masse de référence pour un mammifère utilisée pour l'échelle allométrique dans le calcul du taux de dégradation	Organiques
Reference mammal chemical degradation rate ($K_{degradation}$)	ReferenceMammal_GeneralDegradationRae	1/jour	Taux constant du premier ordre pour la dégradation d'un composé pour un mammifère de référence utilisée pour l'échelle allométrique dans le calcul du taux de dégradation	Organiques
Reference mammal elimination rate	ReferenceMammal_EliminationRate	1/jour	Taux constant du premier ordre pour l'élimination du composé du corps d'un mammifère	Organiques
Vapor pressure (P_{vapor})	VaporPressure	Pa	Pression de vapeur saturante (pression exercée par la vapeur à l'équilibre entre les phases solide et liquide)	Organiques
Vapor washout ratio (W_v)	VaporWashoutRatio	$m^3[air]/m^3[pluie]$	Ratio des précipitations récupérées dans les vapeurs (ration de la concentration dans la pluie par rapport à la concentration dans la phase vapeur de l'air) ; utilisé pour estimer le dépôt humide de vapeurs	Espèces Hg

(*) Tous les paramètres présentés dans cette table sont des propriétés chimiques présentes dans TRIM-FATE

b) Compartiments abiotiques

Compartiment "sol"				
Compartiment "sol superficiel"				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3_UserSupplied	g/m^3	Concentration du volume de sol superficiel au début de la période de modélisation	Tous
Input characteristic depth (user supplied) (X^*)	InputCharacteristicDepth_m	m	Distance à partir de la surface du sol jusqu'à la profondeur où la concentration en composé dans le sol a baissé de 36,79% par rapport à la concentration en surface (entrée utilisée uniquement si l'option correspondante est sélectionnée sinon, elle est calculée)	Tous
Soil/water partition coefficient (K_d)	Kd	$L[eau]/kg[sol\ humide]$	Ratio à l'équilibre de la concentration adsorbée sur les particules solides de sol et la concentration dissoute	Espèces Hg
Use input characteristic depth (boolean)	UseInputCharacteristicDepth_0_MeansNo_ElseYes	0 = no, Else = yes	Bascule permettant à l'utilisateur d'utiliser soit une valeur qu'il aura choisie, soit la valeur calculée par modélisation pour la profondeur caractéristique	Tous
Vapor dry deposition velocity (V_{vapor})	VaporDryDepositionVelocity_m_day	m/jour	Vitesse à laquelle le composé chimique en phase vapeur se déplace vers le bas ; utilisée pour estimer la diffusion entre l'air et le sol (pour Hg ₀ et MHg) et le dépôt sec des vapeurs sur le sol et les plantes (pour Hg ₂)	Espèces Hg
Demethylation rate (K_{Dm})	DemethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la deméthylation (MHg→Hg ₂)	MHg
Methylation rate (K_M)	MethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la méthylation (Hg ₂ →MHg)	Hg ₂
Oxidation rate (K_O)	OxidationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour l'oxydation (Hg ₀ →Hg ₂)	Hg
Reduction rate (K_R)	ReductionRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la réduction (Hg ₂ →Hg ₀)	Hg ₂
Half-life (<i>half-life</i>)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques
Compartiment "sol racinaire"				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3_UserSupplied	g/m^3	Concentration du volume de sol racinaire au début de la période de modélisation	Tous
Input characteristic depth (user supplied) (X^*)	InputCharacteristicDepth_m	m	Distance à partir de la limite du sol superficiel jusqu'à la profondeur où la concentration en composé dans le sol a baissé de 36,79% par rapport à la concentration en surface du sol racinaire (entrée utilisée uniquement si l'option correspondante est sélectionnée sinon, elle est calculée)	Tous
Soil/water partition coefficient (K_d)	Kd	$L[eau]/kg[sol\ humide]$	Ratio à l'équilibre de la concentration adsorbée sur les particules solides de sol et la concentration dissoute	Espèces Hg
Use input characteristic depth (boolean)	UseInputCharacteristicDepth_0_MeansNo_ElseYes	0 = no, Else = yes	Bascule permettant à l'utilisateur d'utiliser soit une valeur qu'il aura choisie, soit la valeur calculée par modélisation pour la profondeur caractéristique	Tous
Demethylation rate (K_{Dm})	DemethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la deméthylation (MHg→Hg ₂)	MHg
Methylation rate (K_M)	MethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la méthylation (Hg ₂ →MHg)	Hg ₂
Oxidation rate (K_O)	OxidationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour l'oxydation (Hg ₀ →Hg ₂)	Hg
Reduction rate (K_R)	ReductionRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la réduction (Hg ₂ →Hg ₀)	Hg ₂
Half-life (<i>half-life</i>)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

Compartiment "sol vadose"				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3_UserSupplied	g/m ³	Concentration du volume de sol vadose au début de la période de modélisation	Tous
Input characteristic depth (user supplied) (X*)	InputCharacteristicDepth_m	m	Distance à partir de la limite du sol racinaire jusqu'à la profondeur où la concentration en composé dans le sol a baissé de 36,79% par rapport à la concentration en surface du sol vadose (entrée utilisée uniquement si l'option correspondante est sélectionnée sinon, elle est calculée)	Tous
Soil/water partition coefficient (K _d)	Kd	L[eau]/kg[sol humide]	Ratio à l'équilibre de la concentration adsorbée sur les particules solides de sol et la concentration dissoute	Espèces Hg
Use input characteristic depth (boolean)	UseInputCharacteristicDepth_0_MeansNo_ElseYes	0 = no, Else = yes	Bascule permettant à l'utilisateur d'utiliser soit une valeur qu'il aura choisie, soit la valeur calculée par modélisation pour la profondeur caractéristique	Tous
Demethylation rate (K _{Dm})	DemethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la deméthylation (MHg → Hg ₂)	MHg
Methylation rate (K _M)	MethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la méthylation (Hg ₂ → MHg)	Hg ₂
Oxidation rate (K _O)	OxidationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour l'oxydation (Hg ₀ → Hg ₂)	Hg
Reduction rate (K _R)	ReductionRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la réduction (Hg ₂ → Hg ₀)	Hg ₂
Half-life (half-life)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

Compartiment "eau souterraine"				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3_UserSupplied	g/L	Concentration de l'eau souterraine au début de la période de modélisation	Tous
Soil/water partition coefficient (K _d)	Kd	L[eau]/kg[sol humide]	Ratio à l'équilibre de la concentration adsorbée sur les particules solides de sol et la concentration dissoute	Espèces Hg
Demethylation rate (K _{Dm})	DemethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la deméthylation (MHg → Hg ₂)	MHg
Methylation rate (K _M)	MethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la méthylation (Hg ₂ → MHg)	Hg ₂
Oxidation rate (K _O)	OxidationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour l'oxydation (Hg ₀ → Hg ₂)	Hg
Reduction rate (K _R)	ReductionRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la réduction (Hg ₂ → Hg ₀)	Hg ₂
Half-life (half-life)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

Compartiment "eau de surface"				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3_UserSupplied	g/L	Concentration de l'eau de surface au début de la période de modélisation	Tous
Algal surface area-specific uptake rate constant (U)	AlgaeUptakeRate	nmol/(µm ² .jour.nmol)	Taux constant spécifique à une surface pour l'absorption par les algues du composé chimique présent dans l'eau	Espèces Hg
BCF algae	RatioOfConcinAlgaeToConcDissolveinWater	L[eau]/kg[algues poids frais]	Ratio de la concentration dans les algues par rapport à la concentration dissoute dans l'eau de surface (facteur de bioconcentration)	Organiques
Dow ("overall Kow") (D _{ow})	D_ow	L[eau]/kg[octanol]	Somme pondérée (par la fraction massique) des valeurs de Kow individuelles pour toutes les espèces chimiques en présence	Espèces Hg (*)
Soil/water partition coefficient (K _d)	Kd	L[eau]/kg[sol humide]	Ratio à l'équilibre de la concentration adsorbée sur les particules solides et la concentration dissoute	Espèces Hg
Vapor dry deposition velocity (V _{vapor})	VaporDryDepositionVelocity_m_day	m/jour	Vitesse à laquelle le composé chimique en phase vapeur se déplace vers le bas ; utilisée pour estimer le dépôt sec des vapeurs sur l'eau	Hg ₂
Demethylation rate (K _{Dm})	DemethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la deméthylation (MHg → Hg ₂)	MHg
Methylation rate (K _M)	MethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la méthylation (Hg ₂ → MHg)	Hg ₂
Oxidation rate (K _O)	OxidationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour l'oxydation (Hg ₀ → Hg ₂)	Hg
Reduction rate (K _R)	ReductionRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la réduction (Hg ₂ → Hg ₀)	Hg ₂
Half-life (half-life)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

(*) Pour Hg₂ et MHg, Dow est inclus dans TRIM-FATE comme une propriété définie par une formule (calculée au sein de TRIM-FATE) plutôt qu'une propriété constante (fournie comme une entrée) car cette valeur est dépendante du pH de l'eau de surface et de la concentration en chlorures. Cependant, la relation entre Dow, le pH et la concentration en chlorures est une entrée utilisateur.

Compartiment "sédiment"				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3_UserSupplied	g/m ³	Concentration des sédiments au début de la période de modélisation	Tous
Soil/water partition coefficient (K _d)	Kd	L[eau]/kg[sol humide]	Ratio à l'équilibre de la concentration adsorbée sur les particules solides et la concentration dissoute	Espèces Hg
Demethylation rate (K _{Dm})	DemethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la deméthylation (MHg → Hg ₂)	MHg
Methylation rate (K _M)	MethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la méthylation (Hg ₂ → MHg)	Hg ₂
Oxidation rate (K _O)	OxidationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour l'oxydation (Hg ₀ → Hg ₂)	Hg
Reduction rate (K _R)	ReductionRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la réduction (Hg ₂ → Hg ₀)	Hg ₂
Half-life (half-life)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

Compartiment "air"				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3_UserSupplied	g/m ³	Concentration du volume d'air au début de la période de modélisation	Tous
Boundary concentration (propriété du volume élémentaire) (*)	BoundaryConcentration_g_per_m3	g/m ³	Concentration de l'air aux limites extérieures de la région modélisée	Tous
Particule dry deposition velocity (V _{dry})	vdep	m/jour	Vitesse à laquelle les particules du composé chimique se déplacent vers le bas ; utilisée pour estimer le dépôt sec de particules	Tous
Demethylation rate (K _{Dm})	DemethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la deméthylation (MHg → Hg ₂)	MHg
Methylation rate (K _M)	MethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la méthylation (Hg ₂ → MHg)	Hg ₂
Oxidation rate (K _O)	OxidationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour l'oxydation (Hg ₀ → Hg ₂)	Hg
Reduction rate (K _R)	ReductionRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la réduction (Hg ₂ → Hg ₀)	Hg ₂
Half-life (half-life)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

(*) Utilisé seulement dans les modèles où les conditions spécifiées incluent une contribution différente de zéro aux limites. Seulement applicable pour les volumes élémentaires d'air ayant au moins une limite commune avec les bords de la région modélisées (contribution aux limites de zéro pour tous les compartiments "air" interne)

c) Compartiments biotiques

Compartiment "plantes aquatiques"				
Compartiment "macrophytes"				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3_UserSupplied	g/kg	Concentration dans les macrophytes au début de la période de modélisation (basée sur le poids frais)	Tous
Alpha for macrophyte (α)	WaterColumnDissolvedPartitioning_AlphaofEquilibrium	sans unité	Proportion de la valeur atteinte à l'équilibre	Espèces Hg
Macrophytes/water partition coefficient (K_{Mp-W})	WaterColumnDissolvedPartitioning_PartitionCoefficient	L[eau]/kg[macrophytes poids frais]	Ratio à l'équilibre de la concentration en polluant dans les macrophytes par rapport à la concentration dissoute dans l'eau	Espèces Hg
Oxidation rate (K_o)	OxidationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour l'oxydation ($Hg_0 \rightarrow Hg_2$)	Hg
talpha (t_α)	WaterColumnDissolvedPartitioning_TimeToReachAlphaofEquilibrium	jour	Temps pour atteindre 100 α % de l'équilibre	Espèces Hg
Half-life (<i>half-life</i>)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

Compartiment "animaux terrestres"				
Compartiment "détritivores du sol - ver de terre"				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3_UserSupplied	g/kg	Concentration dans les vers de terre au début de la période de modélisation (basée sur le poids frais)	Tous
Alpha for earthworm-soil pore water (α)	WormSoilWaterInteraction_alpha	sans unité	Proportion de la valeur atteinte à l'équilibre	Organiques
Alpha for earthworm-bulk soil (α)	WormSoilInteraction_alpha	sans unité	Proportion de la valeur atteinte à l'équilibre	Espèces Hg
Earthworm/dry-soil partition coefficient ($K_{d(wormp-Sr-dry)}$)	WormSoilPartitionCoefficient_dryweight	kg[sol poids sec]/kg[ver poids sec]	Ratio à l'équilibre de la concentration en polluant dans les vers de terre par rapport à la concentration dans le sol (basé sur le poids sec)	Espèces Hg
talpha for earthworm-soil pore water (t_α)	WormSoilWaterInteraction_t_alpha	jour	Temps pour atteindre 100 α % de l'équilibre	Organiques
talpha for worm-bulk soil (t_α)	WormSoilInteraction_t_alpha	jour	Temps pour atteindre 100 α % de l'équilibre	Espèces Hg
Half-life (<i>half-life</i>)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

Compartiment "détritivores du sol - arthropode"				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3_UserSupplied	g/kg	Concentration dans les arthropodes au début de la période de modélisation (basée sur le poids frais)	Tous
Alpha for arthropod-soil (α)	ArthropodSoilPartitioning_AlphaofEquilibrium	sans unité	Proportion de la valeur atteinte à l'équilibre	Tous
Arthropod/bulk-soil partition coefficient ($K_{A(Th-Sr)}$)	Arthropod_SoilPartitionCoefficient	kg[sol poids humide]/kg[arthropode poids frais]	Ratio à l'équilibre de la concentration en polluant dans les arthropodes par rapport à la concentration dans le sol (basé sur le poids frais)	Tous
talpha for arthropod-soil (t_α)	ArthropodSoilPartitioning_TimeToReachAlphaofEquilibrium	jour	Temps pour atteindre 100 α % de l'équilibre	Tous
Half-life (<i>half-life</i>)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

Compartiment "animaux aquatiques"				
Compartiment "invertébrés benthique"				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3_UserSupplied	g/kg	Concentration dans les invertébrés benthiques au début de la période de modélisation (basée sur le poids frais)	Tous
Alpha (α)	SedimentPartitioning_AlphaofEquilibrium	sans unité	Proportion de la valeur atteinte à l'équilibre	Tous
Benthic invertebrates/bulk-sediment partition coefficient (K_{BI-Sed})	SedimentPartitionCoefficient	kg[sédiment]/kg[invertébré benthique poids frais] (ou L[eau contenue dans les pores des sédiments]/kg[invertébré benthique poids frais])	Ratio à l'équilibre de la concentration en polluant dans les invertébrés benthiques par rapport à la concentration dans les sédiments (poids frais) ou dans l'eau contenue dans les pores des sédiments, cela dépend si le coefficient de partition est basé sur les sédiments ou l'eau dans les sédiments (l'utilisateur doit sélectionner l'algorithme correspondant)	Espèces Hg
Clearance constant (Cl_b)	ClearanceConstant	L[eau pure]/kg[invertébrés benthiques poids frais]	Taux d'eau passant par les surfaces respiratoires par rapport à la masse de l'invertébré benthique	Organiques
talpha (t_α)	SedimentPartitioning_TimeToReachAlphaofEquilibrium	jour	Temps pour atteindre 100 α % de l'équilibre	Tous
Proportionally constant (p_c)	V_d	L[eau]/kg[invertébrés benthiques poids frais]	Ratio de la concentration dans les invertébrés benthiques par rapport à la concentration dans l'eau	Organiques
Half-life (<i>half-life</i>)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

Tous les autres compartiments "poissons"				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3 UserSupplied	g/kg	Concentration dans les poissons au début de la période de modélisation (basée sur le poids frais)	Tous
Assimilation efficiency from food (AE _D)	AssimilationEfficiencyFromFood	sans unité	Fraction de la quantité de composé chimique dans les aliments consommés qui sont réellement absorbée par le poisson	Tous
Elimination ajustement factor	HowMuchFasterHgEliminationThanForMHg	sans unité	Facteur utilisé pour ajuster les données expérimentales sur le taux d'élimination pour MHg pour estimer les taux d'élimination pour Hg ₀ et Hg ₂	Espèces Hg
Gamma _{fish} (γ _{ASF})	Gamma _{fish}	sans unité	Facteur allométrique utilisé pour estimer l'absorption branchiale	Organiques
Demethylation rate (K _{Dm})	DemethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la deméthylation (MHg→Hg ₂)	MHg
Methylation rate (K _M)	MethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la méthylation (Hg ₂ →MHg)	Hg ₂
Oxidation rate (K _O)	OxidationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour l'oxydation (Hg ₀ →Hg ₂)	Hg
Reduction rate (K _R)	ReductionRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la réduction (Hg ₂ →Hg ₀)	Hg ₂
Half-life (half-life)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

Compartiment "plantes terrestres"				
Compartiment "feuille"				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3 UserSupplied	g/kg	Concentration dans les feuilles au début de la période de modélisation (basée sur le poids frais)	Tous
Transfer factor to leaf particule (T _{Leaf→T_{LeafP}})	TransferFactorToLeafParticule	1/jour	Taux du premier ordre pour le transfert entre les feuilles et les particules des feuilles	Tous
Demethylation rate (K _{Dm})	DemethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la deméthylation (MHg→Hg ₂)	MHg
Methylation rate (K _M)	MethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la méthylation (Hg ₂ →MHg)	Hg ₂
Oxidation rate (K _O)	OxidationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour l'oxydation (Hg ₀ →Hg ₂)	Hg
Reduction rate (K _R)	ReductionRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la réduction (Hg ₂ →Hg ₀)	Hg ₂
Half-life (half-life)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

Compartiment "particules sur une feuille"				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3 UserSupplied	g/kg	Concentration dans les particules sur les feuilles au début de la période de modélisation (basée sur le poids frais)	Tous
Transfer factor to leaf (T _{LeafP→T_{Leaf}})	TransferFactorToLeaf	1/jour	Taux du premier ordre pour le transfert entre les particules sur les feuilles et les feuilles	Tous
Demethylation rate (K _{Dm})	DemethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la deméthylation (MHg→Hg ₂)	MHg
Methylation rate (K _M)	MethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la méthylation (Hg ₂ →MHg)	Hg ₂
Oxidation rate (K _O)	OxidationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour l'oxydation (Hg ₀ →Hg ₂)	Hg
Reduction rate (K _R)	ReductionRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la réduction (Hg ₂ →Hg ₀)	Hg ₂
Half-life (half-life)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

Compartiment "racine" - Plantes sans tronc uniquement				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3 UserSupplied	g/kg	Concentration dans les racines au début de la période de modélisation (basée sur le poids frais)	Tous
Alpha for root-root zone bulk soil (α)	Root_RootZonePartitioningBulkSoil_AlphaofSteadyState	sans unité	Proportion de la valeur atteinte à l'équilibre	Espèces Hg
Alpha for root-soil water interaction (α)	RootSoilWaterInteraction_Alpha	sans unité	Proportion de la valeur atteinte à l'équilibre	Organiques
Root/root-zone-soil-water partition coefficient (K _{Root-SRW})	Root_RootZonePartitioningBulkSoil_PartitionCoefficient	m ³ [sol racinaire]/m ³ [racines]	Ratio à l'équilibre de la concentration en polluant dans les racines par rapport à la concentration dans la zone de sol racinaire (humide)	Espèces Hg
talpha for root-root zone bulk soil (t _α)	Root_RootZonePartitioningBulkSoil_TimetoReachAlphaofSteadyState	jour	Temps pour atteindre 100 α % de l'équilibre	Espèces Hg
Demethylation rate (K _{Dm})	DemethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la deméthylation (MHg→Hg ₂)	MHg
Methylation rate (K _M)	MethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la méthylation (Hg ₂ →MHg)	Hg ₂
Oxidation rate (K _O)	OxidationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour l'oxydation (Hg ₀ →Hg ₂)	Hg
Reduction rate (K _R)	ReductionRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la réduction (Hg ₂ →Hg ₀)	Hg ₂
Half-life (half-life)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

Compartiment "tige" - Plantes sans tronc uniquement (*)				
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Composés chimiques compatibles
Initial concentration	initialConcentration_g_per_m3 UserSupplied	g/kg	Concentration dans les tiges au début de la période de modélisation (basée sur le poids frais)	Tous
Transpiration stream concentration factor (TSCF)	TSCF	m ³ [eau contenue dans les pores du sol]/m ³ [xylème]	Ratio de la concentration dissoute dans le xylème et la concentration dissoute dans l'eau contenue dans les pores du sol	Espèces Hg
Demethylation rate (K _{Dm})	DemethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la deméthylation (MHg→Hg ₂)	MHg
Methylation rate (K _M)	MethylationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la méthylation (Hg ₂ →MHg)	Hg ₂
Oxidation rate (K _O)	OxidationRate	1/jour	Taux du premier ordre pour l'oxydation (Hg ₀ →Hg ₂)	Hg
Reduction rate (K _R)	ReductionRate	1/jour	Taux du premier ordre pour la réduction (Hg ₂ →Hg ₀)	Hg ₂
Half-life (half-life)	Halflife	jour	Durée pour laquelle la quantité de composé est réduite de moitié par des réactions de dégradation	Organiques

3) Autres données d'entrée

Source d'émission, données météorologiques et autres données d'entrée et autres paramètres			
Données d'entrée sur la source d'émission (toutes les propriétés de la source définies dans TRIM-FATE) ^(a)			
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée
Emission rate (nécessaire pour chaque substance chimique émise)	emissionRate	g/jour	Taux d'émission : quantité de polluant émis par la source par unité de temps
Source localisation	X, Y	coordonnées spatiales x et y	X et Y sont les coordonnées de la source (elles peuvent être introduites comme des coordonnées UTM ou comme latitude/longitude)
Source height	elevation	m	Hauteur du point d'émission par rapport au niveau du sol
Données météorologiques (toutes les propriétés du scénario définies dans TRIM-FATE) ^(b)			
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée
Air temperature (T)	AirTemperature_K	°K	Température de l'air
Horizontal wind speed (v ou μ) ^(c)	horizontalWindSpeed	m/s	Vitesse horizontale du vent entre les volumes élémentaires
Wind direction (θ)	windDirection	degré à partir du nord et dans le sens des aiguilles d'une montre	Direction à partir de laquelle le vent souffle
Rainfall rate (rain)	Rain	m ³ [pluie]/m ² /jour	Quantité de pluie par unité de surface et par unité de temps
Day/night (IsDay)	isDay	1=day, 0=night	Bascule jour/nuit ; utilisé dans certains algorithmes pour les végétaux (peut être fixé à une valeur entre 0 et 1 pour une modélisation stationnaire)
Autres paramètres (toutes les propriétés du scénario définies dans TRIM-FATE)			
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée
Start of simulation	simulationBeginDateTime	date/heure	La date et l'heure de départ de la période de modélisation
End of simulation	simulationEndDateTime	date/heure	La date et l'heure de clôture de la période de modélisation
Fraction of initial concentrations	FractionInitialConcentrations	sans unité	Fraction de la concentration initiale dans chaque compartiment devant être incluse dans la simulation ; classiquement, fixé à 0 ou 1 (utilisé comme un moyen pratique pour activer ou désactiver toutes les concentrations)
Simulation time step	simulationTimeStep	heure	La durée (en heures) de chaque pas de temps pour laquelle le modèle calcule et stocke une nouvelle distribution, molaire ou massique, ; doit être une valeur entière
Output time step ^(d)	N/A	heure	Le pas de temps pour lequel le modèle sort un rapport avec une nouvelle distribution, molaire ou massique, basée sur les distributions calculées pour les pas de temps de simulation ; doit être une valeur entière et divisible par le pas de temps de la simulation.

^(a) Des données d'entrée séparées sont nécessaires pour chaque source d'émission modélisée.

^(b) Le paramètre météorologique "hauteur de mélange (mixing height)" n'est requis pour aucun algorithme, toutefois, il peut être utilisé pour fixer des limites verticales (hautes) pour une couche d'air du volume élémentaire. Le paramètre météorologique "classe de stabilité" "stability class" n'est actuellement utilisé dans aucun algorithme mais pourrait l'être dans une version future du logiciel, c'est donc un paramètre d'entrée requis dans le modèle (nommé stabilityClass, la valeur d'entrée doit être un entier compris entre 1 et 6 représentant les classes de stabilité A à F, respectivement). Comme ce n'est actuellement pas un paramètre utilisé pour la modélisation, une valeur quelconque peut être fixée.

^(c) Quand de multiples couches dans un compartiment "air" sont modélisées, la vitesse verticale du vent (vertical wind speed) (en m/s, positive pour une vitesse ascendante et négative pour une vitesse vers le sol) est également un paramètre d'entrée. A ce jour, la modélisation de multiples couches d'air dans TRIM-FATE n'a pas été complètement intégrée et testée.

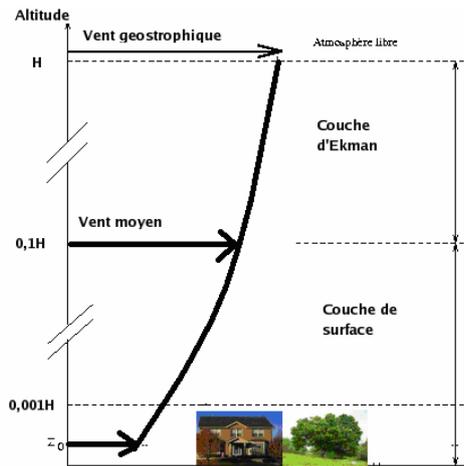
^(d) Ce n'est pas une donnée d'entrée directe du modèle, mais elle est fixée en utilisant une propriété du scénario : simulationStepsperOutput (ce paramètre est obtenu en divisant la valeur souhaitée du pas de temps de sortie par la valeur sélectionnée pour le pas de temps de la simulation)

4) Estimation des paramètres manquants non spécifiques au site

a) Paramètre de l'air

La dispersion des polluants émis dépend de phénomènes de basses couches localisés essentiellement dans la couche limite planétaire. En météorologie, on appelle couche limite planétaire la zone de l'atmosphère entre la surface (terre ou mer), où la friction ralentit le déplacement de l'air, et l'atmosphère libre où cette dernière devient négligeable. Elle varie entre 0,5 et 3 km d'épaisseur selon la stabilité de l'air et la rugosité de la surface. Elle est en moyenne de 1 500 mètres. L'étude théorique de cette tranche d'atmosphère divise en fait la couche limite planétaire comme la superposition de deux couches dont les épaisseurs sont très inégales (voir figure 20) [45] :

- la couche inférieure ou couche de surface ;
- au-dessus de la couche précédente, et jusqu'au sommet de la couche limite planétaire, s'étend la couche d'Ekman.



H = HAUTEUR DE LA COUCHE

Figure 20 : Couche limite atmosphérique

Au vu des données précédentes, le compartiment « air » sera défini avec une hauteur de 3 km.

Remarque : Lors de modélisations complexes, il pourra être envisagé de créer un compartiment composite « air » comprenant deux compartiments représentant les couches citées précédemment :

- la couche inférieure ou couche de surface est plaquée à même la mer ou la terre ferme et présente une épaisseur qui ne dépasse pas le dixième de celle de l'ensemble de la couche limite (elle peut aller de 10 à 100 m, avec une moyenne de l'ordre d'une cinquantaine de mètres) ;
- au-dessus de la couche précédente, et jusqu'au sommet de la couche limite planétaire, s'étend la couche d'Ekman (d'après le nom du physicien suédois Walfrid Ekman [1874-1954]). Dans cette couche-ci, l'influence exercée sur le vent par la rotation quotidienne de la Terre se perpétue comme dans l'atmosphère libre, mais devient de moins en moins prépondérante par rapport à l'influence du frottement à mesure que diminue la hauteur au-dessus du sol ou de la mer : il en résulte de façon conjuguée, selon la verticale, une rotation de la direction du vent et une décroissance de sa vitesse ; dans la couche de surface, où seule demeure l'influence du frottement, le vent garde une direction à peu près fixe tandis que sa vitesse décroît en même temps que la hauteur, d'abord modérément, puis de plus en plus vivement à mesure que l'on se rapproche de la surface terrestre.

b) Paramètres des compartiments « sol » et « eau superficielle »

Les propriétés du sol conditionnent la partition du polluant entre les différentes phases du sol et son devenir. En l'absence de données spécifiques au site, la démarche adoptée par l'INERIS [18] pourra être suivie.

Selon la voie d'exposition considérée, il a été supposé que le dépôt de polluant était homogénéisé sur [18] :

- 1 cm d'épaisseur pour le sol superficiel (sol ingéré directement par l'homme et les animaux, contamination de l'herbe de pâturage par transfert racinaire) ;
- 20 cm d'épaisseur pour le sol racinaire (contamination des autres végétaux par transfert racinaire).

Dans les deux cas, les mêmes propriétés physico-chimiques, notamment la teneur en matière organique, ont été attribuées au sol.

Les valeurs utilisées sont reprises de la méthode de calcul des valeurs de constat d'impact dans les sols [20]. La fraction de matière organique utilisée ([18], [20]) est de 3%. Le sol considéré est un sol de type limoneux aux caractéristiques intermédiaires entre un sol argileux et un sol sableux.

Pour le sol vadose, l'épaisseur dépendra de la profondeur de la nappe phréatique.

Etant donné la difficulté de trouver des informations fiables sur un certain nombre de paramètres, la base de données de CALTOX 4.0 [46], définissant ces valeurs pour un certain nombre de zones des Etats-Unis, sera utilisée pour rechercher la zone répondant le mieux aux critères définissant les zones sensibles pour l'INERIS.

La zone la plus proche de la teneur à 3% en matière organique du sol superficiel est la zone « Vermont » dans CALTOX 4.0. De plus, la comparaison avec des zones dont la valeur est proche de 3% et avec les valeurs proposées dans l'étude de cas de TRIM-FATE [47] montre que les valeurs proposées ne sont pas aberrantes (voir tableau 26). Les valeurs retenues sont donc celles présentées dans CALTOX 4.0 pour la zone intitulée « Vermont ».

Tableau 25 : Valeurs des paramètres recherchés dans la base de données de CALTOX

Nom du paramètre sous TRIM-FATE	Unité	Valeur CALTOX pour le site :				Valeur dans l'exemple de TRIM-FATE
		Mountain	Pacific	Vermont	New Hampshire	
Organic carbon fraction (sol superficiel)	kg [C] / kg [sol]	2,73%	2,78%	3,15%	3,36%	1,66%
Organic carbon fraction (sol vadose)	kg [C] / kg [sol]	$5,25 \cdot 10^{-3}$	$2,50 \cdot 10^{-2}$	$1,69 \cdot 10^{-3}$	$8,38 \cdot 10^{-3}$	$1,28 \cdot 10^{-3}$
Organic carbon fraction (sédiment)	kg [C] / kg [sol]	2%	2%	2%	2%	2%
Total erosion rate	kg / m ² / jr	$2,89 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-4}$	$2,89 \cdot 10^{-4}$	$2,89 \cdot 10^{-4}$	$2,89 \cdot 10^{-4}$
Total runoff rate	m ³ / m ² / jour	$1,01 \cdot 10^{-3}$	$2,75 \cdot 10^{-4}$	$9,6 \cdot 10^{-4}$	$9,6 \cdot 10^{-4}$	$1,01 \cdot 10^{-3}$
Total suspended sediment concentration	kg / m ³	$8 \cdot 10^{-1}$	$8 \cdot 10^{-1}$	$8 \cdot 10^{-1}$	$8 \cdot 10^{-1}$	

On peut également considérer, comme c'est le cas dans l'exemple proposé par les concepteurs du logiciel TRIM-FATE que la fraction de matière organique des sédiments en suspension est la même que celle des sédiments c'est-à-dire : 2 % [47].

La profondeur des sédiments sera également calquée sur cette étude et fixée à 5 cm.

c) Compartiments biotiques aquatiques

Ils existent plusieurs compartiments biotiques aquatiques qui sont d'ores et déjà présents dans la base de données de TRIM-FATE et qui permettent à l'utilisateur de construire une chaîne trophique à 4 niveaux au sein de l'écosystème aquatique (figure 21).

On retiendra comme scénario de modélisation, deux chaînes trophiques simplifiées (comme dans l'application d'entraînement fourni avec TRIM-FATE [47]) :

- Algues → Poissons herbivores → Poissons omnivores → Poissons carnivores
- Invertébrés benthiques → Omnivores benthiques → Carnivores benthiques

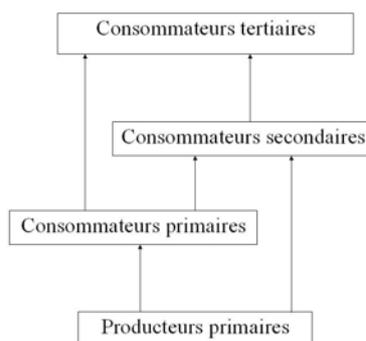


Figure 21 : Chaîne trophique dans l'écosystème aquatique

Les régimes alimentaires seront donc définis comme présentés dans le tableau suivant :

Tableau 26 : Régimes alimentaires au sein de l'écosystème aquatique

Compartiment	Nom de la propriété	Valeur
Benthic carnivore	FractionDietFishbenthicomnivore	1
	FractionDietFishcarnivore	0
	FractionDietFishherbivore	0
	FractionDietFishomnivore	0
Benthic omnivore	FractionDietFishbenthiccarnivore	0
	FractionDietFishbenthicinvertebrate	1
	FractionDietFishcarnivore	0
	FractionDietFishherbivore	0
	FractionDietFishomnivore	0
Water column carnivore	FractionDietFishbenthiccarnivore	0
	FractionDietFishbenthicinvertebrate	0
	FractionDietFishbenthicomnivore	0
	FractionDietFishherbivore	0
	FractionDietFishomnivore	1
Water column herbivore	FractionDietAlgae	1
	FractionDietFishbenthicinvertebrate	0
	FractionDietMacrophyte	0
Water column omnivore	FractionDietFishbenthiccarnivore	0
	FractionDietFishbenthicinvertebrate	0
	FractionDietFishbenthicomnivore	0
	FractionDietFishcarnivore	0
	FractionDietFishherbivore	1

d) Compartiments biotiques terrestres : vers de terre

En l'absence de valeur spécifique au site étudié, la valeur exploitée dans l'étude fournie en exemple avec TRIM-FATE [47] pourra être utilisée. Celle-ci est de 0,045 kg de vers par mètre carré de sol (cette valeur paraît cohérente avec les quelques données disponibles sur Internet).

e) Compartiments biotiques terrestres : plantes

Avant le début de la simulation, il faudra choisir quels sont les échanges considérés et à quels moments, on doit les prendre en compte (échanges différents selon le jour et la nuit ou selon la saison).

Ensuite, il manque également au niveau de ce compartiment les données sur le paramètre « Litterfall rate » pour les compartiments « agricultural systems », « grass/herb fields » et « deciduous forest ». Concernant le compartiment « deciduous forest » (forêt de feuillus), un fichier de données d'entrée est utilisé pour faire varier la valeur du taux de chute de feuilles entre 0, durant la saison de croissance, et une constante non nulle pour les trente jours suivant les premières gelées. Cette constante non nulle est prise égale à 0,15 dans la période du 30 septembre au 29 octobre dans l'étude de cas fournie avec TRIM-FATE [47]. Cette valeur pourra par défaut être utilisée en l'absence de données plus fiables. Ce paramètre « Litterfall rate » traduit pour le compartiment « grass/herb fields », la décomposition de l'herbe (à la fin de la saison de croissance). Il est défini de la même manière que pour le compartiment « deciduous forest ». Pour le compartiment « agricultural systems », cette donnée ne sera pas considérée (en raison de la récolte des cultures).

f) Bilan

Les différentes valeurs estimées sont présentées dans les deux tableaux suivants :

Tableau 27 : Valeurs estimées des paramètres d'entrée non définis par défaut dans TRIM-FATE et non spécifiques au site considéré – Compartiments abiotiques

Compartiments abiotiques					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur proposée	Source
Compartiment "air"					
Height (propriété du volume élémentaire considéré)	Height	m	Hauteur du volume élémentaire d'air	3000	Hauteur maximale de la couche limite planétaire
Compartiment "sol"					
Compartiment "sol superficiel"					
Depth (dépend du volume élémentaire considéré) (d_{ss})	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du sol superficiel dans le volume élémentaire considéré	0,01	INERIS
Organic carbon fraction (f_{oc})	OrganicCarbonContent	kg(carbone organique)/kg(sol humide)	Fraction de la masse de sol superficiel solide qui est du carbone organique	0,03	INERIS
Total erosion rate (<i>erosion</i>)	TotalErosionRate_kg_m2_day	kg(sol solide)/m ² (sol superficiel)/jour	Totalité de la masse de sol érodé par unité de surface et par jour	2,89.10 ⁻⁴	CALTOX (zone "Vermont")
Total runoff rate (<i>runoff</i>)	TotalRunoffRate_m3_m2_day	m ³ (eau)/m ² (sol superficiel)/jour	Totalité du volume de liquide ruissellant sur le sol superficiel par unité de surface et par jour	9,6.10 ⁻⁴	CALTOX (zone "Vermont")
Compartiment "sol racinaire"					
Depth (dépend du volume élémentaire considéré) (d_{sr})	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du sol racinaire dans le volume élémentaire considéré	0,2	INERIS
Organic carbon fraction (f_{oc})	OrganicCarbonContent	kg(carbone organique)/kg(sol humide)	Fraction de la masse de sol racinaire solide qui est du carbone organique	0,03	INERIS
Compartiment "sol vadose"					
Organic carbon fraction (f_{oc})	OrganicCarbonContent	kg(carbone organique)/kg(sol humide)	Fraction de la masse de sol racinaire solide qui est du carbone organique	1,69.10 ⁻³	CALTOX (zone "Vermont")
Compartiment "eau souterraine"					
Compartiment "eau de surface"					
Organic carbon fraction in suspended sediments (f_{oc})	OrganicCarbonContent	sans unité	Fraction de la masse de sédiments en suspension qui est du carbone organique	0,02	TRIM-FATE et CALTOX (zone "Vermont")
Total suspended sediment concentration (TSS)	SuspendedSedimentconcentration	kg(particules de sédiment en suspension)/m ³ (eau)	Masse de particules de sédiment en suspension par unité de volume d'eau	8,1.10 ⁻¹	CALTOX (zone "Vermont")
Compartiment "sédiment"					
Depth (dW) (propriété spécifique à un volume élémentaire)	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du compartiment "sédiment" dans le volume élémentaire considéré	0,05	TRIM-FATE
Organic carbon fraction (f_{oc})	OrganicCarbonContent	kg(carbone organique)/kg(sol humide)	Fraction de la masse de sédiments (déposés) qui est du carbone organique	0,02	TRIM-FATE

Tableau 28 : Valeurs estimées des paramètres d'entrée non définis par défaut dans TRIM-FATE et non spécifiques au site considéré – Compartiments biotiques

Compartiments biotiques					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur estimée	Source
Compartiment "plantes terrestres"					
Compartiments "feuille" et "particules sur une feuille" (toutes plantes) + compartiments "racine" et "tiges" (plantes sans tronc uniquement)					
Litter fall rate (K _L)	LitterFallRate	1/jour	Taux constant du premier ordre pour la chute des feuilles (et des particules sur les feuilles) au sol (peut être programmé comme un phénomène saisonnier en entrant les dates de début et de fin)	Forêt de feuillus et herbes : du 30.09 au 29.10 : 0,15 en dehors de cette période : 0	TRIM-FATE
				Agriculture : 0	TRIM-FATE
Compartiment "plantes aquatiques"					
Compartiment "macrophytes"					
Compartiment "animaux terrestres"					
Compartiment "détritivores du sol - ver de terre"					
Density per soil area (p _{area_{worm}})	AreaDensity_Freshweight	kg[ver poids mouillé]/m ² [sol]	Masse de ver de terre par unité de surface au sol	0,045	TRIM-FATE
Compartiment "détritivores du sol - arthropode"					
Compartiment "animaux aquatiques"					
Compartiment "invertébrés benthique"					
Tous les autres compartiments "poissons" (*)					
Fraction diet - algae (P ^{algae})	FractionDietAlgae	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée d'algues	Water-column Herbivore : 1 Omnivores benthiques : 0	On considère deux chaînes alimentaires simplifiées.
Fraction diet - benthic carnivores (P ^{Fbc})	FractionDietFishbenthiccarnivore	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée de carnivores benthiques	Water-column Carnivore : 0 Water-column Omnivore : 0	
Fraction diet - benthic invertebrates (P ^{BI})	FractionDietFishbenthicinvertebrate	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée d'invertébrés benthiques	Omnivores benthiques : 1 Water-column Carnivore : 0 Water-column Herbivore : 0 Water-column Omnivore : 0	
Fraction diet - benthic omnivores (P ^{Fbo})	FractionDietFishbenthicomnivore	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée d'omnivores benthiques	Carnivores benthiques : 1 Water-column Carnivore : 0 Water-column Omnivore : 0	
Fraction diet - macrophytes (P ^{Mp})	FractionDietMacrophyte	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée de macrophytes	Water-column Herbivore : 0 Water-column Omnivore : 0	
Fraction diet - water-column carnivores (P ^{Fwcc})	FractionDietFishcarnivore	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée de poissons carnivores	Carnivores benthiques : 0 Omnivores benthiques : 0 Water-column Omnivore : 0	
Fraction diet - water-column herbivores (P ^{Fwdh})	FractionDietFishherbivore	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée de poissons herbivores	Carnivores benthiques : 0 Omnivores benthiques : 0 Water-column Carnivore : 0 Water-column Omnivore : 1	
Fraction diet - water-column omnivores (P ^{Fwco})	FractionDietFishomnivore	sans unité	Fraction du régime alimentaire composée de poissons omnivores	Carnivores benthiques : 0 Omnivores benthiques : 0 Water-column Carnivore : 1	

5) Liste des paramètres manquants spécifiques au site

Un certain nombre de paramètres concernant la faune et la flore aquatiques sont à déterminer de manière spécifique au site considéré. Toutefois, certaines données peuvent s'avérer difficile à obtenir ; par conséquent, sont également présentées (cases du tableau 47 surlignées en jaune) les valeurs utilisées dans l'étude de cas de TRIM-FATE pour deux compartiments « eau de surface » différents, d'un côté une rivière, de l'autre, un étang. Cependant, il faut prendre ces données avec précaution car aucune source bibliographique n'est fournie avec ces valeurs.

Tableau 29 : Paramètres d'entrée spécifiques au site considéré

Compartiments abiotiques					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur proposée	Source
Compartiment "sol"					
Compartiment "sol superficiel"					
Erosion fraction ($f_{\text{erosion}}(\text{Ssi} \rightarrow \text{Ssj})$) (propriété d'un lien entre deux compartiments)	FractionofTotalErosion	sans unité	Fraction de la masse totale de sol érodé bougeant d'un compartiment d'envoi donné vers un compartiment receveur donné ou vers un compartiment "perte"	A définir une fois que tous les compartiments sont définis, les explications sont fournies dans le module 11 du guide d'utilisateur	
Runoff fraction ($f_{\text{runoff}}(\text{Ssi} \rightarrow \text{Ssj})$) (propriété d'un lien entre deux compartiments)	FractionofTotalRunoff	sans unité	Fraction du volume total de sol emporté par ruissellement bougeant d'un compartiment d'envoi donné vers un compartiment receveur donné ou vers un compartiment "perte"	A définir une fois que tous les compartiments sont définis, les explications sont fournies dans le module 11 du guide d'utilisateur	
Compartiment "sol vadose"					
Depth (dépend du volume élémentaire considéré) (d_{sv})	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du sol vadose dans le volume élémentaire considéré	Spécifique au site considéré	
Compartiment "eau souterraine"					
Depth (dépend du volume élémentaire considéré)	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du compartiment "eau souterraine" dans le volume élémentaire considéré	Spécifique au site considéré	
Compartiment "eau de surface"					
Algae density in water column (AC)	AlgaeDensityinWaterColumn_g_L	g[poids sec d'algues]/L[eau]	Masse d'algues par unité de volume d'eau de surface	Spécifique au site considéré	($2,5 \cdot 10^{-3}$ valeur de l'exemple TRIM-FATE)
Bulk water flow (flow) (propriété définissant un lien entre deux compartiments)	BulkWaterFlowRate_Volumetric	m^3 [eau]/jour	Ecoulement de l'eau (volume d'eau qui traverse l'interface entre deux compartiments par unité de temps)	Spécifique au site considéré	
Chloride concentration	ChlorideConcentration_mg_L	mg[chlorure]/L[eau]	Concentration en ions chlorures dans le compartiment "eau de surface"	Spécifique au site considéré	(3,4 pour une rivière et 2,8 pour un étang et valeur de l'exemple TRIM-FATE)
Chlorophyll concentration (CC)	ChlorophyllConcentration_mg_L	mg[chlorophylle]/L[eau]	Concentration en chlorophylle dans le compartiment "eau de surface"	Spécifique au site considéré	($5,3 \cdot 10^{-3}$ valeur de l'exemple TRIM-FATE)
Current velocity (μ)	CurrentVelocity	m/s	Vitesse moyenne d'écoulement de l'eau dans le compartiment "eau de surface"	Spécifique au site considéré	
Depth (dW) (propriété spécifique à un volume élémentaire)	Depth	m	Profondeur (dimension verticale) du compartiment "eau de surface" dans le volume élémentaire considéré	Spécifique au site considéré	
Distance between midpoints (Lij) (propriété définissant un lien entre deux compartiments)	DistanceBetweenMidpoints	m	Distance linéaire entre les milieux de deux compartiments "eau de surface" connectés ; utilisée comme caractéristique de la longueur de mélange dans les calculs de dispersion	Spécifique au site considéré	
Flush rate	Flushes_per_year	1/an	Taux de renouvellement/an : Nombre de fois que le compartiment "eau de surface" est complètement évacué en une année	Spécifique au site considéré	
pH	pH	sans unité		Spécifique au site considéré	
Water temperature (T) (propriété spécifique du volume élémentaire considéré)	WaterTemperature_K	degré Kelvin ("K)	Température moyenne de l'eau dans le compartiment "eau de surface" considéré	Spécifique au site considéré	
Compartiments biotiques					
Nom du paramètre et symbole dans TRIM-FATE	Nom de code dans la base de données de TRIM-FATE	Unités d'entrée du paramètre	Description du paramètre d'entrée	Valeur estimée	Source
Compartiment "plantes terrestres"					
Compartiments "feuille" et "particules sur une feuille" (toutes plantes) + compartiments "racine" et "tiges" (plantes sans tronc uniquement)					
Allow exchange	AllowExchange	1=yes, 0=no	1 lorsque l'échange peut avoir lieu avec un autre compartiment, 0 si il ne peut pas (cette propriété peut être rentrée comme saisonnière en donnant des dates de début et de fin) (une valeur peut également être fixée entre 0 et 1 lors d'une modélisation en mode stationnaire)	Spécifique au site considéré	
Compartiment "animaux aquatiques"					
Biomass per water area	BiomassPerArea_kg_m2	kg/m ²	Masse d'invertébrés benthiques par unité de surface d'eau	Spécifique au site considéré	(0,0373 valeur de l'exemple TRIM-FATE)
Tous les autres compartiments "poissons" (°)					
Population per water area	NumberofFishesperSquareMeter	#/m ²	Nombre de poissons par unité de surface d'eau	Carnivores benthiques :	($1,07 \cdot 10^{-4}$ valeur de l'exemple TRIM-FATE)
				Omnivores benthiques :	($7,55 \cdot 10^{-3}$ valeur de l'exemple TRIM-FATE)
				Water-column Carnivore :	($8,95 \cdot 10^{-5}$ valeur de l'exemple TRIM-FATE)
				Water-column Herbivore :	(0,0658 valeur de l'exemple TRIM-FATE)
				Water-column Omnivore :	($2,34 \cdot 10^{-3}$ valeur de l'exemple TRIM-FATE)

Remarque : Certaines données concernant les cours d'eau français peuvent être trouvées sur le site Internet suivant : <http://www.eaufrance.fr/index.php>

a) Paramètres appartenant au compartiment « eau de surface »

Les données relatives aux algues dans les eaux superficielles : « Algae density in water column » et « Chlorophyll concentration » ne sont utilisées que dans des calculs relatifs au compartiment « eau superficielle », le premier servant au calcul de fugacité pour les algues et au calcul du taux de dépôt algal, le second permettant l'évaluation du taux de sédimentation. Ces deux données seront donc nécessaires à l'estimation de la contamination de l'eau et devront être dans la mesure du possible spécifique au lieu considéré.

Le paramètre « chlorure concentration » n'apparaît dans aucune des équations définies dans le volume 2 du guide technique de TRIM-FATE et n'est apparemment utilisé que dans le calcul de D_{ow} spécifique au mercure (voir partie 1.b dans le tableau concernant le compartiment « eau de surface »). En l'absence de valeurs spécifiques au site et de rejet de mercure, on pourra utiliser celles de l'étude de cas de TRIM-FATE.

b) Equations de transfert de polluants vers le poisson – utilisation de facteurs de bioconcentration

L'ensemble des données relatives à la faune et à la flore aquatiques devant permettre de calculer l'exposition des poissons en vue d'estimer le risque lié à l'autoconsommation de poissons, si aucune source de données n'apparaît suffisamment fiable, il sera préférable de se reporter à la méthode décrite par le protocole HHRAP et présentée ci-dessous.

$$C_{poisson} = C_{dw} \cdot BCF_{fish} \quad \text{ou} \quad C_{poisson} = C_{dw} \cdot BAF_{fish} \quad \text{ou} \quad C_{poisson} = \frac{C_{sb} \cdot f_{lipid} \cdot BSAF}{OC_{sed}}$$

Avec : $C_{poisson}$ = Concentration de polluant dans le poisson (mg de polluant / kg de chair)
 C_{dw} = Concentration de polluant sous forme dissoute dans l'eau (mg de polluant / L)
 C_{sb} = Concentration de polluant absorbé sur le lit de sédiments (mg de polluant / kg de sédiments)
 f_{lipid} = Teneur en graisse des poissons (sans unité)
 OC_{sed} = Teneur en carbone organique des sédiments (sans unité)
 BCF_{fish} = Facteur de bioconcentration du polluant dans le poisson (sans unité)
 BAF_{fish} = Facteur de bioaccumulation du polluant dans le poisson (sans unité)
 $BSAF$ = Facteur d'accumulation biota-sédiment (sans unité)

BCF_{fish} ou BAF_{fish} ou $BSAF$?

Comme expliqué dans le protocole HHRAP, les rédacteurs de ce modèle préconisent l'utilisation du facteur de bioconcentration BCF_{fish} pour les composés organiques avec un $\log(K_{ow})$ inférieur à 4 (sauf les dioxines, furannes et PCB) ainsi que pour les composés métalliques (excepté le plomb et le mercure) et celle du facteur de bioaccumulation BAF_{fish} pour ceux avec un $\log(K_{ow})$ égal ou supérieur à 4 et pour les dérivés de plomb et de mercure.

Pour les dioxines, furannes et PCB, les rédacteurs du protocole recommandent l'utilisation du « biota sediment accumulation factor ».

Les valeurs de ces différents paramètres sont fournies dans la base de données du modèle HHRAP.

Concentration en polluant dans l'eau et dans les sédiments

La concentration en polluant sous forme dissoute dans l'eau ou absorbé sur les sédiments sera obtenue à l'aide de la simulation sous TRIM-FATE.

Teneur en graisse du poisson

Les rédacteurs du protocole recommandent d'utiliser une valeur comprise dans la fourchette suivante : 0,03 à 0,07. Cet intervalle comprend les poissons d'eau chaude non salmonidés (3% de matière grasse) aux poissons salmonidés d'eau froide (7% de matière grasse). Dans une hypothèse majorante, la valeur de 7% sera considérée lors des études.

Teneur en carbone organique des sédiments

Cette valeur a déjà été définie pour les paramètres d'entrée de TRIM-FATE, elle est considérée égale à 0,02.

6) Algorithmes manquants dans TRIM-FATE

Trois algorithmes sont manquants dans TRIM-FATE : celui permettant d'évaluer la contamination des graines et celui pour calculer la concentration en polluants dans l'ensilage et celui pour le fourrage.

L'ensilage comprend les plantes fourragères récoltées en début de maturité et qui ont fermenté (fermentation lactique anaérobie) alors que le fourrage est défini comme les plantes fourragères fraîches ou préservées par déshydratation. Ces deux types d'aliments sont assimilés par le protocole HHRAP à des plantes aériennes, les équations développées dans la partie 5.1.1 sont donc à utiliser.

Remarque : La contamination du fourrage pourra donc être assimilée à celle de l'herbe de pâturage (compartiment « grass/herb ») lorsque l'étude portera sur des composés organiques contrairement à celle de l'ensilage.

Comme pour le fourrage et l'ensilage, les graines sont considérées comme appartenant à des plantes aériennes. Toutefois, elles sont considérées comme un aliment protégé ainsi on néglige la contamination par dépôt particulaire ou absorption foliaire. La contamination des graines est donc uniquement due au transfert racinaire (équation présentée dans la partie 5.1.1.C).

Les paramètres spécifiques à l'ensilage et au fourrage sont présentés dans le tableau suivant :

	Fourrage	Ensilage
Rendement de la culture (kg sec/m ²)	0,24	0,8
Fraction interceptée du dépôt	0,5	0,46
Coefficient de réduction de la concentration déposée sur les végétaux	18	18
Durée d'exposition à la contamination pendant la saison de croissance	0,12	0,16
VGa	1	0,5

On notera toutefois que des facteurs de biotransfert spécifiques existent pour ces trois types de végétaux agricoles : fourrage, ensilage et graines.

Annexe 12 Paramètres d'exposition des cibles humaines

De nombreuses initiatives ont eu pour objectif de rassembler les données disponibles en décrivant soit un paramètre statistique tel qu'une moyenne ou une médiane, soit l'ensemble de la distribution dans la population concernée. Le précurseur est l'*Exposure Factor Handbook* de l'*United States Environmental Protection Agency* (US EPA), véritable référence ces dernières années. Depuis, des travaux européens et français ont vu le jour. Malgré le fait que la démarche d'évaluation des risques repose sur des hypothèses sources d'incertitudes, il faut pouvoir agir. L'action sera d'autant plus envisageable et facile à justifier que les résultats obtenus reposent sur des choix pertinents notamment lors de l'étape d'évaluation des expositions, au choix des données d'exposition et de mode de vie.

Parmi les besoins liés à l'évaluation des expositions, les données doivent permettre d'atteindre les comportements extrêmes. L'accès à un comportement extrême va dépendre du mode de recueil des données et de la possibilité de disposer de la distribution des comportements ou tout du moins du 95^{ème} percentile des personnes concernées par cette activité. [27]

En évaluation des risques sanitaires, outre la nécessité de pouvoir disposer des comportements extrêmes, on doit pouvoir avoir des valeurs adaptées aux différents scénarios d'exposition envisagés. Ainsi, il doit être possible de disposer de données de paramètres humains d'exposition pour différents sous-groupe de population (âge, sexe, région, ...).

L'objectif de cette annexe est de fournir un certain nombre d'exemples d'enquêtes parmi les plus pertinentes de façon à permettre un choix selon les objectifs de l'évaluation des risques par ingestion.

Remarque : Un mémoire a déjà été réalisé au sein de l'Ecole spécifiquement sur certains paramètres de l'exposition humaine, une partie de ces conclusions sont donc présentées par la suite. [27]

1) Poids corporel

Parmi l'ensemble des données disponibles concernant le poids corporel, l'enquête décennale santé de l'Institut national de la statistique économique (INSEE) peut être retenue car représentative de la population française avec un échantillon supérieur à 37000 données permettant d'ajuster des distributions de probabilités par sexe et classes d'âge. Les poids des français ainsi déterminés sont présentés ci-après [48].

Toutefois, dans l'enquête INSEE, les données sur le poids corporel sont déclarées et non mesurées, ce qui représente plutôt une sous-estimation de la réalité. Ce biais du « poids déclaré » n'a pas la même ampleur chez les hommes et les femmes.

Les tableaux 31 à 33 fournissent les données nécessaires à la caractérisation du paramètre poids corporel en fonction de l'âge (tableau 33) et en fonction du sexe (tableaux 31 et 32).

Tableau 30 : Statistiques du poids corporel des femmes (poids déclarés) [48]

Classe d'âge (années)	Moyenne	Écart type	p25	p50	p75	p95	Min	Max
0	7,4	1,8	6,0	7,0	9,0	10,0	3,0	13,0
1	10,8	1,5	10,0	11,0	12,0	14,0	7,0	16,0
2	13,4	2,4	12,0	13,0	14,0	18,0	8,0	25,0
3	15,5	2,5	14,0	15,0	17,0	20,0	10,0	29,0
4	17,5	2,7	16,0	17,0	19,0	23,0	12,0	29,0
5	19,7	3,4	17,0	19,0	22,0	26,0	11,0	32,0
6	22,3	4,1	20,0	22,0	25,0	30,0	13,0	40,0
7	25,0	4,4	22,0	24,5	27,0	33,0	15,0	42,0
8	28,7	5,9	25,0	28,0	32,0	39,0	17,0	60,0
9	32,2	7,0	27,5	31,0	36,0	45,0	20,0	62,0
10	34,3	7,1	30,0	33,0	39,5	46,0	20,0	63,0
11	39,9	9,0	33,0	40,0	45,0	56,0	18,0	80,0
12	45,1	10,0	38,0	45,0	50,0	61,0	22,0	95,0
13	50,3	10,0	44,0	49,0	55,0	69,0	32,0	100,0
14	51,8	8,6	46,0	50,0	57,0	66,0	32,0	82,0
15	54,0	9,3	48,0	52,0	58,0	73,0	36,0	90,0
16	55,7	11,0	49,0	54,0	58,5	77,0	40,0	110,0
17	57,0	9,3	50,0	55,0	60,0	75,0	40,0	103,0
18	56,3	9,4	50,0	55,0	60,0	73,0	38,0	98,0
19	58,7	10,9	52,0	56,0	63,0	80,0	39,0	110,0
[20;24]	58,7	10,7	52,0	57,0	63,0	80,0	30,0	122,0
[25;29]	60,9	11,6	53,0	59,0	66,0	84,0	38,0	125,0
[30;34]	61,8	11,8	54,0	60,0	68,0	85,0	40,0	133,0
[35;39]	62,3	11,7	54,0	60,0	68,0	85,0	40,0	130,0
[40;44]	63,1	12,5	55,0	60,0	69,0	87,0	38,0	150,0
[45;49]	63,8	13,0	55,0	61,5	70,0	89,0	30,0	140,0
[50;54]	64,8	12,5	56,0	62,0	72,0	88,0	40,0	131,0
[55;59]	66,1	13,0	57,0	64,0	73,0	90,0	33,0	140,0
[60;64]	66,1	12,4	58,0	64,0	73,0	90,0	41,0	124,0
[65;69]	66,8	12,5	59,0	65,0	75,0	89,0	34,0	130,0
[70;74]	65,9	12,4	57,0	65,0	74,0	89,0	37,0	128,0
[75;79]	65,2	12,4	56,0	64,0	72,0	88,0	37,0	110,0
[80;84]	62,3	11,6	55,0	60,0	70,0	84,0	37,0	98,0
[85 et +]	57,6	10,9	50,0	56,0	65,0	76,0	30,0	95,0

Source : enquête décennale santé Insee 2002/2003 (n = 17 934).
Source : INSEE Health Survey 2002/2003 (n = 17 934).

Tableau 31 : Statistiques du poids corporel des hommes (poids déclarés) [48]

Classe d'âge (années)	Moyenne	Écart type	p25	p50	p75	p95	Min	Max
0	7,8	2,1	6,0	8,0	9,0	11,0	3,0	14,0
1	11,7	1,6	11,0	12,0	13,0	15,0	7,0	16,0
2	13,7	1,7	13,0	14,0	15,0	17,0	10,0	19,0
3	15,6	2,2	14,0	15,0	17,0	19,0	9,0	26,0
4	18,1	2,9	16,0	18,0	20,0	22,0	12,0	30,0
5	20,6	4,2	18,0	20,0	22,0	28,0	12,0	42,0
6	22,8	4,0	20,0	22,0	25,0	30,0	13,0	35,0
7	25,7	4,5	22,0	25,0	28,0	34,0	16,0	42,0
8	28,9	5,5	25,0	28,0	32,0	40,0	16,0	49,0
9	32,0	6,0	28,0	31,0	35,0	42,0	19,0	60,0
10	35,2	7,6	30,0	34,0	39,0	50,0	20,0	65,0
11	40,1	8,8	34,0	38,0	45,0	58,0	25,0	72,0
12	44,8	10,3	37,0	44,0	52,0	64,0	26,0	78,0
13	48,9	10,8	42,0	48,0	55,0	69,0	25,0	103,0
14	56,6	12,5	49,0	55,0	64,0	80,0	30,0	106,0
15	61,5	11,7	55,0	61,0	67,5	82,0	28,0	108,0
16	64,8	9,6	58,0	65,0	70,0	83,0	38,0	100,0
17	66,8	10,0	60,0	65,0	72,0	85,0	46,0	110,0
18	68,7	10,5	60,0	68,0	75,0	90,0	40,0	100,0
19	69,7	14,0	62,5	68,0	74,0	90,0	36,0	180,0
[20;24]	71,2	11,1	64,0	70,0	77,0	92,0	43,0	120,0
[25;29]	75,0	12,2	67,0	74,0	81,0	96,0	42,0	143,0
[30;34]	77,0	12,8	69,0	75,0	83,0	100,0	45,0	180,0
[35;39]	77,3	12,5	70,0	76,0	84,0	100,0	47,0	145,0
[40;44]	78,2	12,0	70,0	76,0	85,0	100,0	48,0	150,0
[45;49]	79,4	12,6	70,0	78,0	86,0	103,0	47,0	143,0
[50;54]	79,8	12,8	70,0	78,0	87,0	101,0	42,0	147,0
[55;59]	79,9	12,6	72,0	79,0	87,0	102,0	45,0	135,0
[60;64]	79,0	12,0	70,0	78,0	85,0	100,0	53,0	135,0
[65;69]	78,7	11,7	70,0	78,0	86,0	99,0	42,0	130,0
[70;74]	78,4	11,7	70,0	78,0	85,0	100,0	52,0	130,0
[75;79]	76,3	11,6	69,0	75,0	83,0	96,0	43,0	122,0
[80;84]	75,1	11,8	68,0	75,0	82,0	93,0	46,0	130,0
[85 et +]	69,9	11,1	63,0	70,0	78,0	88,0	40,0	100,0

Source : enquête décennale santé Insee 2002/2003 (n = 16 806).
Source : INSEE Health Survey 2002/2003 (n = 16 806).

Tableau 32 : Statistiques descriptives du poids corporel (hommes et femmes) (poids déclarés) [48]

Classe d'âge (années)	Moyenne	Écart type	p25	p50	p75	p95	Min	Max
0	7,6	2,0	6,0	8,0	9,0	10,0	3,0	14,0
1	11,2	1,6	10,0	11,0	12,0	14,0	7,0	16,0
2	13,6	2,1	12,0	13,0	15,0	17,0	8,0	25,0
3	15,5	2,3	14,0	15,0	17,0	20,0	9,0	29,0
4	17,8	2,8	16,0	17,0	20,0	22,0	12,0	30,0
5	20,1	3,8	18,0	20,0	22,0	27,0	11,0	42,0
6	22,6	4,0	20,0	22,0	25,0	30,0	13,0	40,0
7	25,3	4,5	22,0	25,0	28,0	34,0	15,0	42,0
8	28,8	5,7	25,0	28,0	32,0	40,0	16,0	60,0
9	32,1	6,5	28,0	31,0	35,0	44,0	19,0	62,0
10	34,8	7,4	30,0	33,0	39,0	49,0	20,0	65,0
11	40,0	8,9	34,0	39,0	45,0	58,0	18,0	80,0
12	44,9	10,1	38,0	44,0	50,5	63,0	22,0	95,0
13	49,5	10,5	42,0	48,0	55,0	69,0	25,0	103,0
14	54,3	11,1	47,0	53,0	60,0	75,0	30,0	106,0
15	57,7	11,2	50,0	56,0	64,0	80,0	28,0	108,0
16	60,7	11,2	52,0	59,0	67,0	82,0	38,0	110,0
17	62,0	10,8	54,0	60,0	68,0	83,0	40,0	110,0
18	62,8	11,7	55,0	61,0	70,0	85,0	38,0	100,0
19	63,9	13,6	55,0	62,0	70,0	87,0	36,0	180,0
[20;24]	65,0	12,6	56,0	64,0	72,0	88,0	30,0	122,0
[25;29]	68,0	13,8	58,0	67,0	76,0	92,0	38,0	143,0
[30;34]	69,2	14,4	59,0	68,0	78,0	95,0	40,0	180,0
[35;39]	69,3	14,2	59,0	68,0	78,0	95,0	40,0	145,0
[40;44]	70,4	14,4	60,0	70,0	80,0	95,0	38,0	150,0
[45;49]	70,9	15,0	60,0	70,0	80,0	98,0	30,0	143,0
[50;54]	72,3	14,7	61,0	71,0	81,0	98,0	40,0	147,0
[55;59]	72,7	14,5	62,0	72,0	82,0	98,0	33,0	140,0
[60;64]	72,1	13,8	62,0	70,0	80,0	95,0	41,0	135,0
[65;69]	72,4	13,5	63,0	72,0	80,0	95,0	34,0	130,0
[70;74]	71,5	13,6	62,0	70,0	80,0	95,0	37,0	130,0
[75;79]	70,0	13,3	60,0	70,0	78,0	94,0	37,0	122,0
[80;84]	67,4	13,2	58,0	67,0	76,0	89,0	37,0	130,0
[85 et +]	62,2	12,5	53,0	62,0	70,0	85,0	30,0	100,0

Source : enquête décennale santé Insee 2002/2003 (n = 34 740).
Source : INSEE Health Survey 2002/2003 (n = 34 740).

2) Ingestion de sols et de poussières

La quantité de sols et de poussières ingérée par un enfant et un adulte est un élément largement débattu en matière d'évaluation des risques sanitaires et qui ne fait pas, à l'heure actuelle, l'objet d'un consensus. Ainsi, en raison de sa variabilité et de l'incertitude qui pèse sur son estimation, la quantité de sol ingérée est un paramètre critique de l'évaluation des expositions. Outre leur capacité à être ingérés directement, les sols contribuent à l'enrichissement des poussières domestiques en polluants par dépôt atmosphérique de particules remises en suspension, ou transport via les chaussures ou les animaux domestiques ; les poussières adhèrent ensuite aux mains et objets portés à la bouche, en particulier par les enfants. [49]

a) Enfants

De nombreuses études de mesure d'ingestion de particules de sol ont été menées chez les enfants. Les valeurs moyennes se situaient entre 39 mg/j et 271 mg/j de sol ingéré avec une moyenne globale de 146 mg/j de sol ingéré et 191 mg/j de sols et poussières ingérés [20].

L'US-EPA a estimé que 100 mg/j était une valeur moyenne représentative de l'ingestion de particules de sol par les enfants de moins de 6 ans. L'US-EPA a aussi utilisé 200 mg/j comme valeur moyenne précautionneuse de l'ingestion de particules de sol. Les dernières recommandations de l'US-EPA sont présentées en tableau 34 [49].

A partir de ces données, une quantité moyenne de 150 mg/j de sol et poussières issues du sol ingéré par un enfant a été retenue pour l'élaboration des Valeurs de Constat d'Impact (VCI) dans le cadre du scénario sensible, ce qui semble constituer une évaluation raisonnablement majorante mais non aberrante [20]. Cette valeur a été reprise dans l'étude d'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion menée par l'INERIS [18]. La plus récente recommandation, qui inclut les derniers travaux de Stanek, propose des valeurs plus faibles, et par tranches d'âge. [49]

Tableau 33 : Recommandations de l'US-EPA : valeurs pour la quantité de sol ingérée

Ingestion de sol (mg/j)					
Source	Année	Âge	Tendance Centrale	Percentile élevé	PICA
Child-specific exposure factors handbook / Exposure factors handbook	2002 / 1999		100	400	10000
Age recommendations for assessing childhood exposures	2001	1-2 ans	30	100	
		3 -5 ans	30	150	
		6-10 ans	71	187	

Au sujet de la fiabilité des estimations, on peut noter que l'EPA la juge moyenne, compte tenu de la qualité et de la quantité, limitée, des données qui ne permettent notamment pas de s'assurer de la représentativité spatiale et temporelle des estimations. Les estimations de Sheppard (tableau 35) présentent l'avantage de distinguer l'ingestion à l'intérieur et à l'extérieur, ce qui est utile si les concentrations à l'intérieur et à l'extérieur sont connues et différentes. [49]

L'organisme canadien « Santé et services sociaux » dans son guide *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine* [28] recommande la valeur de 20 mg/jour pour les enfants de moins de 6 mois selon la recommandation du CCME (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, 1996) puisque ces enfants ont généralement peu accès au sol et aux poussières intérieures du sol de la maison et propose la valeur de 150 mg/jour pour les enfants de 6 mois à 4 ans.

Tableau 34 : Estimations de la quantité de sol ingéré selon la durée d'exposition ou le lieu d'exposition [49]

Sheppard, 1995	Quantité ingérée (mg/heure)				
	Âge	A l'intérieur	A l'extérieur		
	2,5	3	20		
	6	0,15	10		
Stanek, 2001	Quantité ingérée (mg/jour)				
Âge	Moyenne	P90	P95	Durée d'exposition	
1-4 ans	31	75	91	7 jours	
1-4 ans	31	111	141	365 jours	

On peut, à partir de ces résultats, procéder à la sélection d'un jeu de données adapté à la situation que l'on étudie [49] et donc au paramètre considéré comme primordial :

- pour l'âge : on peut alors se reporter aux derniers travaux de l'EPA (tableau 34) et qui présentent l'avantage d'être cohérentes avec les estimations portant sur des longues durées d'exposition ;
- pour la durée d'exposition : on peut se reporter aux travaux de Stanek qui propose des estimations pour des durées d'exposition d'une semaine et un an (tableau 35) ;
- pour la différenciation intérieur/extérieur : on peut utiliser les estimations de Sheppard (tableau 35) pour des expositions courtes (quelques jours).

En complément des expositions chroniques, il peut être utile d'estimer les expositions aiguës dues à l'ingestion occasionnelle, par les jeunes enfants, de grandes quantités de sol (5 à 50 g par épisode). Il peut également être intéressant d'estimer l'exposition d'un enfant PICA.

b) Adultes

En ce qui concerne les adultes, très peu d'études ont été conduites. La mass balance study de Calabrese, la plus fiable selon l'US EPA, estime la quantité journalière de sol ingérée par un adulte entre 30 et 100 mg/j [49]. Elle ne portait que sur 6 individus pendant 2 semaines, et l'incertitude associée à son utilisation est donc importante. De plus, cette étude ne distingue pas les individus selon leur type d'activité et le temps passé à l'intérieur ou à l'extérieur d'un bâtiment [20].

A partir d'hypothèses sur la surface corporelle et les fréquences de contact avec le sol et les poussières, Hawley estime [20] qu'un adulte ingère une quantité de sols et de poussières de :

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

Dans son guide pour l'évaluation des risques, l'US-EPA propose comme valeur par défaut 50 mg/j de sol ingéré par un adulte dans un scénario résidentiel et dans un scénario industriel [20] assortie d'un faible degré de confiance du fait de la courte période d'étude et de la représentativité inconnue de la population étudiée [49]. Cette même valeur est retenue par l'INERIS pour l'élaboration des VCI dans le cadre du scénario sensible et du scénario non sensible [20].

c) Proportion de poussières intérieures ingérées

L'organisme canadien « Santé et services sociaux » dans son guide *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine* [28] propose que « l'analyste assume que 65 % de la quantité ingérée est constituée de sol et 35 % de poussières intérieures, et ce, chez les enfants et les adultes. Chez les travailleurs à l'extérieur, la proportion de sol devrait être plus importante. »

3) Consommation alimentaire (hors autoconsommation)

Après examen des points forts et des faiblesses des différentes sources d'informations, il semble préférable d'utiliser, quelque soit le cas de figure envisagé (population nationale globale, groupes spécifiques : région, âge, sexe, CSP, comportement extrême) l'enquête INCA pour l'évaluation des expositions. En effet, à l'heure actuelle, l'enquête INCA est celle qui répond le mieux aux objectifs de l'évaluation de l'exposition [27].

Toutefois, l'enquête INCA ne fournit pas, par exemple, d'informations concernant l'autoconsommation. A l'heure actuelle, ce paramètre peut être renseigné par l'enquête INSEE 1991 (voir partie autoconsommation). De plus, l'enquête INCA ne fournit aucun renseignement pour les enfants de moins de 3 ans, données qui devront donc être collectées avec d'autres enquêtes. Avec les données aujourd'hui disponibles, les besoins pour l'évaluation de l'exposition de régimes alimentaires ou de rations alimentaires sont assez bien couverts. Il existe cependant quelques manques d'information au niveau de sous-groupes de population. Dans ce cas, vu les difficultés de transposition de données étrangères au cas français, il peut être préférable en cas de manque d'information locale sur un sous-groupe spécifique d'utiliser des données globales au niveau de la population nationale plutôt que des données étrangères spécifiques de ce sous-groupe.

a) Enquêtes utilisées

Les consommations alimentaires sont issues de deux études : l'étude Alliance-SOFRESCHU/ Dijon 1997 et l'enquête INCA de 2007 appelée INCA 2. L'étude Alliance-SOFRES-CHU/Dijon 1997 donne les consommations alimentaires des enfants âgés de 15 jours à 18 mois et l'enquête INCA 2 rapporte les consommations alimentaires des individus âgés de plus de 3 ans.

Les données de l'enquête Alliance-SOFRESCHU/ Dijon 1997 sont disponibles à partir des données utilisées par l'INERIS dans son étude d'impact [18].

Les résultats des enquêtes INCA 1 et INCA 2 sont disponibles sur Internet ([29], [30]).

b) Hypothèses de calcul

Les quantités d'aliments consommées par chaque classe d'âge ont été calculées à partir des types d'aliments reportés dans chacune de ces études.

A partir de l'étude Alliance-SOFRES-CHU/Dijon 1997 [18],

- La catégorie « légumes-racines » a été définie à partir des consommations de pommes de terre, carottes, betteraves, salsifis, céleris, navets, oignons, échalotes et de champignons.
- La catégorie « légumes-feuilles » a été définie à partir des consommations de choux-fleurs, brocolis, choux rouges et choux-feuilles, choux de Bruxelles, laitues, épinards et bettes, endives, haricots verts, poireaux, fenouils, persil, artichauts.
- La catégorie « légumes-fruits » a été définie à partir des consommations de citrouilles, aubergines, poivrons, tomates, concombres, courgettes, petits pois, lentilles, haricots blancs et de petits pois secs.
- La catégorie « fruits » a été définie à partir des consommations d'amandes, noix, poires, pommes, pêches, cerises, pruneaux, abricots, raisins, fraises, framboises et de figues.
- La quantité de viande de volaille définie dans l'étude a été reportée telle quelle.
- Les quantités de viande bovine fraîche, réfrigérée, congelée, de viande porcine, de viande ovine, de foies bovin et ovin et les quantités d'autres viande et abats comestibles fournies dans l'étude ont été additionnées et assimilées pour les calculs à la viande de bœuf.
- La rubrique de l'étude comprenant le lait non sucré, le lait sucré, le beurre et le fromage a été assimilée pour les calculs au lait de vache.
- La rubrique oeufs avec ou sans coquille a permis de renseigner le paramètre quantité d'oeufs ingérée.

Pour l'ensemble de ces consommations, les quantités d'aliments infantiles (spécialement destinés aux nourrissons et aux enfants en bas âge) n'ont pas été intégrées.

A partir de l'étude INCA 2 [29],

- Les quantités de légumes-feuilles, de légumes-fruits et de légumes-racines consommées ont été calculées à partir de la quantité totale de légumes fournie (hors rubrique « soupes et potages » (voir remarque)) et des pourcentages de chacun de ces trois types de légumes dans la consommation globale de légumes. Ces pourcentages ont eux été calculés à partir des données fournies par l'INERIS [18] et de l'étude INCA 1999 [30] (voir tableau 36) :
 - pour les enfants de moins de 15 ans en moyenne : 24 % des légumes ingérés sont des légumes feuilles, 18 % sont des légumes fruits et 58 % sont des légumes racines,
 - pour les plus de 15 ans : 28 % des légumes ingérés sont des légumes feuilles, 22 % sont des légumes fruits, 50 % sont des légumes racines.

Remarque : L'étude [18] ne prend en compte que les légumes frais dans le calcul des pourcentages. Les quantités de légumes ingérées sont donc sous-estimées.

Tableau 35 : Pourcentage de chaque type de légumes ingéré

Âge	Source	Enfants				Adultes
		3 - 5 ans	6 - 8 ans	9 - 11 ans	12 - 14 ans	plus de 15 ans
Quantité de légumes ingérée (en g/j)	Enquête INCA 1 (somme de la quantité de légumes et de la quantité de pommes de terre ingérée par jour)	102,2	128,7	149,6	157,4	185,7
Quantité de légumes feuilles ingérée (en g/j)	Etude de cas de l'INERIS sur l'impact sanitaire d'une installation de combustion	25	31	35	36	52
Quantité de légumes fruits ingérée (en g/j)		19	24	27	28	40
Quantité de légumes racines ingérée (en g/j)		59	74	87	94	93
% de légumes feuilles ingéré		24,5	24,1	23,4	22,9	28,0
% de légumes fruits ingéré		18,6	18,6	18,0	17,8	21,5
% de légumes racines ingéré		57,7	57,5	58,2	59,7	50,1

- Les rubriques « fruits » et « compotes et fruits cuits » ont été additionnées pour définir la quantité de fruits consommés.
- Les quantités de viande (bovine, ovine et porcine) et les quantités de volailles ont été calculées à partir de quantité totale de viande ingérée (hors charcuterie) de la rubrique « viandes » et de pourcentages de chacun de ces deux groupes de viande. Ces pourcentages ont été calculés à partir de l'enquête INCA 1 [30] où les rubriques « viandes » et « volailles » étaient séparées.

Les pourcentages obtenus sont les suivants :

Tableau 36 : Pourcentage de chaque type de viande ingéré

	Enfants	Adultes
Quantité de viande ingérée (hors volaille et charcuterie) (en g/j)	46,7	59,6
Quantité de volaille ingérée (en g/j)	25,6	37
% de viande (bovine, ovine et porcine) ingéré	64,6	61,7
% de volaille ingéré	35,4	38,3

A la quantité de viande (bovine, ovine et porcine) ainsi calculée sont rajoutées les données de la rubrique « charcuterie » de l'enquête INCA 2 de façon à définir la quantité totale de viande hors volaille consommée.

- Les rubriques correspondant aux consommations de lait, d'ultra-frais laitier, de fromages ont été additionnées et assimilées à la quantité de lait ingérée.
- La rubrique « oeufs et dérivés » a servi à renseigner le paramètre quantité d'œufs ingérée.
- La rubrique « pain et panification sèche » a servi à renseigner le paramètre quantité de pain ingérée.
- La rubrique « produits de la mer » a servi à renseigner le paramètre quantité de poissons ingérée.

Enfin, faute de données spécifiques à la classe d'âge des 1,5-3 ans, leurs consommations alimentaires ont été définies en faisant la moyenne des consommations alimentaires des 1-1,5 ans et des 3-10 ans.

Pour les paramètres « pain » et « poissons », la consommation des 6 mois – 1 an a été assimilée à 25% de celle des 3-10 ans, la consommation des 1 – 1,5 ans à 50 % de celle des 3 – 10 ans et pour finir, la consommation des 1,5 – 3 ans a été prise égale aux $\frac{3}{4}$ de celle des 3 – 10 ans, en l'absence de données pour ces paramètres avant l'âge de 3 ans. L'INERIS prenait également en compte dans son étude d'impact l'ingestion via le lait maternel [18].

4) Consommation d'eau « du robinet »

Les résultats de l'enquête INCA 2 n'étant pas disponible pour ce paramètre, les données de l'enquête INCA 1 [30] seront utilisées. Toutefois, cette étude ne fournit des résultats que pour les plus de 3 ans (voir tableau 38).

a) Résultats de l'enquête INCA 1

Tableau 37 : Consommation d'eaux dans la population française [30]

Âge	Enfants					Hommes	Femmes
	3-5 ans	6-8 ans	9-11 ans	12-14 ans	15-24 ans	plus de 15 ans	plus de 15 ans
Quantité d'eaux (en g/l)	401,1	496,8	467,4	537,1	570,2	537,0	574,0
Quantité de café ingérée (en g/l)	2,3	6,4	14,3	18,4	66,1	219,0	185,0
Quantité de thé ingérée (en g/l)	16,7	17,9	24,1	19,9	34,6	47,0	96,0
Quantité totale d'eau du robinet ingérée (en g/l)	420,1	521,1	505,8	575,4	670,9	803,0	855,0

b) Hypothèses utilisées pour l'estimation de la consommation d'eau « du robinet » dans la population française

Les hypothèses suivantes sont suivies :

- les enfants de moins de 1 an et demi ne sont alimentés qu'avec de l'eau « en bouteille »,
- les enfants de 1,5 à 3 ans ont la même consommation que ceux de 3 à 5 ans,
- la consommation de la population cible des 3 – 10 ans est prise à la moyenne des consommations des classes d'âge 3 – 5 ans, des 6 – 8 ans et des 9 – 11 ans,
- la consommation des 11 – 14 ans est égale à celle de la classe d'âge 12 - 14 ans,
- la consommation des 15 – 17 ans est assimilée à celle des 15 – 24 ans,
- la consommation des adultes cibles (plus de 18 ans) est considérée identique à celle des plus de 15 ans,
- la consommation d'eau du robinet est obtenue en additionnant la consommation en eaux (on considère qu'un individu ne boit pas d'eau en bouteille), la consommation de café et celle de thé.

5) Autoconsommation [19]

L'autoconsommation est un facteur important à prendre en considération dans les études d'impact. En effet, ce mode de consommation peut être source d'une surexposition non négligeable car les aliments produits autour des ICPE peuvent être plus contaminés que la moyenne. Les sujets consommant particulièrement ces aliments peuvent être :

- des agriculteurs consommant leur propre production (autoconsommation) ;
- des particuliers produisant dans leur jardin des aliments qu'ils consomment eux-mêmes ;

- des consommateurs s'approvisionnant plus particulièrement auprès d'agriculteurs ou bénéficiant de dons d'aliments produits par des particuliers dont la production est plus contaminée que la moyenne en raison de la proximité d'une source de pollution.

Il semble y avoir un consensus dans la définition de l'autoconsommation de produits alimentaires telle qu'elle est collectée dans les principales sources de données françaises. L'autoconsommation y est définie au sens large ; elle concerne les produits alimentaires obtenus gratuitement du fait de la production du ménage (jardin, exploitation, chasse, pêche, cueillette...) ou de dons provenant d'autres ménages du moment que les produits donnés n'ont pas été achetés dans le commerce. Ces sources insistent sur le caractère gratuit de l'autoconsommation car ce sont avant tout des enquêtes de consommation comportant un volet d'achat de produits alimentaires. Les produits achetés doivent donc figurer dans le volet « achat » et non dans le volet « autoconsommation ». Par exemple, les préparations de plats confectionnés à partir de produits du commerce ne sont pas pris en compte dans l'autoconsommation même s'il relèvent d'une forme de production du ménage.

Concernant les méthodes de collecte, on peut remarquer que le caractère saisonnier de la consommation et donc de l'autoconsommation de produits alimentaires est toujours pris en compte dans les enquêtes étudiées, la plupart se déroulant sur 12 mois.

a) L'autoconsommation des ménages en France : sources de données et méthodes de collecte

Cette partie propose un état des lieux des sources de données sur l'autoconsommation de produits alimentaires disponibles en France. Bien qu'il n'existe pas d'enquête spécifique sur l'autoconsommation, plusieurs sources comportent des informations y faisant référence. On ne retient ici que les enquêtes réalisées auprès d'échantillons représentatifs de la population française. Après une description des différentes enquêtes, un résumé des principaux résultats est présenté.

Les sources de données disponibles en France dans lesquelles on peut trouver des informations concernant l'autoconsommation de produits alimentaires sont les suivantes :

- L'enquête « Consommation alimentaire » (CA) de l'INSEE réalisée tous les ans de 1969 à 1983 et tous les deux ans de 1983 à 1991. Les enquêtes sont réparties tout au long de l'année civile. Elles portent sur des échantillons de 6000 à 8000 ménages qui sont observés pendant sept jours consécutifs.
- L'enquête « Budgets de famille » (BDF) de l'INSEE réalisée en 1965, 1972, 1978-79, 1984-85, 1989, 1995, 2000-2001. Les enquêtes sont réparties tout au long de l'année

civile ou le cas échéant à cheval sur deux années. Elles portent sur des échantillons de 9000 à 11000 ménages qui sont observés pendant 14 jours consécutifs.

- L'enquête « Permanente sur les conditions de vie des ménages » (PCV), plate-forme « Les pratiques environnementales et la sensibilité aux problèmes d'environnement » réalisée en janvier 1998 par l'INSEE en collaboration avec l'IFEN sur un échantillon de 6000 ménages. Ceux-ci sont interviewés une seule fois.

- L'enquête « Modes de vie MDV » de l'Insee réalisée entre novembre 1988 et novembre 1989. Elle porte sur un échantillon de 10000 ménages suivis pendant 8 à 10 jours.

L'enquête CA collecte des informations concernant la disposition d'un jardin ou d'un verger, la disposition d'un poulailler ou d'une basse-cour, la disposition d'un clapier ou d'une cabane à lapin, l'élevage d'autres animaux. Pour une centaine de produits de la nomenclature de publication, on connaît la quantité consommée par personne avec et sans l'autoconsommation.

L'enquête BDF relève à peu près les mêmes informations concernant les différentes possibilités d'autoconsommation. Cependant, les produits autoconsommés sont comptabilisés dans les achats totaux de produits alimentaires (en dépense uniquement) sans qu'il soit possible de les distinguer.

L'enquête PCV donne le pourcentage de personnes observées ayant consommé des produits alimentaires issus de la production du ménage au cours des 12 derniers mois. Les produits y sont classés par grands groupes : boissons, fruits et légumes, produits laitiers, viande, volaille, oeufs, produits d'épicerie.

L'enquête MDV tient une place à part. En effet, c'est une enquête expérimentale qui a pour but de mesurer la production domestique des ménages. C'est pourquoi elle comporte des informations sur les diverses activités de jardinage (bêcher, semer, planter, récolter...) et sur les pratiques de chasse, pêche et cueillette.

b) Possession de jardins potagers, de clapiers et de poulailler

Dans une analyse descriptive détaillée de la dernière enquête « Consommation alimentaire», Dubeaux (1994) montre qu'en moyenne le taux de possession de jardin potager est de 35 % en 1991 avec une différenciation importante selon la catégorie socio-professionnelle de la personne de référence du ménage : 85 % pour les agriculteurs, 48 % pour les retraités, 36 % pour les ouvriers.

En 1991, 9 % des ménages déclarent détenir un poulailler et 6 % un clapier. Toutefois, ces « élevages » sont presque toujours associés à la possession d'un potager.

Les résultats provisoires tirés de l'enquête « Budgets de famille » 2000-2001 montrent que 25 % des ménages déclarent disposer d'un jardin potager et 15 % d'un verger.

c) L'autoconsommation des particuliers

Pour les particuliers, l'autoconsommation concerne principalement les fruits et les légumes du jardin et du potager. Les lapins, les volailles et les oeufs peuvent aussi être autoconsommés mais plus rarement (Gojard 1995).

Les niveaux d'autoconsommation atteints par les particuliers peuvent être très forts pour certains fruits ou légumes comme les haricots verts, mais n'atteignent pas en général pour les produits d'origine animale les niveaux des agriculteurs.

L'autoconsommation dépend évidemment de la disponibilité d'un jardin, que celui-ci soit attenant à la maison ou bien qu'il s'agisse d'un jardin séparé comme dans le cas des jardins ouvriers. Elle est moins fréquente quand les revenus augmentent mais ce phénomène semble être davantage lié à des différences d'attitude par rapport aux fonctions du jardin qu'à la contrainte de revenu au sens strict. L'autoconsommation est plus fréquente chez les ménages âgés, vivant en milieu rural ou semi-urbain et chez les familles avec enfant(s) (Caillavet 1999). L'autoconsommation étant habituellement mesurée au niveau « ménage » et non au niveau « individuel », il n'existe pas de données d'autoconsommation directement disponibles en population générale pour certains groupes d'individus comme les enfants ou les femmes enceintes.

Dans une analyse descriptive détaillée de la dernière enquête « Consommation alimentaire », Dubeaux (1994) écrit que les légumes frais provenant des jardins potagers représentent 26 % de la quantité totale de légumes frais consommés au domicile par tous les ménages. Ce pourcentage atteint 24 % pour les pommes de terre, 22 % pour les tomates, 27 % pour les salades, 25 % pour les carottes et des parts non négligeables pour les légumes quantitativement moins consommés (62 % pour les haricots verts, 57 % pour les petits pois, 45 % pour les poireaux).

L'autoconsommation des fruits est moins importante puisqu'elle représente 12 % de la consommation totale de fruits frais (hors agrumes et fruits exotiques). Ce sont principalement des pommes (9 %), des poires (11 %), des prunes (46 %) et des fruits rouges (33 à 38 %).

Les récoltes de fruits et légumes permettent également de préparer 21 % des confitures, 18 % des légumes surgelés et 10 % des légumes en conserve.

Le tableau 39 résume les données citées précédemment.

Tableau 38 : Part moyenne de l'autoconsommation par type de légumes et de fruits

Part moyenne de l'autoconsommation dans l'ensemble de l'alimentation à domicile (en %) par type de légumes		Part moyenne de l'autoconsommation dans l'ensemble de l'alimentation à domicile (en %) par type de fruits	
	Population générale		Population générale
	Enquête "consommation alimentaire" 1991		Enquête "consommation alimentaire" 1991
Légumes frais	26	Fruits frais	12
<i>Pommes de terres</i>	24	<i>Pommes</i>	9
<i>Tomates</i>	22	<i>Poires</i>	11
<i>Salades</i>	27	<i>Prunes</i>	46
<i>Carottes</i>	25	<i>Fruits rouges</i>	33 à 38
<i>Haricots verts</i>	62	Confitures	21
<i>Petits pois</i>	57		
<i>Poireaux</i>	45		
Légumes surgelés	18		
Légumes en conserve	10		

La production qui est issue des poulaillers et des clapiers détenus par les ménages, représente 50 % des quantités consommées de lapins, 17 % des oeufs et 16 % des volailles. L'analyse de Dubeaux (1994) insiste également sur l'importance des dons ou échanges entre ménages, par exemple, 42 % des fruits autoproduits et 40 % des oeufs sont donnés à des parents ou amis jardiniers ou non. Enfin, il apparaît que les ménages disposant d'un verger ou d'un potager consomment des quantités plus importantes de fruits et légumes que les ménages n'ayant pas de possibilités d'autoconsommation.

Une exploitation simplifiée des données de l'enquête « Permanente sur les conditions de vie des ménages » indique qu'en 1998, 35,9 % des individus déclarent avoir consommé des fruits et légumes produits par leur ménage au cours des 12 derniers mois. Ce pourcentage est de 10,5 % pour les viandes, volailles et œufs et de 8,5 % pour les produits d'épicerie. Les taux de possession obtenus à partir de l'enquête sur la consommation alimentaire de 1991 semblent être confirmés par ces chiffres plus récents.

Ceci étant, la comparaison des résultats provenant de ces différentes sources nécessite une certaine prudence car la formulation des questions n'y est jamais identique.

d) L'autoconsommation des agriculteurs

En France, les agriculteurs sont parmi les pratiquants les plus importants de l'autoconsommation. En moyenne et en 1991, ils autoconsommaient 76 % des volailles, 70 % des oeufs, 52 % du lait et 34 % de la viande (Bertrand 1993). L'autoconsommation des agriculteurs ne dépend pas forcément de la spécialisation des exploitations en raison de l'existence de production spécifique à côté de la production commercialisable sur laquelle des prélèvements peuvent aussi être effectués. Les productions spécifiques concernent notamment les animaux de basse-cour, les lapins et les volailles, les oeufs et dans une moindre mesure le porc (Schlusselhuber 1988).

Pour le lait et la viande de boeuf en revanche, la consommation dépend de la production sur l'exploitation de lait et plus généralement de la spécialisation de l'exploitation en élevage qui permet des prélèvements (Schlüsselhuber 1988).

Le tableau 40 présente la part d'autoconsommation en fonction des différentes enquêtes considérées et de la population cible.

Tableau 39 : Part moyenne de l'autoconsommation selon différentes études

Part moyenne de l'autoconsommation dans l'ensemble de l'alimentation à domicile (en %)			
	Population générale		Agriculteurs
	Enquête "consommation alimentaire" 1991	Enquête "Permanente sur les conditions de vie des ménages" (1998)	Enquête "consommation alimentaire" 1991
Légumes frais	26	35,9	66
Fruits	12		32
Œufs	17	10,5	70
Volailles	16		76
Viandes (bœuf, porc, mouton)	4		34
Lait	7		52
Lapin	50		

e) Bilan sur l'autoconsommation (population générale et agriculteurs)

Le tableau 41 présente les différentes données disponibles sur l'autoconsommation pour les deux types de populations cibles considérés.

Tableau 40 : Part moyenne de l'autoconsommation dans l'alimentation

Part moyenne de l'autoconsommation dans l'ensemble de l'alimentation à domicile (en %)		
	Population générale	Agriculteurs
Légumes frais	26	66
<i>Pommes de terres</i>	24	61
<i>Tomates</i>	22	56
<i>Salades</i>	27	69
<i>Carottes</i>	25	63
<i>Haricots verts</i>	62	157
<i>Petits pois</i>	57	145
<i>Poireaux</i>	45	114
Légumes surgelés	18	46
Légumes en conserve	10	25
Fruits frais	12	32
<i>Pommes</i>	9	24
<i>Poires</i>	11	29
<i>Prunes</i>	46	123
<i>Fruits rouges</i>	33 à 38	101
Confitures	21	56
Œufs	17	70
Volailles	16	76
Lait	7	52
Viandes (bœuf, porc, mouton)	4	34

Pour les agriculteurs, les données manquantes ont été estimées de la manière suivante :

- Les agriculteurs mangent 2,5 fois plus de légumes frais autoproduits que la population générale. Cette proportion a été conservée pour estimer les quantités des différents types de légumes, des légumes surgelés et des légumes en conserve.
- De même, les agriculteurs mangent 2,5 fois plus de fruits autoproduits que la population générale et cette proportion a servi à déterminer les quantités autoconsommées des différentes catégories de fruits ainsi que la quantité de confitures.

Proposition pour le choix des valeurs

Les légumes quantitativement les plus consommés seront pris comme référence pour définir le pourcentage de chaque catégorie de légumes : la pomme de terre pour les légumes racines, les tomates pour les légumes fruits et la salade pour les légumes feuilles.

Concernant la part de fruits autoproduits dans la consommation globale, le pourcentage de fruits frais sera considéré.

Pour la part de produits animaux, les pourcentages fournis par l'enquête INSEE 1991 seront utilisés.

Remarque : Le pourcentage de lapin consommé n'est pas pris en compte en l'absence d'équations utilisables pour calculer une éventuelle contamination de la viande.

f) L'approvisionnement systématique auprès d'agriculteurs ou de particuliers, la pêche et la chasse locales

Il existe manifestement beaucoup moins d'informations sur l'utilisation de circuits courts ou locaux d'approvisionnement que sur l'autoconsommation. Ces pratiques peuvent être fréquentes quand une offre alimentaire locale présente un intérêt qualitatif ou économique important (Dufour 1998).

La pratique de la pêche et de la chasse localement peut également être une source d'exposition.

Selon l'enquête « Modes de Vie » 1988-1989 (Grimler et Roy (1990)), 14 % des ménages (au moins un membre) déclarent être allés à la pêche et 7 % être allés à la chasse, au cours des 12 mois précédant l'enquête.

g) La variation temporelle de l'auto-consommation et les conséquences sur l'exposition

Le recours à l'autoconsommation varie selon les saisons et peut aussi varier d'une année à l'autre selon la disponibilité des aliments produits. Par ailleurs, les émissions et la contamination des sols, de l'herbage et des aliments peut varier considérablement dans le temps (Domingo, Schuhmacher et al. 2001).

L'achat systématique de produits locaux pourrait être un facteur de surexposition mais ce facteur n'est pas en général pris en compte dans les études, sans doute en raison de la difficulté d'obtenir une information fiable.

6) Ingestion accidentelle d'eau de baignade

Le seul modèle à développer cette voie d'exposition est CALTOX, l'équation utilisée est issue de la partie A du volume 1 de « Risk Assessment Guidance for Superfund / Human Health Risk Evaluation Manual » (RAG / HHREM) publié par l'US-EPA en 1989 [34].

Toutefois, les valeurs des paramètres fournies pour le calcul [14] ne sont à aucun moment justifiées par les concepteurs du modèle, des données complémentaires ont donc été recherchées. Les données fournies par le guide RAG / HHREM et CALTOX 4.0 [46] sont présentées dans le tableau 42. Sont fournies également dans ce tableau, les valeurs recommandées par l'US-EPA dans l'Exposure Factors Handbook [51].

Finalement, pour estimer cette exposition, il a été fait référence à l'évaluation des risques sanitaires liée à la présence de Cadmium dans la rivière Lot faite par l'ORMSIP [31]. Dans ce document, les hypothèses d'exposition émises par l'InVS et l'INERIS concernant l'« Evaluation du risque sanitaire résiduel pour les populations fréquentant les plages après dépollution du fioul de l'Erika » [50] avaient été retenues :

- la quantité d'eau ingérée durant la baignade était estimée à 0,1 l/jour pour un adulte et 0,05 l/jour pour un enfant ;
- les personnes restent au maximum six heures quotidiennement sur le site.

Ces valeurs seront utilisées dans les deux types de scénario (majorant réaliste et réaliste) en l'absence d'autres données.

Dans le cadre particulier de l'étude sur la pollution du Lot, deux hypothèses supplémentaires ont été formulées :

- la période de fréquentation du Lot pour des activités de loisirs nautiques est de mai à octobre (6 mois).
- les adultes se baignent en moyenne sur cette période de 1 à 6 heures par semaine dans le Lot et les enfants se baignent une heure par semaine. Les personnes qui pratiquent des activités de loisirs telles que l'aviron sont supposées être en contact avec l'eau sur une même période.

Le document écrit par l'ORMSIP permet donc d'avoir une approche réaliste pour la pratique de sport nautique notamment en eau douce (rivière, lac ...), toutefois, dans le cas d'une évaluation des risques liés à la baignade, il me semble préférable de se référer au document publié par l'InVS conjointement avec l'INERIS. Les données utilisées dans ces deux documents sont présentées dans le tableau 42.

Sur la base de ces deux documents ([31], [50]), deux situations d'exposition ont été différenciées :

- la pratique de sport nautique avec une fréquence d'exposition de 6 mois (de mai à octobre),
- la baignade avec une fréquence d'exposition de 3 mois (de mi-juin à mi-septembre).

Les valeurs retenues, pour rendre compte de manière plausible de l'ingestion d'eau pendant la pratique d'un sport nautique, sont celles fournies par le document de l'ORMSIP, les valeurs hautes seront utilisées dans le scénario majorant et les valeurs moyennes, dans le scénario réaliste.

Concernant l'ingestion d'eau pendant la baignade, on considère conformément au document [50] qu'un individu se baigne deux fois par jour à raison de 1h par bain, ensuite pour le scénario majorant, on considère que la personne se baigne tous les jours de la semaine et pour une approche réaliste, on suppose qu'elle ne se baigne que deux jours par semaine, c'est-à-dire 24 jours par an, en effet, on ne considère pas des vacanciers mais la population riveraine.

Remarque : On considère qu'un enfant de moins de trois ans ne pratique pas de sports nautiques et que ceux de moins de 6 mois ne se baignent pas.

Tableau 41 : Données pour l'ingestion accidentelle d'eau pendant la baignade

	CALTOX 4.0 (2002)	RAGS / HHEM (1989)	Exposure Factors Handbook (Tsang et Klepeis, 1996)	Etude INERIS-INV5 (2000) (eau de mer)	Etude ORSMIP (2002) (eau de rivière : baignade et sports nautiques)
Quantité ingérée	50 mL / h			Enfants : 50 mL / jour Adultes : 100 mL / jour	
Poids corporel	70 kg			Enfants : 16 kg Adultes : 65 kg (Données US-EPA par tranches d'âge)	
Temps d'exposition	0,5 h/jour	Valeur spécifique au site étudié	1 événement / jour Valeur moyenne : 0,5 h / événement Valeur haute : 1 h / événement	2 événements / jour Enfants : 1h / événement Adultes : 1h / événement (vacanciers et professionnels) et 3h / événement (activités nautiques)	Valeur moyenne adultes et valeur haute et moyenne enfant (moins de 15 ans) : 1h/semaine Valeur haute adulte : 6h / semaine
Fréquence d'exposition	15 jours / an	7 jours / an (moyenne américaine)	Valeur moyenne : 5 jours / an Valeur haute : 150 jours / an	Vacanciers : 21 jours / an Professionnels : 60 jours / an	6 mois / an

7) Le budget espace – temps

Un budget activité – temps – lieux consiste en un relevé de la succession et de la durée des activités d'un individu sur une période qui recouvre généralement la durée des 24 heures ou la semaine. Quant aux enquêtes de budget activité – temps – lieux, elles ont pour but de mesurer et de décrire avec un maximum de précision l'utilisation effective du temps pour les individus et les groupes sociaux.

Les différents groupes d'intérêt pour l'évaluation des expositions sont l'âge, la région, le niveau d'urbanisation, la catégorie socio-professionnelle (CSP). Ces facteurs sont importants à prendre en compte car ils ont une forte influence sur les comportements.

Les sources de données françaises à savoir l'enquête emploi du temps de l'INSEE complétée par l'enquête du CERTU pour les transports, l'enquête durée du travail de l'INSEE et l'enquête Roy pour les enfants permettent de disposer des emplois du temps globaux (temps passé dans les transports, à l'intérieur des habitations, sur le lieu d'habitation en extérieur, à l'intérieur d'autres bâtiments ou en extérieur) pour ces différents sous-groupes [27].

Toutefois, ces informations commencent à dater et de nouvelles informations sont aujourd'hui disponibles grâce aux données recueillies par l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQUAI). L'observatoire de la qualité de l'air intérieur vise à recueillir, à l'échelle du territoire national, les données sur les substances, agents et situations

affectant la qualité de l'air intérieur ainsi que les niveaux d'exposition des populations dans ces lieux de vie. Dans ce cadre sont collectées des données sur les bâtiments (équipements, environnement) et sur les caractéristiques socioéconomiques des ménages et leurs activités (notamment budget espace temps activité).

Une partie de ces résultats est disponible dans l'étude INVs « Estimation de l'exposition des populations aux polluants présents à l'intérieur des habitations ». Cette étude permet de disposer de la distribution des temps de présence dans l'habitation par type de pièce et des tranches d'âge des personnes considérées.

a) Exposition en milieu professionnel

Pour une évaluation de l'exposition en milieu professionnel, il est souhaitable de disposer des temps de travail par CSP. Les données issues de l'enquête emploi du temps de l'INSEE fournissent des informations relativement différentes de celles issues de l'enquête emploi complétée par l'enquête durée du travail INSEE (tableau ci-dessous). Cette dernière enquête fournit des résultats plus précis et plus représentatifs de la durée du travail car elle a été conçue pour fournir des résultats dans ce domaine avec un taux de sondage de 1/1070 contre 1/3000 pour l'enquête emploi du temps de l'INSEE. De plus, ils permettent de rentrer plus dans le détail des CSP que les données issues de l'enquête Emploi du Temps de l'INSEE. En cas d'évaluation d'exposition devant avoir recours à une durée du travail, il est donc préférable d'utiliser l'enquête emploi complétée de l'enquête durée de travail de l'INSEE [27].

Tableau 42 : Durée du travail [27]

	emploi du temps INSEE	emploi + durée du travail	en minutes par jour rapport des données
Ouvriers	475	331	0,70
Employés	448	336	0,75
Professions intermédiaires	468	338	0,72
Cadres et professions intellectuelles	483	380	0,79

(source : enquête emploi du temps INSEE ; enquête emploi +durée du travail)

Remarque : Ce tableau et le tableau 43 pourront être utilisés lorsqu'une école ou des bureaux ... se trouvent dans la zone d'influence du site.

b) Temps Globaux dans divers micro-environnements pour les enfants

Pour les enfants l'enquête emploi du temps de l'INSEE ne fournit pas de résultats. Ainsi, pour les enfants doivent être utilisés les résultats de Roy, Malarbet et Courtay de 1993. Ne disposant pas d'assez de renseignements sur le protocole ayant servi à obtenir ces résultats, on peut s'interroger sur leur représentativité au niveau de la population nationale. Disposant de l'emploi du temps moyen d'un élève de seconde obtenu dans le cadre d'un travail scolaire sur 116 élèves de seconde d'un lycée parisien, il a été fait une comparaison entre les résultats de la classe d'âge 7-17 ans de l'enquête Roy et cet emploi du temps (tableau 44).

Les résultats ne correspondent pas exactement entre les deux sources, mais l'enquête Roy prenant en compte une classe d'âge plus grande (7-17 ans contre 15-17 ans pour l'enquête au niveau de la seconde) ne peut pas être exactement le reflet d'un élève de seconde. Néanmoins, le temps obtenu restant dans un même ordre de grandeur, il est possible de considérer l'enquête Roy comme suffisamment représentatif au niveau national.

Tableau 43 : Emploi du temps des enfants de 7 à 17 ans [27]

	en minutes/jour/pers		
	élève seconde	Roy	rapport des données*
Travail	403	280	0,695
Transport	86	45	0,523
Physiologique, domestique, familial	706	780	1,105
Loisirs	245	335	1,367

* : Rapport des données = rapport des données

c) Etude INVs « Estimation de l'exposition des populations aux polluants présents à l'intérieur des habitations » [32]

Les données utilisées pour effectuer ce travail méthodologique sont issues de l'étude pilote de l'OQAI qui s'est déroulée de mars à juillet 2001, dans 90 logements, situés dans trois zones géographiques. Ces régions et ces logements ne sont pas représentatifs du territoire français mais offrent une certaine diversité de climat, population et type de logements. Au total, les résultats de 251 personnes sont exploitables (92 %) dont 48 % d'actifs et 21 % de moins de 15 ans. Les logements de ces ménages sont des appartements situés dans des immeubles collectifs dans 69 % des cas.

Les occupants ont rempli deux sortes de questionnaires : un carnet journalier avec un pas de temps de 10 minutes et un semainier avec un pas de temps de 15 minutes. Les taux de remplissage sont très variables selon les régions (de 29 à 60 %). Une première analyse a consisté à comparer les écarts éventuels des durées passées dans chacun des microenvironnements à l'intérieur des habitats déclarés en fonction du système de recueil.

Une description détaillée par catégorie de personnes indique que les moins de 15 ans occupent plus longtemps leur chambre que les adultes et que les inactifs passent plus de temps dans la cuisine. Quelle que soit la région, les inactifs passent légèrement plus de temps dans leur logement que les moins de 15 ans ; la différence est plus sensible avec les actifs. Ces écarts se réduisent le week-end (tableau 45).

Toutes personnes confondues, la comparaison des deux BET (journalier et semainier), remplis pour un même jour, ne montre pas de différences sensibles dans la durée d'occupation des pièces du logement. Les quelques écarts observés sont principalement dus aux pas de temps non renseignés, bien plus nombreux dans le cas du carnet journalier par rapport au semainier.

Tableau 44 : Moyenne des durées passées dans chacune des pièces du logement selon la région, le type de jour de semaine et la catégorie de personnes

			Chambre	Séjour	Cuisine	Autres pièces et dépendances	Extérieur	Intérieur	Pas de temps non renseignés
Région 1	Actif	Jours ouvrés	8	2.8	1.4	0.8	10.6	13.1	0.3
		Week end	8.4	3.5	1.6	1.1	9.4	14.6	0
	Inactif	Jours ouvrés	8.7	3.5	3.1	2.9	4.5	18.1	1.4
		Week end	8	4.4	3.1	2.6	4.5	18.2	1.3
	<15 ans	Jours ouvrés	12.9	2.8	1	1.1	6.2	17.8	0
Week end		10	3.4	1.3	1.8	7.5	16.5	0	
Région 2	Actif	Jours ouvrés	8.1	3.2	1.3	0.7	9.1	13.5	1.4
		Week end	8.5	4.2	1.3	1.1	7.6	15.2	1.1
	Inactif	Jours ouvrés	8.3	4.8	2.5	2.1	4.9	17.9	1.2
		Week end	7.8	4.9	2.1	2.9	4.5	17.9	1.6
	<15 ans	Jours ouvrés	8	1.5	0.4	0.3	5.5	12	6.5
Week end		6.7	3.5	0.8	0.3	4.6	11.4	8	
Région 3	Actif	Jours ouvrés	8.2	2.5	1.5	0.8	7.9	13.4	2.7
		Week end	8.3	3.2	0.9	1	8.4	13.4	2.2
	Inactif	Jours ouvrés	7.1	3.4	2.1	0.7	2.5	13.5	8
		Week end	6.3	3.3	2.2	1	2.2	13.7	8.1
	<15 ans	Jours ouvrés	9.5	3.3	0.8	3.1	7.4	16.6	0
Week end		10.4	3.4	1.8	2.1	6.3	17.6	0.2	

Les distributions des temps passés dans chacune des pièces du logement selon la région et la catégorie de personne et le jour de la semaine sont également disponibles dans l'étude de l'INVs. Dans le tableau ci-après sont présentés la médiane et le 95^{ème} percentile des temps passés à l'intérieur pour divers groupes issus du carnet semainier :

Tableau 45 : Médiane et 95^{ème} percentile des temps passés à l'intérieur du logement selon la région, la catégorie de personne et le jour de la semaine

	Temps passé à l'intérieur du domicile (en h/jr)					
	Région 1		Région 2		Région 3	
	50ème percentile	95ème percentile	50ème percentile	95ème percentile	50ème percentile	95ème percentile
Actifs / jours ouvrés	12,75	20,92	13,88	19,75	14	21,28
Actifs / Week-end	17	23,2	16,25	22,56	15	22,22
Inactifs / jours ouvrés	18,75	24	18,5	22,5	15,88	21,76
Inactifs / Week-end	17,88	23,79	18,75	23	16,62	21,02
< 15 ans / Jours ouvrés	19	20,75	12,88	19,56	15,38	20,89
< 15 ans / Week-end	19,12	24	14,12	20,25	16,38	21,6

d) Proposition pour le choix des valeurs

L'étude INVs « Estimation de l'exposition des populations aux polluants présents à l'intérieur des habitations » [32] permet de disposer de la distribution des temps de présence dans l'habitation par type de pièce et des tranches d'âge des personnes considérées. Toutefois, cette étude ne permet pas d'estimer le temps passé dans les jardins des domiciles.

Ces données seront calquées sur les recommandations fournies pour les enfants par le guide « Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb » et indiquées dans le tableau suivant [33] :

Tableau 46 : Temps passé dans les différents lieux de vie sur une semaine

	Enfant de 2 ans	Enfant de 6 ans
Domicile intérieur	22*7=154 h (dont 70h de sommeil)	4*16 + 3 * 22 = 130 (dont 70 h de sommeil)
Domicile extérieur	2*7 = 14 h	3*2=6
Ecole intérieur	négligeable	4*6=24
Ecole extérieur	négligeable	4*2=8

Au vu des résultats fournis par l'étude INVs pour les 95^{ème} percentile de temps passés à l'intérieur des logements dépassent tous les 20h / jour quelque soit la catégorie de population considérée, on peut prendre comme hypothèse majorante mais réaliste une durée au domicile (intérieur et extérieur) de 24 h / jour pour les populations cibles riveraines (« agriculteurs » et « riverains ») et ce, pour toutes les classes d'âge considérées.

Pour le scénario réaliste, pour la population cible riveraine, on considère que:

- les adultes (considérés comme actifs pour le calcul du temps passé à l'intérieur du domicile) et les enfants de plus de 10 ans travaillent 5 jours sur 7
- les enfants de 3 à 10 ans travaillent seulement 4 jours sur 7.
- Pendant les jours de repos, les personnes de plus de 3 ans sont supposées passer en plus 2h/jours dans leur jardin.
- Les enfants de moins de 3 ans sont supposés présents dans la zone d'influence du site 24h/24.

Pour la population cible agriculteur :

- les adultes (plus de 17 ans) et les enfants de moins de 3 ans sont supposés présents en permanence dans la zone d'influence du site,
- les enfants de plus de 10 ans sont à l'école 5 jours sur 7 et durant le week-end sont présents en permanence dans la zone d'influence du site.
- Les enfants de 3 à 10 ans sont à l'école 4 jours par semaine puis passent les 3 jours restants à leur domicile (24h/24).

Remarque : Les temps passés à l'intérieur du domicile sont estimés à partir de l'enquête INVs et à partir des valeurs médianes maximales fournies pour la population en France, par exemple, le temps passé à l'intérieur du domicile par les riverains adultes est : $5*14+2*17+2*2=108\text{h/sem}$.

8) Les durées de résidence

Il n'existe pas d'enquête dédiée à renseigner spécifiquement ce paramètre. L'obtention de cette information résulte donc de l'analyse des données d'enquêtes réalisées avec un autre objectif ou de fichier de données. En effet, des fichiers de données sur la population française ou des enquêtes très diverses concernant les ménages, les revenus, le travail... permettent de rassembler une grande variété d'informations.

L'association de ces thèmes permet des analyses originales comme l'étude des liens entre trajectoire d'emploi et mobilité géographique.

Les analyses de ces enquêtes peuvent conduire à 2 domaines de renseignements [27] :

- L'obtention de taux de mobilité : de nombreux résultats de ce type ont été obtenus à partir du Panel Européen des ménages, du recensement INSEE, de l'échantillon démographique permanent ou EDP (INSEE), de l'Enquête triple biographie ou 3D (INED), Enquête emploi (INSEE) ou encore l'Enquête logement (INSEE).

- L'obtention de durée de résidence : afin de répondre aux objectifs de l'évaluation des expositions seules les analyses proposant des durées de résidence vont être ici intéressantes pour notre étude.

La durée d'exposition est égale au nombre d'années vécues en tant que résidant sur le site pollué. Mais les données du recensement donnent un taux de mobilité reflétant très imparfaitement la durée de résidence. L'analyse longitudinale des données de quittance des abonnés à EDF (étude Nedellec, 1998) permet une estimation fiable de la durée de résidence des ménages, sous certaines hypothèses discutées dans l'article. Un des avantages à utiliser les données de quittance des abonnés à EDF est qu'elles sont quasi-exhaustives de la population française (95% des consommateurs d'électricité) [27].

Une autre source de données provient du ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement qui dispose d'une source statistique, issue de données fiscales et foncières : le fichier FILOCOM. Bien qu'elles ne soient pas toujours rigoureusement conformes aux sources statistiques traditionnellement utilisées pour les études locales, les sources fiscales permettent de reconstituer, de manière cohérente avec ces sources, comme par exemple le recensement de la population ou l'enquête sur le parc locatif social, les caractéristiques principales du parc de logements et de ses occupants. Le fichier FILOCOM est actualisé tous les deux ans par la direction générale des impôts [27].

Les différentes données de durée de résidence disponibles en France donnent des résultats qui ne sont pas tous concordants. Ainsi, on observe une concordance des résultats en ce qui concerne la durée moyenne de résidence : médiane des durées de résidence 2,76 ans pour Nedellec et 2,04 pour l'étude sur les dioxines et furannes dans le lait maternel. Par contre, les résultats sont discordants en ce qui concernent les distributions des durées de résidence entre le fichier FILOCOM et Nedellec notamment pour les personnes occupant leur logement depuis plus de 10 ans. L'étude Nedellec propose une valeur d'environ 75% de la population qui occupe son logement depuis plus de 10 ans contre une fourche allant de 13 à 44 % pour le fichier FILOCOM.

Le tableau 48 expose les résultats des différentes enquêtes.

Tableau 47 : Durée de résidence disponibles en France [27]

Durées de résidence disponibles en France		
Nedellec 1998	Distribution	Durée de résidence en année
	5 %	0,31
	10 %	0,44
	25 %	0,95
	50 %	2,76
	75 %	9,64
	90 %	33,06
	95 %	71,60
Fichier FILOCOM	Parc locatif privé : 13 % occupent leur logement depuis plus de 10 ans HLM : 23 % occupent leur logement depuis plus de 10 ans Propriétaire : 44 % occupent leur logement depuis plus de 10 ans	
Étude sur les dioxines et les furanes dans le lait maternel en France	Médiane des durées de résidence dans la même commune = 2,04 ans Médiane des durées de résidence dans le même département = 11,55 ans	

Par leur nature les données disponibles en France ont une utilité limitée en évaluation des expositions, notamment en ne permettant pas de disposer de données par classe d'âge, alors que ce facteur est identifié comme ayant une forte influence sur les comportements. Actuellement, une étude de Nedellec, 1998, permet de retenir, pour la France une durée moyenne de résidence de 2 à 3 ans. Il est possible à partir du fichier FILICOM de disposer d'une durée de résidence suivant les caractéristiques du logement. Il serait intéressant de disposer de données de résidence suivant l'âge mais actuellement ces informations sont manquantes en France. Il est possible d'en disposer à partir des données américaines (Exposure Factor Handbook) mais la différence de comportement entre ces deux pays ne permet pas d'envisager l'utilisation de données américaines à la situation française [27].

9) La banque de données CIBLEX

L'objectif des concepteurs du projet CIBLEX est de centraliser et diffuser des informations exactes et récentes sous une forme adaptée à la démarche d'évaluation des risques. Ainsi, les paramètres renseignés et les critères discriminants retenus sont le fruit de la combinaison entre l'information disponible et celle recherchée dans le cadre des études de risque.

La banque de données CIBLEX autorise deux modes de consultation des données [27] :

- un accès aux données brutes par domaines (occupation du sol, budget espace temps, consommation alimentaire ...) pour chaque département, chaque région, chaque ZEAT ou au niveau national,
- un assistant à la construction de scénarios qui, dans le cadre d'une évaluation de risques, permet à l'utilisateur de se focaliser sur un groupe de référence et d'extraire les paramètres d'exposition discriminants compte tenu du type de site qu'il considère et de l'usage qui en est fait par groupe.

Les sources utilisées pour constituer cette banque de données sont pour [27] :

* Les consommations alimentaires :

- pour les enfants de 0 à 3 ans : reposent sur des conseils alimentaires ou sur des études récentes dont la liste est fournie dans l'aide incluse dans le projet,
- pour les personnes de 3 ans et plus : enquête INCA 1999 et enquête consommation et modes de vie INSEE 1991.

* Les budgets temps :

- pour les enfants de moins de 12 ans : données Roy et al.
- pour les personnes de plus de 12 ans : enquête emploi du temps INSEE.

Annexe 13 Présentation de l'outil de modélisation du risque sanitaire

La modélisation des transferts au sein de la chaîne alimentaire, de l'exposition humaine ainsi que du risque sanitaire sera réalisée à l'aide du logiciel Excel. Les différents calculs seront réalisés au sein d'un même classeur. La première page du classeur est consacrée à la présentation des différentes feuilles.

Une représentation de cette page d'accueil est donnée ci-après :

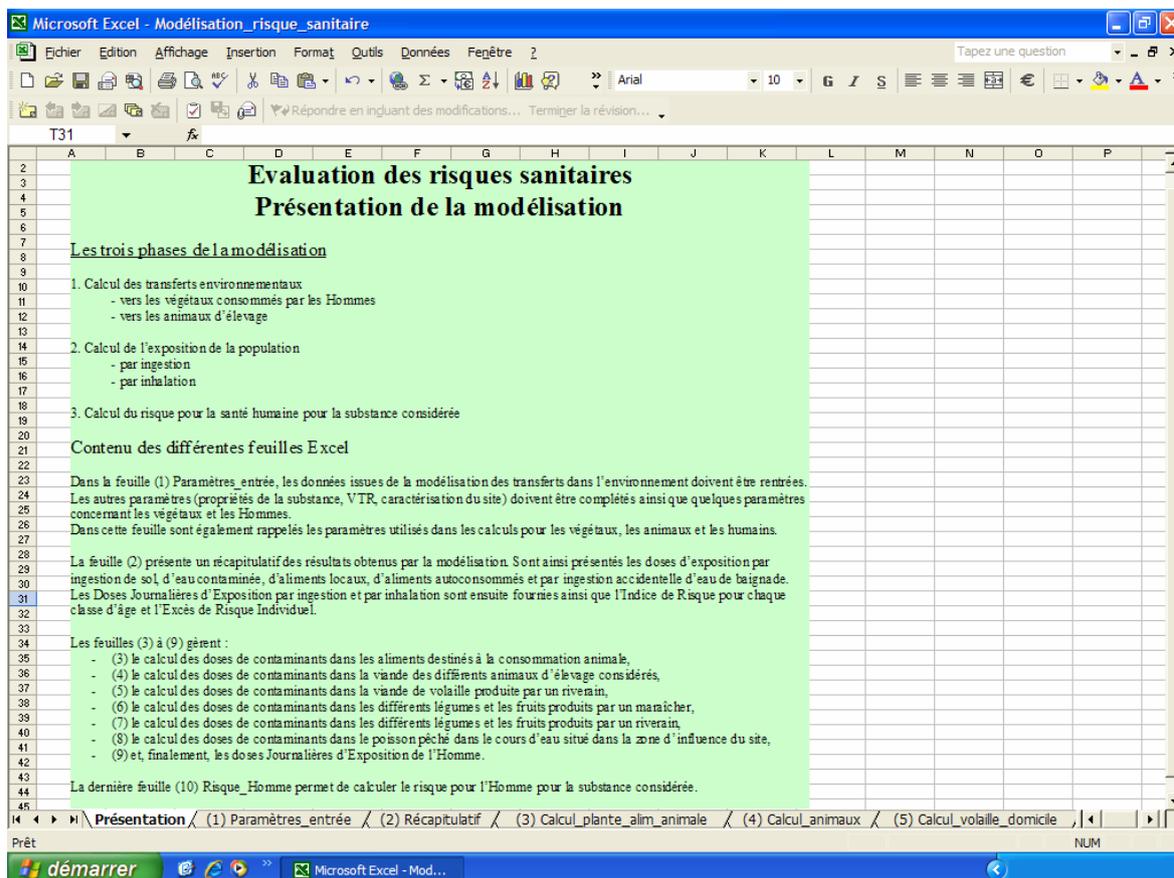


Figure 22 : Page d'accueil de l'outil de modélisation du risque sanitaire

Les différentes feuilles de calcul (feuilles (3) à (8)) reprennent les formules présentées précédemment dans le chapitre 5 pour le risque par ingestion et dans la partie 3 de cette annexe pour le risque par inhalation. Ces formules ne nécessitent normalement aucune modification de l'utilisateur. Ne seront donc présentées ci après que les feuilles (2) et (3). La feuille (1) contient les paramètres d'entrée du modèle et la feuille (2) quant à elle présente les résultats de la modélisation.

1) Feuille Excel « (1) Paramètres entrée »

Dans cette feuille Excel, sont déjà rentrés un certain nombre de paramètres d'entrée fixés par défaut (à l'aide des valeurs données dans le chapitre 5), toutefois, les autres paramètres devront être rentrés directement par l'utilisateur.

Cette feuille se divise en différentes parties :

Scénario	Compléter la cellule A2 avec le type de scénario considéré : majorant réaliste ou réaliste moyen
----------	--

Modélisation réalisée pour	Compléter la cellule A6 avec le nom de la substance considérée pour cette modélisation
----------------------------	--

Figure 23 : Feuille Excel (1) « Paramètre entrée » - Cadre de l'étude

Propriétés de la substance considérée		
Propriétés physico-chimiques		
	Source	Valeur
log(K _{ow})		
Bs		
MF		
Fv		
Fw		
Ba beef		
Ba milk		
Ba porc		
Ba poultry		
Ba eggs		
Bmgim		
Bva		
Bra		
Brr		
Bv(fourrage/ensilage)		
Br(fourrage/ensilage)		
Br(graines)		
BCF fish		
BAF fish		
BSAF		
Utilisation de QSAR		
	Oui = 1	Non = 0
pour le calcul de Ba beef		
pour le calcul de Ba milk		
pour le calcul de Ba porc		
pour le calcul de Ba poultry		
pour le calcul de Ba eggs		
pour le calcul de Bmgim		
Facteur d'équivalent toxique		
TEF		1
Valeur Toxicologique de Référence		
VTR pour la voie respiratoire		
		Source
IR en mg/m ³		
IR en mg/kg pc/jour		
ERU en (mg/m ³) ⁻¹		
ERU en (mg/kg pc /jour) ⁻¹		
VTR pour la voie orale		
		Source
IR en mg/kg pc/jour		
ERU en (mg/kg pc /jour) ⁻¹		
VTR pour l'ingestion d'aliments		
		Source
IR en mg/kg pc/jour		
ERU en (mg/kg pc /jour) ⁻¹		

K_{ow} = Coefficient de partage octanol-eau
 Bs = Facteur de biodisponibilité du polluant par le sol (Bs = 1 par défaut)
 MF = Facteur de métabolisme (MF = 0,01 pour le BEHP pour tout type d'animaux sauf les volailles sinon MF=1)
 Fv = Fraction de la concentration de polluant dans l'air qui se retrouve dans la phase vapeur
 Fw = Fraction du dépôt humide de polluant qui adhère à la surface de la plante (Fw = 0,2 pour les anions et 0,6 pour les cations sauf pour les 3 composés suivants : 4-chloroaniline, n-nitrosodiphenylamine, n-nitrosodi-n-propylamine où Fw = 0,2)
 Ba = facteur de biotransfert du polluant dans les produits d'origine animale (viande, lait, oeuf)
 Bmgim = Coefficient de biotransfert vers la matière grasse du lait maternel
 Bva = Coefficient de biotransfert air-plante pour les plantes aériennes
 Bra = Coefficient de biotransfert sol-plante pour les plantes aériennes
 Brr = Coefficient de biotransfert sol-plante pour les plantes racinaires
 Bv(fourrage/ensilage) = Coefficient de biotransfert air-plante pour le fourrage et l'ensilage
 Br(fourrage/ensilage) = Coefficient de biotransfert sol-plante pour le fourrage et l'ensilage
 Br(graines) = Coefficient de biotransfert sol-plante pour les graines
 BCF fish = Facteur de bioconcentration du polluant dans le poisson
 BAF fish = Facteur de bioaccumulation du polluant dans le poisson
 BSAF = Facteur d'accumulation "biota sediment"

En l'absence de certains coefficients de transfert, compléter ces cellules par zéro. Ces coefficients seront calculés en utilisant des relations statistiques quantitatives QSAR si leurs limites d'application sont respectées (voir guide).

Ne compléter que le facteur à considérer dans l'étude (voir guide) :
 - BSAF pour les dioxines, furannes et PCB
 - si log(K_{ow}) < 4 et pour les composés métalliques (sauf plomb et mercure) : BCF
 - sinon, BAF

Si les conditions d'application de la relation QSAR ne sont pas remplies pour un des coefficients de biotransfert compléter la cellule correspondante par zéro. L'exposition associée à ce facteur de biotransfert ne pourra donc être calculée.

Pour certaines molécules, il peut être nécessaire d'utiliser un facteur d'équivalent toxique pour définir le risque. Ce TEF devra être rentré dans cette cellule. Pour les autres, cette case devra conserved la valeur de 1.

VTR par voie respiratoire :
 Ne remplir les cellules que pour l'indice de risque et l'excès de risque individuel choisis pour le calcul. (Selon l'unité de la VTR choisie, la formule de calcul de l'exposition sera différente).

En l'absence de Valeur Toxicologique de Référence définie spécialement pour l'ingestion d'aliment, compléter les cellules B43 et B44 par les mêmes VTR que pour la voie orale.

Figure 24 : Feuille Excel (1) « Paramètre entrée » - Propriété de la substance

Remarque : Dans cette partie, l'utilisateur a le choix entre le calcul d'une valeur par une relation quantitative QSAR (dont les limites de validité doivent être vérifiées) ou bien une valeur qu'il introduit lui-même.

Caractérisation de la zone étudiée		
Présence d'habitations		
Présence de zone de baignade		
Présence de zone de sports nautiques		
Présence de zone de pêche		
Présence d'une zone agricole		
* élevage de bœuf / vaches laitières		
* élevage de porc		
* élevage de volaille		
* cultures maraîchères		
- légumes-feuilles		
- légumes-racines		
- légumes-fruits		
* arbres fruitiers		
Provenance de l'eau		
* pour la consommation humaine	Eau souterraine	
	Eau de surface	
* pour l'abreuvement des animaux	Eau souterraine	
	Eau de surface	

Compléter les cellules en utilisant la notation suivante :
 - 0 pour non
 - 1 pour oui

Compléter les cellules en utilisant la notation suivante :
 - 0 pour non
 - 1 pour oui
 En l'absence de données, remplir les deux cases par un 1, le calcul sera effectué pour la source d'eau la plus contaminée.

Figure 25 : Feuille Excel (1) « Paramètre entrée » - Caractérisation de la zone

Résultats de TRIM-FATE										
Remplir les tableaux suivants pour un des deux modes de simulation (stationnaire ou dynamique) seulement, les autres cases doivent être égales à zéro.										
Concentration dans les milieux environnementaux										
Au niveau de la zone agricole la plus exposée										
	Mode stationnaire	Mode dynamique : concentration au temps t (en année)								
		0,5	1	1,5	2	10	14	17	30	70
Air (en mg/m ³)										
Dépôt particulaire sec (en s/m ² /an)										
Dépôt particulaire humide (en s/m ² /an)										
Concentration dans la phase gazeuse de l'air (en mg.s/g/m ³)										
Eau souterraine (en mg/L)										
Eau superficielle (en mg/L)										
Sol superficiel (en mg/kg)										
Sol racinaire (en mg/kg)										
Au niveau de la zone habitée la plus exposée										
	Mode stationnaire	Mode dynamique : concentration au temps t (en année)								
		0,5	1	1,5	2	10	14	17	30	70
Air (en mg/m ³)										
Dépôt particulaire sec (en s/m ² /an)										
Dépôt particulaire humide (en s/m ² /an)										
Concentration dans la phase gazeuse de l'air (en mg.s/g/m ³)										
Eau souterraine (en mg/L)										
Eau superficielle (en mg/L)										
Sol superficiel (en mg/kg)										
Sol racinaire (en mg/kg)										
Concentration dans l'eau de surface et les sédiments										
Pour l'espèce de poissons la plus exposée										
	Mode stationnaire	Mode dynamique : concentration au temps t (en année)								
		0,5	1	1,5	2	10	14	17	30	70
Concentration dans l'eau (mg/L)										
Concentration dans le lit de sédiment (mg/kg)										

Figure 26 : Feuille Excel (1) « Paramètre entrée » - Résultats de la modélisation des transferts environnementaux

Remarque : Les calculs d'exposition de l'Homme seront réalisés pour les zones, agricole et habitée, les plus exposées.

Paramètres pour les animaux d'élevage					
Paramètres d'exposition					
	Bœuf	Vache Laitière	Porc	Volaille	
Poids (en kg)	500	500	60	2	
Quantité d'air inhalée (en m ³ /jour)	100	100	7	0,4	
Quantité de sol ingérée par jour (en kg/jour)	0,5	0,4	0,37	0,022	
Quantité d'eau bue par jour (en kg/jour)	40	80	8	0,2	
Consommation alimentaire					
Quantité de foin ingérée (en kg(poids sec)/j)	8,8	13,2	0	0	
Quantité d'ensilage ingérée (en kg(poids sec)/j)	2,5	4,1	1,4	0	
Quantité de graines ingérées (en kg(poids sec)/j)	0,47	3	3,3	0,2	
Fraction de plantes contaminées du type foin ingérée par jour	1	1	1	1	
Fraction de plantes contaminées du type ensilage ingérée par jour	1	1	1	1	
Fraction de plantes contaminées du type graines ingérées par jour	1	1	1	1	
Fraction d'eau contaminée bue par jour	1	1	1	1	
Autre paramètre					
	Bœuf	Lait	Porc	Volaille	Œuf
Teneur en matière grasse	0,19	0,04	0,23	0,14	0,08
Fraction de chaque type de viande ingérée (en %)	Bœuf	Mouton	Porc		
Paramètres pour les poissons					
Paramètres					
Teneur en graisse du poisson	0,07				
Teneur en carbone organiques des sédiments	0,02				

Les différentes valeurs de paramètres ne doivent pas être changées sauf modifications des textes sources (HHRAP, 2005 et CAL-EPA, 2003).

L'enquête INCA 2 fournit une consommation en viande (hors volaille) indifférenciée selon le type d'animal.

Figure 27 : Feuille Excel (1) « Paramètre entrée » - Paramètres pour les animaux d'élevage et le poisson

Remarque : La consommation de viande donnée par l'enquête INCA 2 fournit une donnée où ne sont pas différenciées les viandes de bœuf, de porc ou de mouton. Ainsi, il est fourni à l'utilisateur la possibilité de fixer le pourcentage de chaque type de viande mangé par un individu.

Attention : La contamination de la viande de mouton n'est à priori pas prise en considération, toutefois, comme spécifié dans la partie 4 du chapitre 5, les équations de transfert vers les animaux peuvent être modifiées pour introduire d'autres animaux d'élevage. Certaines modifications dans les feuilles de calcul seraient alors nécessaires.

Paramètres pour les légumes et les fruits				
Paramètres d'exposition				
	Légumes feuilles	Légumes fruit	Légumes racine	Fruits
Rendement de la culture (kg sec/m ²)	0,246	10,52		0,252
Teneur en matière sèche	0,086	0,063	0,2	0,15
Fraction interceptée du dépôt	0,215	0,996		0,053
Coefficient de réduction de la concentration déposée sur les végétaux	18	18		18
Durée d'exposition à la contamination pendant la saison de croissance	0,16	0,16		0,16
<i>Les différentes valeurs de paramètres d'exposition ne doivent pas être changées sauf modifications des textes sources (HHRAP, 2005 et IRSN, 1997).</i>				
Autres paramètres				
V _{Ga}				
V _{Gr}				
Densité de l'air (en g/m ³)	1200			
Flux d'émission du polluant (en g/s)				
<i>Recommandations HHRAP : V_{Ga} = V_{Gr} = 0,01 pour les substances avec un log(Kow) supérieure à 4 sinon V_{Ga} = V_{Gr} = 1</i>				
Paramètres pour le fourrage, l'ensilage et les graines				
Paramètres d'exposition				
	Fourrage	Ensilage		
Rendement de la culture (kg sec/m ²)	0,24	0,8		
Fraction interceptée du dépôt	0,5	0,46		
Coefficient de réduction de la concentration déposée sur les végétaux	18	18		
Durée d'exposition à la contamination pendant la saison de croissance	0,12	0,16		
V _{Ga}	1	0,5		
<i>Les différentes valeurs de paramètres d'exposition ne doivent pas être changées sauf modifications des textes sources (HHRAP, 2005).</i>				
Autres paramètres				
V _{Gr}	1			
Densité de l'air (en g/m ³)	1200			
Flux d'émission du polluant (en g/s)				
V_{Ga} = Facteur correctif empirique pour les plantes aériennes V_{Gr} = Facteur correctif empirique pour les plantes racinaires				

Figure 28 : Feuille Excel (1) « Paramètre entrée » - Paramètres pour les végétaux

Paramètres pour la population	
Scénario d'exposition considéré	
Majorant réaliste	
Réaliste moyen	
<i>Compléter les cellules en utilisant la notation suivante : - 0 pour non - 1 pour oui</i>	
Autres paramètres	
Taux de lipides dans le lait maternel	0,035
Durée de résidence (en années) - scénario majorant	
"Agriculteurs"	70
"Riverains"	30
Durée de résidence (en années) - scénario moyen	
"Agriculteurs" - enfants	18
"Agriculteurs" - adultes	52
"Riverains"	3
<i>Les paramètres d'exposition pour le scénario majorant réaliste sont déjà tous entrés dans le modèle mais pas tous les paramètres du scénario réaliste. Ainsi, si il est nécessaire d'aller jusqu'au second niveau d'évaluation des risques, certains paramètres doivent être complétés si possible par des valeurs locales (consommation alimentaire ...), en l'absence de telles données, on pourra réutiliser les valeurs du scénario majorant.</i>	

Figure 29 : Feuille Excel (1) « Paramètre entrée » - Paramètres pour la population

Remarque : N'est fourni ci-après que la partie concernant la population cible « agriculteurs » pour le scénario majorant, les trois autres possibilités sont présentées de manière similaire.

Paramètres d'exposition pour le risque										
Scénario		Majorant réaliste								
Population cible		Agriculteurs								
Tranche d'âge considérée		Enfants							Hommes	Femmes
		0 - 6 mois	0,5 - 1 an	1 - 1,5 ans	1,5 - 3 ans	3 - 11 ans	11 - 15 ans	15 - 17 ans	plus de 18 ans	plus de 18 ans
Durée de la tranche d'âge	(en année)	0,5	0,5	0,5	1,5	8	4	3	52	52
Poids corporel	(en kg)	10	10	14	17	49	75	83	103	90
Temps passé au domicile	(en h/sem)	168	168	168	168	168	168	168	168	168
Nombre de jours d'exposition par an	(en jour)	365	365	365	365	365	365	365	365	365
Quantité d'air inhalé par jour	(en m ³ /jour)	4,5	4,5	6,8	6,8	9,2	13,5	14,5	15,2	11,3
Quantité de sol ingérée par jour	(en mg/jour)	20	400	400	400	400	480	480	480	480
Quantité d'eau bue par jour	(en L/jour)	0	0	0	420,1	482,3	575,4	670,9	803	855
Consommation alimentaire										
Quantité de légumes feuilles ingérée	(en g/j)	0,0	13,0	26,0	21,8	17,6	19,7	23,4	37,7	39,5
Quantité de légumes fruits ingérée	(en g/j)	0,0	20,0	32,0	22,6	13,2	14,8	18,4	29,7	31,0
Quantité de légumes racines ingérée	(en g/j)	0,0	63,0	87,0	64,8	42,6	47,6	41,8	67,4	70,5
Quantité de fruits ingérée	(en g/j)	0,0	48,0	82,0	85,5	88,9	81,5	80,3	148,8	163,2
Quantité de viande (sauf volaille) ingérée	(en g/j)	0,0	20,0	52,0	54,0	55,9	70,1	70,5	106,0	69,9
Quantité de volaille ingérée	(en g/j)	0,0	5,0	9,0	13,5	18,1	23,2	27,2	39,8	25,9
Quantité d'œuf ingérée	(en g/j)	0,0	4,0	11,0	10,7	10,4	10,2	10,7	15,6	14,6
Quantité de produits laitiers ingérée	(en g/j)	0,0	227,0	420,0	361,2	302,3	247,5	220,8	206,5	205,4
Quantité de poissons ingérée	(en g/j)	0,0	4,9	10,3	14,3	19,5	20,6	19,1	30,2	30,9
Quantité de lait maternel	(en L/j)	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Part de l'autoconsommation										
Légumes feuilles	(en %)	69	69	69	69	69	69	69	69	69
Légumes fruits	(en %)	56	56	56	56	56	56	56	56	56
Légumes racines	(en %)	61	61	61	61	61	61	61	61	61
Fruits frais	(en %)	32	32	32	32	32	32	32	32	32
Œufs	(en %)	70	70	70	70	70	70	70	70	70
Volailles	(en %)	76	76	76	76	76	76	76	76	76
Poissons	(en %)	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1
Part de la consommation (hors autoconsommation) en aliments locaux contaminés										
(en %)		100	100	100	100	100	100	100	100	100
Ingestion accidentelle d'eau de baignade										
Quantité d'eau bue accidentellement	(en mL/jour)	50	50	50	50	50	50	100	100	100
Temps d'exposition lors de la pratique d'un sport nautique	(en h/sem)	0	0	0	0	1	1	6	6	6
Nombre de jours d'exposition par an (sport nautique)	(en jour)	182,5	182,5	182,5	182,5	182,5	182,5	182,5	182,5	182,5
Temps d'exposition lors de baignade récréative	(en h/sem)	0	14	14	14	14	14	14	14	14
Nombre de jours d'exposition par an (baignade)	(en jour)	91,25	91,25	91,25	91,25	91,25	91,25	91,25	91,25	91,25

2) Feuille Excel « (2) Récapitulatif »

Cette feuille présente les résultats des calculs d'exposition et de risque (figure 30).

Scénario	0								
Modélisation réalisée pour	0								
Exposition de l'Homme - Calcul des Doses Journalières d'Exposition									
ATTENTION : Les résultats présentés ici ne prennent pas en compte le facteur d'équivalent toxique, pour avoir les doses en équivalent toxique, se reporter à la feuille (8) Risque_Homme									
Calcul de l'exposition pour la population cible "agriculteurs" - Bilan									
Tranche d'âge considérée	Enfants							Hommes	Femmes
	0 - 6 mois	0,5 - 1 an	1 - 1,5 ans	1,5 - 3 ans	3 - 11 ans	11 - 15 ans	15 - 17 ans	plus de 18 ans	plus de 18 ans
Dose liée à l'ingestion de sols (en mg/kg _{soil} /jr)	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Dose liée à l'ingestion d'eau (en mg/kg _{eau} /jr)	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Dose liée à l'ingestion d'aliments locaux (en mg/kg _{alim} /jr)	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Dose liée à l'ingestion d'aliments autoconsommés (en mg/kg _{alim} /jr)	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Dose liée à l'ingestion d'eau de baignade (en mg/kg _{eau} /jr)	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
DJE ingestion (en mg/kg _{soil} /jr)	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
CI (en mg/m ³)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DJE inhalation (en mg/kg _{soil} /jr)	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Calcul de l'exposition pour la population cible "riverains" - Bilan									
Tranche d'âge considérée	Enfants							Hommes	Femmes
	0 - 6 mois	0,5 - 1 an	1 - 1,5 ans	1,5 - 3 ans	3 - 11 ans	11 - 15 ans	15 - 17 ans	plus de 18 ans	plus de 18 ans
Dose liée à l'ingestion de sols (en mg/kg _{soil} /jr)	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Dose liée à l'ingestion d'eau (en mg/kg _{eau} /jr)	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Dose liée à l'ingestion d'aliments locaux (en mg/kg _{alim} /jr)	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Dose liée à l'ingestion d'aliments autoconsommés (en mg/kg _{alim} /jr)	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Dose liée à l'ingestion d'eau de baignade (en mg/kg _{eau} /jr)	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
DJE ingestion (en mg/kg _{soil} /jr)	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
CI (en mg/m ³)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DJE inhalation (en mg/kg _{soil} /jr)	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Calcul du risque pour la santé humaine									
Calcul de l'indice de risque (IR)									
Population cible "agriculteur"									
Tranche d'âge considérée	Enfants							Hommes	Femmes
	0 - 6 mois	0,5 - 1 an	1 - 1,5 ans	1,5 - 3 ans	3 - 11 ans	11 - 15 ans	15 - 17 ans	plus de 18 ans	plus de 18 ans
Risque par ingestion	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Risque par inhalation	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Population cible "riverain"									
Tranche d'âge considérée	Enfants							Hommes	Femmes
	0 - 6 mois	0,5 - 1 an	1 - 1,5 ans	1,5 - 3 ans	3 - 11 ans	11 - 15 ans	15 - 17 ans	plus de 18 ans	plus de 18 ans
Risque par ingestion	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Risque par inhalation	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Calcul de l'Excès de Risque Individuel (ERI) - Scénario majorant réaliste									
Population cible "agriculteurs"									
Tranche d'âge considérée	Exposition sur 70 ans : de 0 à 70 ans								
	Hommes				Femmes				
Risque par ingestion	#DIV/0!				#DIV/0!				
Risque par inhalation	#DIV/0!				#DIV/0!				
Calcul de l'Excès de Risque Individuel (ERI) - Scénario majorant réaliste									
Population cible "riverains"									
Tranche d'âge considérée	Exposition sur 30 ans : de 0 à 30 ans								
	Hommes				Femmes				
Risque par ingestion	#DIV/0!				#DIV/0!				
Risque par inhalation	#DIV/0!				#DIV/0!				
Calcul de l'Excès de Risque Individuel (ERI) - Scénario moyen réaliste									
Population cible "agriculteurs"									
Tranche d'âge considérée	Enfants			Adultes (de 18 à 70 ans)					
	de 0 à 17 ans			Hommes			Femmes		
Risque par ingestion	#DIV/0!			#DIV/0!			#DIV/0!		
Risque par inhalation	#DIV/0!			#DIV/0!			#DIV/0!		
Calcul de l'Excès de Risque Individuel (ERI) - Scénario moyen réaliste									
Population cible "riverains"									
Tranche d'âge considérée	Enfants				Adultes				
	0 à 3 ans	3 - 6 ans et 7 - 10 ans		11 à 14 ans	15 à 17 ans		Hommes		Femmes
Risque par ingestion	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Risque par inhalation	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!

Figure 30 : Reproduction de la feuille Excel « (2) Récapitulatif »

3) Risque par inhalation

a) Quantification de l'exposition par inhalation

Concentration inhalée

Pour la voie respiratoire, la dose d'exposition est généralement remplacée par la concentration inhalée qui se calcule de la manière suivante :

$$CI = C_{air} \times \frac{T}{168} \times \frac{F}{365}$$

Avec : CI = Concentration moyenne inhalée (mg/m³)
C_{air} = Concentration de polluant dans l'air ambiant
T = Nombre d'heures d'exposition par semaine
F = Nombre de jours d'exposition par an

Ce calcul du CI contient les paramètres nécessaires *a minima* nécessaires à la détermination d'une concentration inhalée. C'est une base qui peut être enrichie par d'autres paramètres lorsque cela est nécessaire pour être compatible avec la VTR. Ainsi, dans certains cas, il peut être nécessaire de calculer une dose d'exposition journalière.

Dose Journalière d'Exposition par inhalation

L'équation pour le calcul de la dose journalière d'exposition par inhalation se présente ainsi :

$$DJE_{inhalation} = \frac{Q_{air} \times C_{air}}{P} \times \frac{T}{168} \times \frac{F}{365}$$

Avec : DJE_{inhalation} = Dose totale d'exposition par inhalation (mg / kg de poids corporel / jour)
Q_{air} = Quantité d'air inhalé par jour par la cible (m³ d'air / jour)
C_{air} : Concentration de polluant dans l'air inhalé (mg / m³ d'air)
T = Nombre d'heures d'exposition par semaine
F = Nombre de jours d'exposition par an
P = Poids corporel de la cible

Paramètre d'exposition

La proportion de temps passée dans la zone d'influence du site est calculée de manière identique à celle présentée pour le risque par ingestion.

Concernant la quantité d'air inhalé par jour en fonction de la cible, les données utilisées sont tirées de l'Exposure Factors Handbooks (US-EPA, 1997) [51], celles-ci sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 48 : Quantité d'air inhalé par jour selon la classe d'âge

Quantité d'air inhalé par jour (m ³ /jour)								
Enfants							Hommes	Femmes
0 - 6 mois	6 mois - 1 an	1 - 1,5 ans	1,5 - 3 ans	3 - 10 ans	11 - 14 ans	15 - 17 ans	plus de 17 ans	plus de 17 ans
4,5	4,5	6,8	6,8	9,2	13,5	14,5	15,2	11,3

Les hypothèses de calcul ainsi que le tableau extrait de l'Exposure Factors Handbook (tableau 50) sont présentés ci-après.

Tableau 49 : Valeurs recommandées dans l'Exposure Factors Handbook (US-EPA) pour la quantité d'air inhalé par jour

Summary of Recommended Values for Inhalation		
Population	Mean	Upper Percentile
<u>Long-term Exposures</u>		
Infants		
<1 year	4.5 m ³ /day	---
Children		
1-2 years	6.8 m ³ /day	---
3-5 years	8.3 m ³ /day	---
6-8 years	10 m ³ /day	---
9-11 years		
males	14 m ³ /day	---
females	13 m ³ /day	---
12-14 years		
males	15 m ³ /day	---
females	12 m ³ /day	---
15-18 years		
males	17 m ³ /day	---
females	12 m ³ /day	---
Adults (19-65+ yrs)		
females	11.3 m ³ /day	---
males	15.2 m ³ /day	---
<u>Short-term Exposures</u>		
Adults		
Rest	0.4 m ³ /hr	---
Sedentary Activities	0.5 m ³ /hr	---
Light Activities	1.0 m ³ /hr	---
Moderate Activities	1.6 m ³ /hr	---
Heavy Activities	3.2 m ³ /hr	---
Children		
Rest	0.3 m ³ /hr	---
Sedentary Activities	0.4 m ³ /hr	---
Light Activities	1.0 m ³ /hr	---
Moderate Activities	1.2 m ³ /hr	---
Heavy Activities	1.9 m ³ /hr	---
Outdoor Workers		
Hourly Average	1.3 m ³ /hr	3.3 m ³ /hr
Slow Activities	1.1 m ³ /hr	
Moderate Activities	1.5 m ³ /hr	
Heavy Activities	2.5 m ³ /hr	

Dans les ERSEI, on considère des expositions de longue durée, par conséquent, les données adaptées au court terme ne seront pas utilisées, il ne sera donc pas possible de considérer des valeurs différentes selon la cible (« agriculteur » ou « riverain ») considérée. De plus, aucun percentile élevé n'a été recommandé par l'US-EPA, par conséquent, les valeurs retenues pour le calcul de l'exposition par inhalation sont des moyennes qui seront appliquées pour les deux scénarios.

Les données considérées ont été estimées de la façon suivante :

- la valeur fournie pour les moins de 1 an est retenue pour les tranches d'âge 0 – 6 mois et 6 mois – 1an,
- la quantité inhalée par les enfants de 1 an à 1 an et demi et de 1 an et demi à 3 ans est prise égale à celle proposée pour les 1 à 2 ans par l'US-EPA,
- la valeur pour les 3 – 10 ans est calculée comme la moyenne des quantités inhalées par les 3 – 5 ans et les 6 – 8 ans,
- pour les 11 – 14 ans, une moyenne des quatre valeurs fournies pour les 9 à 14 ans a été calculée,

- pour les 15 – 17 ans, la moyenne des données entre filles et garçons a été effectuée (pour la tranche d'âge 15 – 18 ans fournie par l'(US-EPA),
- finalement, pour les adultes, les valeurs fournies par l'US-EPA sont conservées.

Remarque : Au sujet de la fiabilité des informations, on peut noter que l'US-EPA la juge plutôt bonne, compte tenu de la qualité et de la quantité des informations disponibles même si il note une reproductibilité des valeurs moyennes.

b) Calcul des risques liés à l'inhalation

Effets sans seuil

Si la VTR est donnée en $(\text{mg}/\text{m}^3)^{-1}$:

$$ERI_{\text{inhalation}} = ERU_{\text{inhalation}} \times \frac{\sum_i CI_i \times T_i}{T}$$

Si la VTR est donnée en $(\text{mg}/\text{kg}_{\text{pc}}/\text{j})^{-1}$:

$$ERI_{\text{inhalation}} = ERU_{\text{inhalation}} \times \frac{\sum_i DJE_{\text{inhalation}_i} \times T_i}{T}$$

Avec : $ERI_{\text{inhalation}}$: Excès de risque individuel lié à l'ingestion de produits contaminés
 $ERU_{\text{inhalation}}$: Excès de risque unitaire par inhalation $(\text{mg} / \text{m}^3)^{-1}$
 CI_i = Concentration moyenne inhalée calculée pour la classe d'âge i (mg/m^3)
 $DJE_{\text{inhalation}_i}$: Dose Journalière d'Exposition par inhalation calculée pour la classe d'âge i $(\text{mg} / \text{kg}$ de poids corporel / jour)
 T_i : Durée d'exposition associée à la classe d'âge i
 T : Durée vie entière (prise conventionnellement à 70 ans : $T=70$)

Effets à seuil

Si la VTR est donnée en (mg/m^3) :

$$IR_{\text{inhalation}_i} = \frac{CI_i}{CT}$$

Si la VTR est donnée en $(\text{mg}/\text{kg}_{\text{pc}}/\text{j})$:

$$IR_{\text{inhalation}_i} = \frac{DJE_{\text{inhalation}_i}}{DJT_{\text{inhalation}_i}}$$

Avec : $IR_{\text{inhalation}_i}$: Indice de risque lié à l'inhalation pour la classe d'âge i
 CI_i = Concentration moyenne inhalée calculée pour la classe d'âge i $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$
 CT = Concentration Tolérable $(\text{en mg}/\text{m}^3)$
 $DJT_{\text{inhalation}_i}$: Dose Journalière Tolérable par inhalation $(\text{mg} / \text{kg}$ de poids corporel / jour)
 $DJE_{\text{inhalation}_i}$: Dose Journalière d'Exposition par inhalation calculée pour la classe d'âge i $(\text{mg} / \text{kg}$ de poids corporel / jour)

Annexe 14 Exemple 1

Annexe 15 Exemple 3

Abstract**Evaluation of health risk by ingestion including transfers in food chains within the framework of the studies of impact of installations classified for environmental protection**

In front of the increased complexity of health studies to perform, IDE Environment takes consciousness of the need to improve the evaluation of risk by ingestion in their studies. This report aims at develop an approach of evaluation of health risk by ingestion that can be applied within the framework of impact studies of installations classified for environmental protection.

The work has been achieved in three parts. First, the different transfers of contaminants in environment and food chain have been researched in order to develop a scheme that represents the different way of human exposure. Second, a literature search for existing methods has been done and a comparative study has been realised for the most relevant tools based on tool's guides and INERIS's reports. From this analysis, a methodology has been chosen with for main goal to respond to the four principles of an evaluation of health risk. Finally, the approach of evaluation of risks has been detailed point by point :

- definition of scenarios of exposition (target populations, ways of exposure...)
- methodology for the treatment of environmental transfers (TRIM-FATE)
- equation of transfers in food chain : livestock, vegetables and fruits
- definition of parameters for human exposure (weight, food consumption ...)
- calculation equation of exposure by ingestion
- quantification equation of risk by ingestion

The purpose of this work was to create a tool on Excel capable of, from results given by TRIM-FATE for environmental concentrations, provide the Daily Doses Exposure, the Risk Index and Excess Risk Unit associated with each substances emitted by the installation classified for the protection of the environment.

Mots clés :

Evaluation of health risk in studies of impact, ingestion, food chain

BORDES

Céline

25.09.2008

Ingénieur du Génie Sanitaire

Promotion 2007-2008

Evaluation du risque sanitaire par ingestion, et notamment les transferts dans les chaînes alimentaires, dans le cadre des études d'impact d'Installations Classées pour la Protection de l'Environnement

Résumé :

Face à la complexité croissante des études sanitaires à réaliser, IDE Environnement a pris conscience de la nécessité d'améliorer la prise en compte du risque par ingestion dans leurs études. Ce mémoire vise donc à développer une démarche d'évaluation du risque sanitaire par ingestion applicable dans le cadre des études d'impact d'Installations Classées pour la Protection de l'Environnement.

Le travail a été effectué en trois temps. Tout d'abord, les différents transferts de contaminants dans l'environnement et la chaîne alimentaire ont été recherchés de façon à élaborer un schéma conceptuel général de l'exposition humaine. Ensuite, une revue bibliographique des méthodes existantes a été effectuée et une étude comparative des plus pertinentes a été réalisée en s'appuyant sur les guides fournis avec ces modèles ainsi que sur les travaux menés par l'INERIS. A partir de cette analyse, une méthodologie a été choisie avec pour principal objectif de répondre aux quatre principes de l'évaluation des risques sanitaires. Enfin, la démarche d'évaluation des risques a été détaillée point par point :

- définition des scénarios types d'exposition (populations cibles, voies d'exposition retenues, définition des scénarios « majorant réaliste » et « réaliste »)
- méthode de traitement des transferts environnementaux (TRIM-FATE)
- équation de transferts dans la chaîne alimentaire : animaux d'élevage, légumes et fruits
- définition des paramètres d'exposition humaine (poids, consommation alimentaire ...)
- équation de calcul de la dose d'exposition par ingestion
- équation de quantification du risque par ingestion

La finalité de ce travail a été de réaliser un outil Excel capable, à partir des résultats donnés par TRIM-FATE pour les concentrations dans l'environnement, de fournir les Doses Journalières d'Exposition ainsi que les Indices de Risques et Excès de Risque Unitaire associés à chaque substance émise par l'ICPE.

Mots clés :

Evaluation du risque sanitaire dans les études d'impact (ERSEI), ingestion, chaîne alimentaire

L'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les mémoires : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.