

**ENSP**

ECOLE NATIONALE DE  
LA SANTE PUBLIQUE

**RENNES**

---

**Ingénieur du Génie Sanitaire**

Date du Jury : **28 septembre 2005**

---

**ANALYSE CRITIQUE DE LA  
REGLEMENTATION RELATIVE A LA  
VALORISATION AGRICOLE DES BOUES  
DE STATION D'EPURATION**

---

**Elève : Aline COFTIER**

**Référent professionnel : G. GAY**

**Référent pédagogique : J. LESNE**

---

# Remerciements

---

Je tiens à remercier Guillaume GAY, mon référent professionnel, pour m'avoir confié ce sujet de mémoire, pour m'avoir encadrée durant ce travail, ainsi que pour sa disponibilité et son efficacité à répondre à mes questions. Mes remerciements vont également à Sébastien DENYS, mon deuxième encadrant, pour son aide et les nombreux conseils qu'il a pu me donner lors de mon passage à l'INERIS.

Je remercie l'ensemble de l'équipe de l'unité Déchets et Sites Pollués (DESP) de l'INERIS pour leur accueil chaleureux, leur sympathie et leurs conseils. Merci également à Jacques BUREAU, pour m'avoir permis de faire mon mémoire au sein de son unité, dans des conditions très agréables.

Je tiens aussi à remercier mon référent pédagogique, Jean LESNE, pour sa contribution à la réorientation de mon sujet de mémoire.

Merci enfin à toutes les personnes qui, de près ou de loin, m'ont aidé dans mon travail.

---

# Sommaire

---

<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
<b>1 CONTEXTE ET OBJECTIF .....</b>	<b>3</b>
<b>1.1 L'épandage des boues de station d'épuration.....</b>	<b>3</b>
1.1.1 Les boues de station d'épuration, produit de l'épuration des eaux usées.....	3
1.1.2 Gestion des boues de station d'épuration.....	3
<b>1.2 La réglementation de la pratique d'épandage de boues en vigueur en France et à venir au niveau européen.....</b>	<b>4</b>
1.2.1 La réglementation en vigueur en France.....	4
1.2.2 Le projet de révision de la directive européenne sur l'utilisation des boues de station d'épuration en agriculture.....	8
<b>1.3 Problématique et objectif.....</b>	<b>11</b>
1.3.1 Problématique.....	11
1.3.2 Objectif et limites.....	12
1.3.3 Démarche adoptée.....	12
<b>2 ELABORATION D'UN OUTIL D'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES ADAPTE AU CAS DES EPANDAGES DE BOUES D'EPURATION SUR SOL AGRICOLE .....</b>	<b>13</b>
<b>2.1 Caractérisation des paramètres initiaux .....</b>	<b>14</b>
2.1.1 Source, voies d'exposition, cibles et schéma conceptuel de l'exposition.....	14
2.1.2 Les substances prises en compte.....	17
2.1.3 Fonctionnement de la filière d'épandage.....	18
2.1.4 Teneurs en substances chimiques prises en compte.....	22
<b>2.2 Evaluation de la toxicité.....</b>	<b>23</b>
<b>2.3 Evaluation de l'exposition.....</b>	<b>25</b>
2.3.1 Budget espace-temps de chacune des cibles.....	25
2.3.2 Paramètres de transfert.....	26
2.3.3 Paramètres d'exposition.....	28
<b>2.4 Caractérisation du risque .....</b>	<b>31</b>

<b>3</b>	<b>ANALYSE DES VALEURS SEUILS FRANÇAISES ET EUROPEENNES RELATIVES A L'EPANDAGE DE BOUES D'EPURATION .....</b>	<b>33</b>
<b>3.1</b>	<b>Pour information, analyse d'une situation d'épandage « moyenne ».....</b>	<b>33</b>
3.1.1	Hypothèses .....	33
3.1.2	Caractérisation des risques .....	33
3.1.3	Conclusion.....	35
<b>3.2</b>	<b>Analyse des seuils sur les boues .....</b>	<b>36</b>
3.2.1	Hypothèses .....	36
3.2.2	Caractérisation du risque .....	37
<b>3.3</b>	<b>Analyse des seuils sur les sols.....</b>	<b>45</b>
3.3.1	Hypothèses .....	45
3.3.2	Caractérisation du risque .....	46
3.3.3	Conclusion.....	48
<b>3.4</b>	<b>Analyse des incertitudes .....</b>	<b>49</b>
3.4.1	Analyse des incertitudes relatives à la caractérisation des paramètres initiaux .....	49
3.4.2	Analyse des incertitudes sur l'évaluation des dangers.....	51
3.4.3	Incertitude sur l'évaluation de l'exposition .....	53
3.4.4	Incertitudes sur la caractérisation du risque.....	56
	<b>CONCLUSION .....</b>	<b>59</b>
	<b>Bibliographie .....</b>	<b>61</b>
	<b>Liste des annexes .....</b>	<b>I</b>

---

## Liste des sigles utilisés

---

ADEME : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

AFNOR : agence française de normalisation

AGHTM : association générale des hygiénistes et techniciens municipaux

AEP : alimentation en eau potable

AOX : composés organiques halogénés

ATSDR : Agency for toxic substances and disease registry (Agence pour le registre des substances toxiques et maladies aux Etats-Unis)

BAF : facteur de bioaccumulation

BCF : facteur de bioconcentration

BMD : benchmark dose

CA : concentration admissible

CSHPF : conseil supérieur d'hygiène publique de France

COV : composés organiques volatils

CR<sub>oral</sub> : carcinogenic oral risk (risque cancérigène par voie orale)

CT ou CT<sub>i</sub> : concentration tolérable (inhalation)

CT<sub>0,05</sub> : concentration tumorigène (concentration dans l'air qui causerait l'augmentation de 5% de l'incidence des tumeurs ou de la mortalité par tumeur)

CTO : composé trace organique

DBO<sub>5</sub> : demande biologique en oxygène à 5 jours

DEHP : phtalate de bis(2-éthylhexyle)

DHTP : dose hebdomadaire tolérable provisoire

DL<sub>50</sub> : dose entraînant la mort de 50% de la population examinée

CL<sub>50</sub> : concentration d'une substance toxique létale pour la moitié des animaux exposés

DJA : dose journalière admissible

DJT<sub>0</sub> : dose journalière tolérable par voie orale

DT<sub>0,05</sub> : dose tumorigène (dose qui causerait l'augmentation de 5% de l'incidence des tumeurs ou de la mortalité par tumeur)

EH : équivalent habitant

EINECS : european inventory of existing commercial substances

EQRS : évaluation quantitative des risques sanitaires

ERI : excès de risque individuel

ERU<sub>o</sub> et ERU<sub>i</sub> : excès de risque unitaire par voie orale et par voie inhalation

ETM : élément trace métallique

FET : facteur d'équivalence toxique

HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques

ICPE : installation classée pour la protection de l'environnement

INERIS : institut national de l'environnement industriel et des risques

IR : indice de risque

IARC/CIRC : International agency for research on cancer / Centre international de recherche sur le cancer

IRIS : integrated risk information system

$K_{ow}$ : coefficient de partage octanol/eau

LAS : alkylbenzènesulfonates linéaires

LOAEL : lowest observed adverse effect level (niveau d'exposition le plus bas pour lequel un effet néfaste est observé)

$MRL_i$  et  $MRL_o$  : minimum risk level (pour l'inhalation et la voie orale)

MS : matière sèche

NF : norme française

NOAEL : no observed adverse effect level (niveau d'exposition sans effet nocif observé)

NPE : nonylphénol et des nonylphénoéthoxylates avec 1 ou 2 groupements éthoxy

OEHHA : Office of Environmental Health Hazard Assessment (bureau de l'état de Californie pour l'évaluation des risques sanitaires liés à l'environnement)

OMS : organisation mondiale pour la santé

PCB : polychlorobiphényles

PCDD : polychlorodibenzodioxines

PCDF : polychlorodibenzofuranes

PF : potency factor

QD : quotient de danger

$REL_i$  et  $REL_o$  : reference exposure level (pour l'inhalation et la voie orale)

RfC : concentration de référence

RfD : dose de référence

RIVM : RijksInstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Institut néerlandais de la santé publique et de l'environnement)

SAU : surface agricole utile

SF : Slope factor

SPDE : Syndicat professionnel des distributeurs d'eau

STEP: station d'épuration

SYPREA : Syndicat des professionnels du recyclage en agriculture

TCA : tolerable concentration in air

TCDD : tétrachlorodibenzodioxines

TDI : tolerable daily intake

TE : équivalent toxique

URF : unit risk factor

US EPA : United-States environmental protection agency (agence américaine de protection de l'environnement)

VTR : valeur toxicologique de référence

MLR : minimum risk level

## INTRODUCTION

Les stations d'épuration, installations assurant l'assainissement des eaux usées, urbaines ou industrielles, ont un rôle fondamental dans la préservation de la qualité des eaux naturelles, car elles permettent d'éviter que de nombreux composés organiques ou inorganiques produits par les activités humaines se retrouvent dans le réseau fluvial naturel ou l'environnement marin.

L'épuration des eaux usées conduit à la concentration des composés polluants dans une phase résiduelle, les boues de station d'épuration, qui constituent les sous-produits du processus d'épuration. En France, deux solutions de gestion de ces boues station d'épuration, la mise en centre de stockage dans des installations spécialisées et l'incinération, considèrent les boues uniquement comme des déchets. Une troisième solution, radicalement différente car permettant de valoriser (autrement qu'en énergie) les boues, consiste en leur épandage sur certains sols agricoles. Les boues d'épuration ainsi utilisées permettent, à l'exemple d'autres pratiques bien connues telles que l'application de lisier par exemple, de soutenir les concentrations du sol en éléments fertilisants et essentiels au développement et à la croissance des végétaux cultivés.

Puisque les boues concentrent les contaminants initialement présents dans les boues, une telle pratique doit bien évidemment être encadrée d'un point de vue réglementaire en ce qui concerne les questions de santé publique. La réglementation nationale, notamment sous l'impulsion d'une directive européenne, a ainsi permis la publication de teneurs limites à respecter dans le cadre d'épandages, pour que cette pratique n'engendre pas de dégradation de la qualité des sols récepteurs et que la santé des populations soit protégée. De nombreux textes nationaux (lois, décrets et arrêtés), généraux ou plus spécifiques à certains types de boues, ont ainsi permis d'encadrer réglementairement l'épandage des boues de stations d'épurations. Depuis plus de cinq ans, un projet de directive européenne prévoit le renforcement de ces directives relatives à l'épandage de boues, en imposant la surveillance de nouvelles substances organiques jusqu'alors non réglementées au niveau européen, et en abaissant les teneurs maximales en éléments traces métalliques autorisées dans les boues destinées à l'épandage, selon un calendrier progressif s'étalant de 2005 à 2025.

Le travail du présent mémoire consiste à déterminer quantitativement le niveau de risque sanitaire résultant de la pratique d'épandage des boues des stations d'épuration sur des sols agricoles dans des situations où la composition en contaminant des boues et des sols est déterminée :

- d'une part par les seuils de la réglementation française actuellement en vigueur ;
- et d'autre part, par les seuils de la réglementation européenne à venir.

Dans un premier temps, ce mémoire a pour objectif de voir si le respect des seuils français actuels, et des seuils prochainement imposés dans le cadre de la nouvelle réglementation européenne, permettent effectivement de garantir des risques sanitaires à un niveau acceptable. Dans un second temps, l'objectif est de souligner les éventuels apports en termes de risque sanitaire de la mise en place en France de la nouvelle réglementation européenne, par comparaison à l'application des seuils français actuels.

Pour cette étude, le travail réalisé s'est articulé en trois principales étapes reprises dans le cadre de ce mémoire au travers du plan. Une première étape a consisté en la compréhension du contexte et des objectifs du travail de mémoire, puis dans un second temps, en la participation à l'élaboration d'un outil d'évaluation des risques sanitaires adapté à l'analyse d'une situation d'épandage de boues, permettant dans une dernière partie de s'intéresser à l'analyse critique des valeurs seuils françaises et européennes.



# 1 CONTEXTE ET OBJECTIF

## 1.1 L'épandage des boues de station d'épuration

### 1.1.1 Les boues de station d'épuration, produit de l'épuration des eaux usées

Afin de préserver la qualité des eaux naturelles, les eaux usées domestiques, les eaux pluviales en mélange avec elles et les eaux usées issues d'établissements industriels sont assainies. Les stations d'épuration sont les équipements épuratoires qui assurent une dépollution partielle de ces eaux usées et un transfert de pollution vers les boues. Elles font intervenir des traitements en général biologiques aérobies (boues activées et lagunages). Des procédés physico-chimiques (décantation, coagulation...) et biologiques anaérobies existent également mais sont plus rares. D'après le ministère de l'environnement, il y a plus de 12 000 stations d'épuration de plus de 2000 équivalents habitants (EH) en France et 95% des communes de plus de 10 000 EH disposent d'une station.

La collecte et le traitement des eaux résiduaires engendrent un certain nombre de résidus : les matières de curage des réseaux, les matières de vidange des installations autonomes, les refus de pré-traitement (sables, graisses) et les boues des stations d'épuration.

Les boues de station d'épuration sont des sous-produits de l'épuration des eaux usées, composés des solides organiques et inorganiques contenus initialement dans ces eaux ayant sédimenté, de précipités de phosphore et de la biomasse formée au cours des processus de dégradation aérobie et anaérobie dans le réseau ou dans la station. Les boues peuvent également contenir des additifs introduits au niveau du traitement des eaux usées en station. La matière organique représente 40 à 80 % du poids sec des boues, en fonction de l'origine des eaux usées et du traitement mis en œuvre. Cette matière organique est issue principalement des fèces humaines présentes dans les eaux usées domestiques, mais certaines industries peuvent également constituer un apport en matières organiques important. La fraction organique des boues est un mélange de lipides, protéines, lignine, acides aminés, sucres, cellulose, acides humiques et acides gras (ILSI, 2003).

En fonction du type de traitement et de leur origine, les propriétés physiques, chimiques et biologiques des boues diffèrent (cf. annexe 1). Leur charge en contaminants dépend de la charge en pollution reçue par la station et du traitement subi par les eaux usées et par les boues. Les traitements subis par les boues (digestion anaérobie, compostage, etc.) peuvent en effet avoir une grande influence sur leur teneur résiduelle en contaminants biodégradables.

### 1.1.2 Gestion des boues de station d'épuration

D'après l'article 2 du décret du 8 décembre 1887, les boues de stations d'épuration (STEP) ont le caractère de déchets. En France, il existe trois filières d'élimination des boues : la **mise en centre de stockage**, l'**incinération** ou l'**épandage en agriculture**.

Entre 1992 et 2000, le poids relatif des différentes voies de gestion a évolué dans le sens d'une augmentation de la part des boues valorisées en agriculture au détriment de la part de boues incinérées, le poids de la mise en décharge restant stable. Globalement, en 2001, 60% du gisement de boues de STEP municipales est valorisé en agriculture, contre 15% d'incinération et 25% de mise en décharge (Chassande et al., 2001).

Ainsi, **l'épandage agricole constitue actuellement la principale voie d'élimination des boues**. Au niveau national, ce mode de valorisation est estimé annuellement à 6,6 millions de tonnes brutes, soit 550 000 tonnes de matières sèches (Club AtoutBoues, 2005) et concerne 3% de la surface agricole utile (SAU). Du fait de leur composition, les boues valorisées en agriculture ont un intérêt agronomique pour les sols car elles constituent un apport en matière organique, en fertilisants (azote, phosphore...) et en oligo-éléments (cuivre, zinc...). Les boues chaulées permettent également, lors de leur épandage, d'enrichir le sol en chaux et en magnésium. De plus, les sols assurent, sous réserve que l'épandage soit réalisé dans de bonnes conditions, une épuration des boues épandues faisant intervenir les mécanismes de filtration des matières en suspension par percolation, de rétention en eau des sols, de décomposition de la matière organique par les micro-organismes du sol, d'échange et de fixation des éléments minéraux solubles dans le sol et de prélèvement par les plantes.

Dans le contexte actuel, l'épandage de boues sur des parcelles agricoles constitue une solution de gestion intéressante de ces déchets amenée à se développer. En effet, d'une part, les tonnages de boues de stations d'épuration produits ne cessent d'augmenter, et d'autre part, les contraintes pesant sur les autres voies de gestion existantes augmentent : la mise en centre de stockage de déchets non-ultimes est en effet théoriquement interdite sur le plan réglementaire et l'incinération devient de plus en plus chère en raison des contraintes environnementales croissantes.

Cependant, cette filière d'épandage ne peut être pérenne que si, à la fois, les cultures sont consommables et les qualités physico-chimiques des sols sont maintenues. Or, puisque leur qualité est déterminée par la qualité des eaux usées, les boues de stations d'épuration urbaines ou industrielles contiennent, selon leurs filières de production, des éléments traces métalliques (ETM) et/ou des composés traces organiques (CTO) et/ou des micro-organismes pathogènes (virus, bactéries, protozoaires et helminthes). L'abondance de ces agents dépend des caractéristiques des activités raccordées et des traitements mis en œuvre dans les stations d'épuration. C'est pourquoi, la réglementation assure un encadrement des pratiques d'épandage, afin notamment de limiter leur impact sur la qualité des sols, des eaux et des produits d'alimentation issus de l'exploitation de parcelles amendées.

## **1.2 La réglementation de la pratique d'épandage de boues en vigueur en France et à venir au niveau européen**

L'objectif de cette partie est :

- de présenter succinctement les systèmes de valeurs seuils réglementaires actuellement en vigueur en France et s'appliquant aux épandages de boues de stations d'épuration, ainsi que les seuils proposés dans la version du projet de directive européenne datée du 27 avril 2000 (CEC, 2000). Ce sont en effet ces valeurs qui seront par la suite analysées et discutées dans le cadre du présent mémoire. La démarche ayant conduit à la définition de ces seuils sera également soulignée.
- de synthétiser l'ensemble des prescriptions relatives aux modalités techniques d'épandage des boues figurant dans les textes réglementaires français. Ce recueil est nécessaire car l'analyse des seuils précités sera réalisée sous l'hypothèse du respect de ces prescriptions.

### **1.2.1 La réglementation en vigueur en France**

La réglementation relative aux épandages de boues actuellement en vigueur en France découle à la fois d'initiatives nationales et européennes (transpositions de directives).

## A) Contexte réglementaire relatif à l'épandage des boues en France

### a) Définition des boues

Selon le décret n°97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées, le terme de boues désigne « les sédiments résiduels des installations de traitement ou de pré-traitement biologique, physique ou physico-chimique des eaux usées ». De plus, ce décret assimile à des boues, les matières de vidange des dispositifs d'assainissement non collectif, ainsi que les matières de curage des ouvrages de collecte des eaux usées à condition qu'elles aient subi un traitement destiné à en éliminer les graisses et les sables (l'épandage des graisses et des sables étant interdit).

### b) Les contraintes réglementaires générales auxquelles les épandages de boues sont soumis

Du fait de la présence de substances chimiques indésirables et de micro-organismes pathogènes dans les boues de stations d'épuration urbaines et industrielles, la réglementation française encadre les pratiques d'épandage de façon à **garantir la sécurité alimentaire et à maintenir les fonctions environnementales des sols**. L'épandage de boues des stations d'épuration urbaines et industrielles est ainsi réglementé par :

- la loi n°92-3 du 3 janvier 1992, dite « loi sur l'eau » (code de la santé publique) ;
- le décret n°97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées (transcription de la directive européenne 86/278/EEC du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement, et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture) ;
- la loi du 19 juillet 1976 (code de l'environnement) pour les boues industrielles issues d'installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE).

Il existe deux grands types de contraintes réglementaires auxquelles sont soumis les épandages de boues : le respect de prescriptions techniques sur les modalités techniques de l'épandage et le passage par les procédures préalables de déclaration ou d'autorisation.

#### ◆ Les prescriptions techniques s'appliquant aux épandages agricoles de boues de station d'épuration

Les prescriptions relatives aux modalités techniques d'épandage des boues sur les sols agricoles sont fixées par :

- le décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 ;
- l'arrêté du 8 janvier 1998 pris en application de ce décret ;
- l'arrêté du 3 avril 2000 relatif aux boues papetières ;
- l'arrêté du 2 février 1998 modifié relatif aux boues industrielles.

Les prescriptions, concernant les restrictions des terrains susceptibles d'être amendés et les contraintes météorologiques, les distances d'isolement, les délais minimaux à respecter et les contraintes sur la réalisation de l'épandage sont présentées dans l'annexe 2.

#### ◆ Les régimes d'autorisation ou de déclaration

Les épandages de boues de station d'épuration peuvent être soumis à autorisation ou à déclaration soit au titre de la loi sur l'eau soit au titre de la loi n°76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement.

L'épandage de boues issues du traitement des eaux usées est soumis à la procédure préalable d'autorisation ou de déclaration au titre de la loi sur l'eau (rubrique 5.4.0) en fonction des quantités de boues (en matières sèches, en DBO<sub>5</sub> ou en flux d'azote) destinées à être épandues. D'après le décret du 29 mars 1993<sup>1</sup>, l'épandage relève de la déclaration pour des unités de traitement de plus de 200 EH et de l'autorisation pour des STEP de plus de 50 000 EH. Les filières d'épandage relevant de la rubrique 5.4.0 de la loi sur l'eau font donc l'objet d'une **étude préalable** (ou plan d'épandage) présentant l'organisation de la filière incluse dans le dossier de demande de déclaration ou d'autorisation (article 8 du décret 8 décembre 1997). Dans le cadre des dossiers de demande d'autorisation au titre de la loi sur l'eau, une **étude d'incidence**, présentant les impacts environnementaux et sanitaires de la filière d'épandage, doit en plus être réalisée. Des études dont le contenu est analogue sont demandées pour les épandages relevant de la loi sur les ICPE.

Sur la base de ces dossiers, les autorisations préfectorales d'épandage sont en général accordées pour une durée moyenne de 10 ans.

#### B) Les systèmes de valeurs seuils dans la réglementation française relative aux épandages des boues de station d'épuration

Les différentes prescriptions réglementaires concernant les valeurs limites sur les substances chimiques présentes dans les boues et les sols figurent dans le tableau 1.

	Teneur limite autorisée dans les boues (mg/kg MS)	Apports maximaux totaux cumulés sur 10 ans (g/ha)		Teneur limite autorisée dans les sols (mg/kg MS)
		sols de pH > 6	prairies ou sols de 5 < pH < 6	
cadmium	10 *	150	150	2
chrome	1 000	15 000	12 000	150
cuiivre	1 000	15 000	12 000	100
mercure	10	150	120	1
nickel	200	3 000	3 000	50
plomb	800	15 000	9 000	100
sélénium	-	-	1 200 ***	-
zinc	3 000	45 000	30 000	300
Cr + Cu + Ni + Zn	4 000	60 000	40 000	-
7 PCB <sup>2</sup>	0,8	12	12	-
fluoranthène	5 **	75	60	-
benzo[b]fluoranthène	2,5	40	40	-
benzo[a]pyrène	2 **	30	20	-

MS : matières sèches ; \* depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2004 ; \*\* 4 mg/kg de fluoranthène et 1,5 mg/kg de benzo[a]pyrène dans le cas de prairies ; \*\*\* pour les pâturages uniquement.

*Tableau 1 : teneurs limites dans les boues et dans les sols en substances chimiques précisées dans la réglementation française actuelle (article 11 de l'arrêté du 08/01/1998)*

Ces prescriptions, définies par l'article 11 de l'arrêté du 8 janvier 1998, sont exprimées en termes de teneurs maximales en certaines substances chimiques (éléments traces

<sup>1</sup> décret n° 93-743 du 29 mars 1993 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application de l'article 10 de la loi sur l'eau

<sup>2</sup> composés polychlorobiphényles numéros 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180

métalliques et composés traces organiques) dans les sols et dans les boues, ainsi que de flux maximum d'apport au sol autorisé de ces substances sur 10 ans.

En conséquence, les boues ne peuvent pas être épandues si l'une des valeurs limites du tableau 1 est dépassée, que ce soit du fait d'une teneur en l'une des substances chimiques ciblées par la réglementation excessive dans les sols ou dans les boues ou en raison d'un flux cumulé sur 10 ans de ces substances apporté au sol trop important.

Des dérogations aux prescriptions relatives aux teneurs limites en éléments traces métalliques dans les sols peuvent être accordées par le préfet sur la base d'études montrant que ces éléments ne sont ni mobiles ni biodisponibles (article 11 de l'arrêté du 8 janvier 1998). La nature des études n'est pas précisée dans la réglementation française, mais un guide visant à proposer une méthodologie de réalisation de ces études ou de ces évaluations est en cours d'élaboration par l'ADEME (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie).

Pour les boues industrielles issues d'ICPE soumises à autorisation ou de l'industrie papetière, les systèmes de seuils sur les substances chimiques sont fournis dans :

- l'article 38 de l'arrêté du 17 août 1998 modifiant l'arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation ;
- l'article 12 de l'arrêté du 3 avril 2000 relatif à l'industrie papetière.

Les valeurs seuils auxquelles sont soumises ces boues industrielles spécifiques sont les mêmes que celles proposées dans le cadre de l'arrêté du 8 janvier 1998, la seule différence étant l'absence de seuils sur les concentrations dans les boues et sur les flux apportés au sol pour les éléments cadmium et chrome dans l'arrêté du 17 août 1998 relatif aux ICPE.

C) Comment ont été élaborés les seuils réglementaires figurant dans l'arrêté du 8 janvier 1998 ?

a) *Teneurs limites dans les sols*

Les teneurs limites en ETM dans les sols ne reposent pas sur des considérations sanitaires. Les valeurs de l'arrêté du 8 janvier 1998 sont celles qui figuraient déjà dans la norme AFNOR NF U 44-041 de juillet 1985.

b) *Teneurs limites dans les boues et flux d'apport limites sur 10 ans*

En ce qui concerne les valeurs limites sur les boues, l'avis rendu par le conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF, 1998) sur les risques sanitaires liés aux boues d'épuration des eaux usées urbaines a servi de base à l'élaboration des seuils réglementaires français figurant dans l'arrêté du 8 janvier 1998 et relatifs aux ETM et aux CTO apportés lors des épandages de boues.

En ce qui concerne les **composés traces organiques**, l'avis rendu par le CSHPF repose sur la mise en œuvre d'une méthodologie de détermination de valeurs seuils pour les micropolluants organiques dans les boues d'épuration (Duquet et Rossel, 1996). Le volet de cette méthode relatif à la santé des populations consiste à sélectionner des voies d'exposition critiques de l'homme (boue-plante-homme, boue-plante-animal-homme, boue-animal-homme et boue-homme). Dans un premier temps, pour chaque substance, les voies d'exposition pertinentes sont quantifiées indépendamment, avec un jeu d'hypothèses et de paramètres très conservatoires. A l'issue de cette étude « cas extrême », en déroulant la démarche d'EQRS à rebours, les concentrations dans le sol engendrant un niveau de

risque acceptable sont déterminées pour chaque substance et pour chaque voie. La valeur seuil sur les sols retenue pour chaque substance est celle correspondant à la voie d'exposition la plus critique. Dans un second temps, un facteur de réajustement (tenant compte des facteurs de réajustement associés à chaque paramètre du cas extrême considéré précédemment) est appliqué à la valeur seuil obtenue à l'issue de la première étape.

Le benzo[a]pyrène (et par extrapolation l'ensemble des HAP) et les PCB ont fait l'objet d'une telle démarche. Le CSHPF a ainsi proposé la concentration limite de :

- 6 µg/kg pour le benzo[a]pyrène dans le sol, valeur correspondante à un excès de risque cancérogène individuel de  $10^{-6}$  par la voie critique boue-sol-plante-homme ;
- 20 µg/kg pour la somme des 7 PCB (28, 52, 101, 118, 138,153 et 180) dans le sol par la voie critique boue-sol-animal-homme à partir de la DJA alimentaire des Pays-Bas.

En s'appuyant sur le cas de l'épandage de 30 t MS/ha sur 10 ans, des teneurs limites dans les boues et des flux maximaux d'apport sur 10 ans ont ensuite été déduits de ces résultats uniquement pour les HAP.

Les teneurs et flux limites relatifs au fluoranthène, au benzo[b]fluoranthène et au benzo[a]pyrène figurant dans l'arrêté du 8 janvier 1998 suivent les recommandations du CSHPF pour les épandages sur pâturage ou sol de pH inférieur à 6, mais ce n'est pas le cas pour le benzo[b]fluoranthène et le benzo[a]pyrène dans le cas général. Ce choix n'est pas justifié du point de vue sanitaire puisque c'est la voie boue-sol-plante-homme qui est critique pour les HAP et non la voie incriminant l'ingestion de produits d'origine animale.

En ce qui concerne les **éléments traces métalliques**, l'approche utilisée a été celle de l'évaluation des risques sanitaires, allant jusqu'à leur caractérisation pour un nombre restreint d'éléments incluant le cadmium<sup>3</sup>. Cependant, l'avis du CSHPF ne présente pas la démarche et les conclusions de la caractérisation de ces risques. Il était prévu de réviser les recommandations issues de ce premier travail après trois ans, afin de tenir compte de l'évolution des connaissances. Ce nouveau groupe de travail n'a pas pu rendre ses conclusions. Elles ne sont donc pas publiques.

**Les valeurs limites réglementaires françaises sur les CTO et les ETM dans les boues sont donc partiellement issues de la mise en œuvre d'une évaluation quantitative des risques sanitaires.**

### **1.2.2 Le projet de révision de la directive européenne sur l'utilisation des boues de station d'épuration en agriculture**

La politique actuelle de la Commission Européenne est d'encourager l'épandage au sol des boues de station d'épuration, puisqu'il s'agit d'une solution durable au long terme de gestion des boues, à condition que leur qualité soit compatible avec les exigences de protection de la santé des populations et de l'environnement (ILSI, 2003).

Au sein de l'Union Européenne, la valorisation agricole des boues de station d'épuration est actuellement réglementée par la directive 86/278/EEC du 12 juin 1986 relative à « la protection de l'environnement et notamment des sols lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture ». Cette directive a été transcrite dans les droits nationaux de tous les états membres. Cependant, ce texte ne vise que le contrôle de l'accumulation des ETM dans les sols, sans aborder la problématique des CTO.

---

<sup>3</sup> [http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/etud\\_impact/sommaire.htm](http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/etud_impact/sommaire.htm)

Un projet de révision de cette directive a été proposé (CEC, 2000) et est, depuis environ 5 ans, en cours de discussion. Les différents seuils relatifs à la qualité chimique des boues et des sols proposés dans ce projet sont présentés dans la partie qui suit.

A) Les seuils du projet de directive européenne sur les épandages des boues de station d'épuration

a) *Les éléments traces métalliques*

La directive 86/278/EEC actuellement en vigueur impose le contrôle de :

- la qualité des sols au moyen de seuils de concentration en ETM dans les sols ;
- l'accumulation des ETM dans les sols au moyen de l'utilisation combinée de seuils sur la qualité des boues et sur la quantité de matières sèches de boues apportée annuellement ou par la mise en œuvre de seuils exprimés en termes de flux annuels de polluants maximum apportés au sol par les boues.

Lors de la transcription de cette directive, la plupart des états membres ont défini des seuils réglementaires sur les ETM dans les boues et les sols inférieurs aux exigences européennes. Dans ce contexte, le nouveau projet de directive européenne (CEC, 2000) propose un abaissement des valeurs limites en ETM sur les sols et les boues, en vue de protéger la qualité des sols au long terme et d'encourager la réduction des rejets métalliques dans les réseaux d'eau usée.

Elément métallique	Teneurs limites en métaux lourds dans les sols avant épandage (mg/kg MS)		
	pH du sol compris entre 5 et 6	pH du sol compris entre 6 et 7	pH du sol supérieur à 7
cadmium	0,5	1	1,5
chrome	30	60	100
cuivre	20	50	100
mercure	0,1	0,5	1
nickel	15	50	70
plomb	70	70	100
zinc	60	150	200

MS : matières sèches.

*Tableau 2 : teneurs limites en métaux lourds dans les sols avant épandage préconisées par le projet de directive européenne.*

Ainsi, d'après le projet de directive européenne, l'épandage de boues de station d'épuration est interdit dans les conditions suivantes.

- Si la teneur dans le sol avant et après épandage en au moins un des ETM dépasse les seuils figurant dans le tableau 2 ;  
 Dans le cas où la teneur en un élément est supérieure à la teneur limite qui lui est associée, l'épandage reste possible au cas par cas en évaluant les aspects suivants :
  - le prélèvement des métaux par les plantes ;
  - le prélèvement des métaux par les animaux ;
  - la contamination de l'eau souterraine ;
  - l'effet à long terme sur la biodiversité.
- Si la concentration dans les boues en au moins un élément trace dépasse les seuils figurant dans le tableau 3 (partie de gauche) ;

- Si l'un des flux maximaux annuels en ETM pouvant être apportés au sol par les boues (tableau 3 - partie de droite) est dépassé.

Une dérogation à cette dernière prescription pourra être envisagée au cas par cas :

- dans le situation où un enrichissement massif en matières organiques est nécessaire ;
- pour les seuils sur le cuivre et le zinc, dans la situation de sols pauvres en ces deux éléments essentiels où il est prouvé qu'un besoin pour les cultures existe.

Echéances	Valeurs limites de concentration dans les boues avant épandage (mg/kg MS)			Valeurs limites de la quantité de métal ajoutée dans les sols annuellement sur une base de 10 années (g/ha.an)		
	2005	2015	2025	2005	2015	2025
cadmium	10	5	2	30	15	6
chrome	1 000	800	600	3 000	2 400	1 800
cuivre	1 000	800	600	3 000	2 400	1 800
mercure	10	5	2	30	15	6
nickel	300	200	100	900	600	300
plomb	750	500	200	2 250	1 500	600
zinc	2 500	2 000	1 500	7 500	6 000	4 500

MS : matières sèches.

Tableau 3 : valeurs limites s'appliquant aux métaux lourds dans les boues préconisées par le projet de directive européenne.

#### b) Les composés traces organiques

Par ailleurs, la présence potentielle de certains composés organiques dans les boues constitue un risque pour la santé des consommateurs, principalement en raison du transfert potentiel vers l'homme via l'alimentation. C'est pourquoi quelques états membres (Allemagne, Autriche, Danemark, Suède, France), mais pas tous, ont instauré des concentrations limites en certains composés organiques dans les boues en l'absence de réglementation européenne.

Composés organiques	Valeurs limites (mg/kg MS)
AOX <sup>4</sup>	500
LAS <sup>5</sup>	2600
DEHP <sup>6</sup>	100
NPE <sup>7</sup>	50
HAP <sup>8</sup>	6
PCB <sup>9</sup>	0,8

Dioxines	Valeurs limites (ng TE/kg MS)
PCDD/PCDF <sup>10</sup>	100

Tableau 4 : teneurs limites des substances organiques dans les boues avant épandage préconisées par le projet de directive européenne (MS : matières sèches ; TE : équivalent toxique.).

<sup>4</sup> AOX : somme des composés organiques halogénés

<sup>5</sup> LAS : alkylbenzène sulfonates linéaires

<sup>6</sup> DEHP : phtalate de bis(2-éthylhexyle)

<sup>7</sup> NPE : nonylphénol et nonylphénoéthoxylates avec 1 ou 2 groupements éthoxy

<sup>8</sup> HAP : acénaphène, phénanthrène, fluorène, fluoranthène, pyrène, benzo(bjk)fluoranthène, benzo(a)pyrène, benzo(ghi)pérylène et indéno(1,2,3-c,d)pyrène

<sup>9</sup> PCB (somme des composés polychlorobiphényles numéros 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180)

<sup>10</sup> PCDD/PCDF : Polychlorodibenzodioxines / dibenzofuranes

Le projet de directive européenne (CEC, 2000) propose des concentrations limites pour un certain nombre de substances organiques ou de catégories de substances présents dans les boues (tableau 4). Le dépassement de l'une de ces valeurs entraîne l'interdiction d'épandre.

### c) Comparaison avec la réglementation française

Par rapport aux seuils de concentration actuellement en vigueur en France, le projet de directive européenne prévoit donc un abaissement des valeurs limites sur les ETM :

- pour ce qui est des concentrations maximales dans les sols, l'abaissement des seuils concerne le cadmium, le chrome et le zinc dans tous les cas et les autres éléments traces métalliques sous certaines conditions de pH dans les sols ;
- pour ce qui est des concentrations maximales dans les boues, l'abaissement des seuils concerne le plomb et le zinc à l'horizon 2005, le cadmium, le chrome, le cuivre et le mercure à l'horizon 2015 et le nickel à l'horizon 2025 ;
- pour ce qui est des flux maximaux apportés au sol par les boues sur 10 ans, seuls le cadmium, le mercure et le plomb seront concernés par un durcissement des seuils, et ce à l'horizon 2025.

Par ailleurs, à la différence de la réglementation française, la prise en compte du sélénium n'est pas imposée dans le cadre du projet de directive.

Le projet de directive européenne prévoit également d'imposer le contrôle d'un panel de CTO dans les boues beaucoup plus large que la réglementation française, laquelle se restreignait à certains HAP et à la somme des 7 PCB. De plus, la concentration maximale en PCB (seul CTO commun aux deux réglementations) dans les boues est identique dans la réglementation française et dans le projet de directive européenne.

Remarque : il est important de souligner que les flux limites sur 10 ans n'ont pas été élaborés de la même façon dans le cas du projet de directive européenne et dans le cas de la réglementation française. Ils sont déduits des teneurs limites dans les boues dans les deux cas, mais en supposant un tonnage de boues apportées au sol de 30 t MS/ha en 10 ans dans le cas européen contre un apport en moyenne deux fois moindre dans le cas français. De ce fait, des concentrations limites en certaines substances dans les boues peuvent être plus contraignantes dans le cas européens alors que les flux sur 10 ans associés ne le sont pas. C'est le cas du chrome, du cuivre et des PCB.

### B) Comment ont été élaborés les seuils du projet de directive européenne ?

Globalement, la démarche d'élaboration des seuils proposés dans le projet de directive européenne (CEC, 2000) a consisté à compiler les réglementations en vigueur dans les états membres et à conserver des seuils globalement stricts par rapports aux seuils actuels.

A l'heure actuelle, la réflexion de la commission porte sur la prise en compte, dans ce projet de directive, des spécificités de chaque pays (nature des sols, composition des boues...) et des difficultés de mesure de certains paramètres. En effet, les seuils proposés actuellement sur les ETM dans les sols, s'ils sont maintenus, interdiront l'épandage sur un certain nombre de sols acides notamment en raison de leur composition géochimique (ILSI, 2003). De plus, il n'y a pour l'instant pas d'accord sur les protocoles d'analyse des échantillons pour certains composés organiques et pour les dioxines.

## 1.3 Problématique et objectif

### 1.3.1 Problématique

En vue d'éviter les effets potentiellement néfastes associés aux épandages des boues de stations d'épuration, la réglementation française (cf. section 1.2.1) et le projet de directive

européenne (cf. section 1.2.2) proposent une gestion des épandages basée notamment sur le respect d'un système de valeurs limites s'appliquant aux boues et aux sols avant et après épandage, dont le dépassement conduit à l'interdiction de l'épandage.

Puisque ces seuils n'ont été élaborées que partiellement sur des considérations sanitaires (cf. sections 1.2.1C) et 1.2.2B)), les questions suivantes se posent :

Le respect de la réglementation actuelle et à venir relative à la pratique d'épandage de boues de station d'épuration suffit-il à garantir la santé des populations exposées ?

Quelles peut être le gain sanitaire en France de la mise en œuvre des nouveaux seuils européens ?

### 1.3.2 Objectif et limites

L'objectif de ce mémoire est donc d'évaluer quantitativement le niveau de risque sanitaire résultant de l'exposition de la population française à l'épandage de boues de station d'épuration respectant (1) les seuils fournis par la réglementation française (arrêté du 8 janvier 1998) et (2) les seuils fournis par le projet de directive européenne (CEC, 2002).

Cet objectif général devra tenir compte des limites explicitées ci-dessous.

Ce travail de mémoire se limitera à l'analyse des risques chroniques d'origine chimique liés aux épandages de boues de station d'épuration. Il ne prendra donc pas en compte les aspects relatifs aux risques aigus d'une part et aux risques micro-biologiques d'autre part. Dans les deux cas considérés (analyse des seuils français et européens), l'exposition des populations sera évaluée selon des hypothèses et des scénarios respectant le cadre de la réglementation française relative à la pratique d'épandage de boues (cf. annexe 2). En effet, puisque l'évaluation réalisée dans le cadre de ce mémoire veut avoir un sens à l'échelle de la France, le cas extrême de pratiques d'épandage illégales n'est pas pris en compte, car considéré comme non représentatif de la situation française. Par ailleurs, ce travail n'abordera pas les problèmes de risques pour les écosystèmes.

### 1.3.3 Démarche adoptée

Afin de satisfaire cet objectif, la démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) se déclinant selon les étapes suivantes sera mise en œuvre dans le cadre de l'analyse des différents seuils relatifs à la qualité des boues et des sols :

- identification du potentiel dangereux qui passe par la détermination des effets indésirables que les substances chimiques sont intrinsèquement capables de provoquer chez l'homme ;
- évaluation des relations dose-effet estimant le rapport entre le niveau d'exposition, ou la dose, et l'incidence et la gravité des effets ;
- évaluation de l'exposition qui quantifie les doses d'exposition des populations sur la base du schéma d'exposition et des concentrations dans les milieux d'exposition ;
- caractérisation du risque quantifiant le risque lié aux substances chimiques, en présentant les résultats accompagnés d'une évaluation de l'influence des incertitudes relevées tout au long de l'étude.

Dans un premier temps, un **modèle d'évaluation des risques sanitaires** appliqué au cas particulier des situations d'épandages de boues, à l'élaboration duquel j'ai pu contribuer, a été créé. Il repose sur un certain nombre d'hypothèses concernant les quatre étapes de l'EQRS précitées qui seront communes aux évaluations réalisées sur les différents types de valeurs seuils réglementaires existantes (seuils sur les boues et sur les sols).

Dans un second temps, cet outil est utilisé afin **d'analyser et de comparer les valeurs seuils françaises** (arrêté du 8 janvier 1998) **et européennes** (CEC, 2000) portant sur les sols récepteurs et sur les boues destinées à l'épandage.

- ◆ En premier lieu, afin d'analyser les seuils relatifs à **la qualité des boues** épandues, la situation considérée est celle d'un épandage sur des sols français « moyens » de boues dont la composition correspond aux valeurs maximales autorisées par la réglementation française d'une part et par le projet de directive européenne d'autre part. Sur cette base, le niveau de risque sanitaire est quantifié, les incertitudes sont discutées et les implications du résultat obtenu présentées.
- ◆ Ensuite, les valeurs seuils relatives à **la qualité des sols** sur lesquels les boues peuvent être épandues sont analysées de la même façon que précédemment. Dans le cadre de cette analyse, la situation d'un épandage de boues françaises « moyennes » sur un sol dont la composition en contaminants est fixée par les valeurs seuils maximales figurant dans les deux réglementations est considérée, successivement dans le cas de la réglementation française, puis dans le cas du projet de directive européenne.

Les hypothèses effectuées dans le cadre de ces deux analyses ayant trait aussi bien à la définition des cibles qu'aux pratiques d'épandages considérées se veulent être proches de la réalité en France. De cette façon, les résultats obtenus pour chaque cible seront applicables à la tranche de population dont la cible en question se veut représentative. Cependant, conformément à la pratique en vigueur en EQRS, de nombreux paramètres seront définis de façon protectrice de la santé, de façon à être sûr que le risque affiché majore le risque réel.

Remarque : à titre informatif, le cas d'un épandage représentatif de la pratique actuelle en France sera également analysé.

## **2 ELABORATION D'UN OUTIL D'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES ADAPTE AU CAS DES EPANDAGES DE BOUES D'EPURATION SUR SOL AGRICOLE**

Le travail d'élaboration d'un outil d'évaluation des risques sanitaires répond à une attente de la part des professionnels et s'inscrit dans le cadre d'une convention entre l'ADEME (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie), le SYPREA (Syndicat des professionnels du recyclage en agriculture), le SPDE (Syndicat professionnel des distributeurs d'eau) et l'INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques). L'objet de cette convention est la réalisation d'un guide méthodologique pour l'évaluation des risques sanitaires liés à la pratique d'épandage des boues de stations d'épuration urbaines et industrielles. En effet, les dossiers de demande d'autorisation comportent un volet relatif à l'impact sur la santé humaine du plan d'épandage qui jusqu'à présent est réalisé selon une approche purement qualitative et très insuffisante. La création d'un guide méthodologique sectoriel doit permettre d'améliorer la prise en compte des risques sanitaires par les bureaux d'études notamment dans les demandes d'autorisation d'épandage.

Il est important de noter que le travail que j'ai effectué dans ce cadre bénéficie d'un important travail effectué en amont notamment de recherche de paramètres de transfert et de valeurs toxicologiques de références.

## 2.1 Caractérisation des paramètres initiaux

### 2.1.1 Source, voies d'exposition, cibles et schéma conceptuel de l'exposition

#### A) Source

La source de contamination considérée dans le cadre de cette évaluation des risques chroniques est **le sol dans lequel les boues ont été homogénéisées**. Dans le cadre de la pratique d'épandage de boues, la source primaire de contamination, constituée des boues, est supposée générer des risques pour la population principalement de nature aiguë, qui ne sont pas étudiés dans ce mémoire. En effet, selon l'article 5 de l'arrêté du 8 janvier 1998 :

- ◆ les boues non stabilisés et non solides doivent être enfouies sous 48h ;
- ◆ le dépôt de boues stabilisées et solides en bout de parcelle se restreint à la quantité de boues nécessaire pour la campagne d'épandage de l'année considérée, et doivent rester temporaires.

#### B) Voies d'exposition

Les voies d'exposition suivantes peuvent être envisagées :

- ◆ Pour les voies directes :
  - l'ingestion accidentelle de particules de sol amendé suite à la déposition de ces particules sur les mains ;
  - l'inhalation de particules provenant du sol amendé ;
  - l'inhalation de composés volatils libérés par les boues ;
  - le contact cutané avec le sol amendé.
- ◆ Pour les voies indirectes :
  - ingestion de végétaux cultivés sur les parcelles amendées ;
  - ingestion de viande issue de cheptels nourris à base de végétaux cultivés sur les parcelles amendées ;
  - ingestion d'eau et/ou contact cutané avec l'eau lors de baignades dans des rivières adjacentes aux parcelles amendées et potentiellement contaminées par les substances chimiques (par érosion, ruissellement...) ;
  - ingestion de poissons pêchés dans des rivières adjacentes aux parcelles amendées et potentiellement contaminées par les substances chimiques (par érosion, ruissellement...) ;
  - ingestion d'animaux s'abreuvant avec une eau potentiellement contaminée ;
  - ingestion d'eau issue de captages AEP captant des eaux potentiellement contaminées.

Cependant, les voies d'exposition faisant intervenir le transfert du sol vers les eaux souterraines ou superficielles n'ont pas été considérées :

- ◆ Le choix d'exclure le milieu d'exposition **eaux souterraines** repose sur des arguments de pertinence de l'approche. Tout d'abord, différentes études ont montré que le transfert des contaminants organiques et inorganiques des boues vers les eaux souterraines est négligeable (Schowanek et al., 2003 ; Gove et al., 2001 ; Al-Subu et al., 2003). Dans le rapport de Joyeux (2001), des calculs préliminaires ont montré que les voies hydriques apparaissent comme très minoritaires dans l'apport journalier. L'étude de ce phénomène pourrait être intéressante si on étudiait le cas de sols

argileux fracturés, mais cette situation n'est pas majoritairement représentée à l'échelle des sols agricoles français. La difficulté de définir des paramètres standard de sol pour la France est également un argument de non prise en compte de cette voie. De plus, il a été défini que la présente évaluation se placerait dans un cadre conforme aux prescriptions réglementaires françaises, au nombre desquelles figurent des distances d'isolement vis-à-vis des points de prélèvement d'eau, des systèmes de conduction et de stockage d'eau (Annexe 2) qui restreignent les phénomènes de transfert. Enfin, le principal usage de l'eau souterraine conduisant à une exposition potentielle des cibles est la production d'eau potable. Or la gestion des risques sanitaires vis-à-vis de l'eau potable est assurée par un certain nombre de dispositions dépendant de la loi sur l'eau (seuils de potabilité, protection des captages, etc.) telles que le transfert de contaminants présents dans les boues vers la nappe ne conduit pas à des augmentations de concentration inacceptables dans l'eau ingérée.

- ◆ Les voies d'exposition faisant intervenir les **eaux superficielles** (ingestion d'eau, contact cutané et ingestion de poisson pêché à proximité du site) ne sont pas prises en considération pour des raisons de pertinence et de faisabilité, bien qu'un transfert particulière vers ce milieu d'exposition soit envisageable du fait de l'érosion des sols amendés par le ruissellement ou le vent. En effet, tout d'abord, cette évaluation se place dans un cadre respectant la réglementation française. Or des distances d'isolement vis-à-vis des plans et cours d'eau, dépendantes de la pente et du type de boue épandu, sont définies réglementairement (Annexe 2) et restreignent les phénomènes de transfert. De plus, les modèles permettant d'étudier les transports des sols agricoles vers les eaux de surface sont conçus pour travailler à l'échelle de bassins versants. Ceux-ci sont difficilement adaptables à la problématique de ce mémoire dans laquelle la situation étudiée doit correspondre à une situation française « moyenne » d'épandage de boues. L'utilisation de ces modèles afin d'avoir un ordre de grandeur des transferts vers les eaux de surface semble nécessiter des moyens disproportionnés vis-à-vis de la pertinence de cette voie, puisqu'il a été montré que les voies hydriques contribuaient de façon très minoritaire à l'exposition de l'homme aux boues.

La voie d'exposition par inhalation de composés volatils n'est pas considérée dans le cadre de ce mémoire. En effet, si un certain nombre de composés peuvent se volatiliser à partir des boues épandues (méthane, ammoniac, COV, sulfure d'hydrogène, protoxyde d'azote, etc.), une recherche bibliographique a montré que les émissions de méthane et d'ammoniac ont principalement lieu dans les jours qui suivent l'épandage (Robinson et Röper, 2003 ; Harmel et al., 1997 ; Ambus et al., 2001). En conséquence, le risque engendré par la volatilisation des composés présents dans les boues est de nature aiguë ; il n'est donc pas pris en compte.

**Enfin, les voies d'exposition à la terre amendée par des boues qui sont prises en compte dans le cadre de ce mémoire sont les suivantes :**

- **ingestion de végétaux cultivés sur les sols amendés ;**
- **ingestion de produits issus d'animaux nourris à partir de végétaux cultivés sur les sols amendés ;**
- **ingestion de sol amendé suite à sa déposition sur les mains ;**
- **inhalation de poussières provenant des sols amendés ;**
- **contact cutané avec le sol amendé.**

### C) Cibles

Les cibles potentiellement exposées, de façon directe ou indirecte, aux boues retenues dans le cadre de ce modèle d'évaluation des risques sont :

- ◆ les **consommateurs** (adultes et enfants), dont une partie des aliments est issue des parcelles amendées ;
- ◆ les **riverains** (adultes et enfants), vivant à proximité des parcelles épandues et dont une partie des aliments provient des parcelles amendées ;
- ◆ l'**agriculteur**, pratiquant des épandages de boues et travaillant ses terres amendées, vivant à proximité des parcelles épandues et dont une partie des aliments provient des parcelles amendées ;
- ◆ les **futurs résidents** (adultes et enfants), habitant sur des sols ayant été amendés par le passé, y jardinant, et dont une partie des aliments provient des parcelles amendées.

Les consommateurs, riverains et futurs résidents enfants sont supposés être exposés aux boues de 0 à 6 ans et les adultes de 6 à 70 ans. L'exposition de la cible agriculteur correspond à une exposition professionnelle d'une durée de 40 ans.

### D) Schéma conceptuel

Sur la base des hypothèses considérées, le schéma conceptuel de l'exposition suivant peut être proposé (figure 1).

Un certain nombre d'études s'étant intéressées à la problématique des seuils réglementaires applicables aux épandages de boues de station d'épuration raisonnaient par substance et par voie limitante, puisqu'elles visaient généralement la définition de valeurs seuils dans les boues calées sur une démarche d'évaluation des risques sanitaires (Duquet et Rossel, 1996 ; CSHPF, 1998). Dans cette approche, pour chaque substance, chacune des voies d'exposition identifiées comme pertinente est quantifiée indépendamment des autres (parfois même sous des hypothèses différentes), et le niveau de risque sanitaire retenu est le maximum obtenu pour la voie d'exposition dite critique. Cette approche ne permet pas de prendre en compte le cas de cibles exposées aux contaminants potentiellement présents dans les boues simultanément par différentes voies (NRC, 2002 ; Harrison et al., 1999).

Dans le cadre de la présente étude, une approche du risque intégrée est proposée, permettant de prendre en compte pour les cibles définies précédemment le risque résultant de l'exposition à des substances chimiques différentes et par des voies d'exposition différentes.

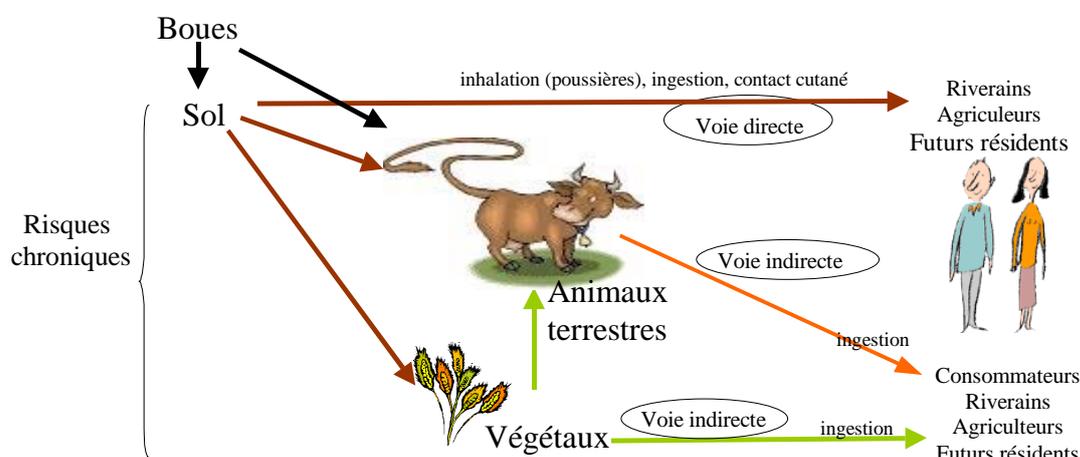


Figure 1 : schéma conceptuel de l'exposition des cibles au mélange des boues avec le sol.

## 2.1.2 Les substances prises en compte

### A) Substances sélectionnées pour l'évaluation des risques sanitaires

En vue d'évaluer les seuils relatifs à la composition en contaminants organiques et inorganiques des boues de station d'épuration destinées à être épandues, les substances sélectionnées seront celles pour lesquelles :

- des valeurs seuils existant dans l'arrêté du 8 janvier 1998 (tableau 1) et le projet de directive européenne (tableau 2, tableau 3 et tableau 4), et
- des valeurs toxicologiques de références sont disponibles.

Ce dernier critère de sélection conduit à ne pas analyser certains paramètres inclus dans le projet de directive européenne :

- Le paramètre AOX, regroupant les composés organo-halogénés, constitue un groupe très hétérogène incluant des substances très toxiques comme d'autres tout à fait inoffensives, et des substances très persistantes comme d'autres facilement dégradées (ILSI, 2003).
- Les LAS commerciaux présents sur le marché européen regroupent un certain nombre de composés, correspondant à 5 numéros CAS différents. Un LAS commercial est constitué du mélange de plus de 20 composés, dont la différence réside dans la longueur de la chaîne alkyl de ces composés et la position du groupement benzène sur cette chaîne (HERA, 2004). Des NOAEL par voie orale ont été déterminées à partir d'études expérimentales chez le rat vis-à-vis des effets critiques suivants : croissance, survie, poids absolu et relatif des organes, paramètres hématologiques, résultats d'analyse urinaire, activités des enzymes du foie et du rein, etc. (HERA, 2004). Cependant, aucun organisme de référence consulté (OMS, US EPA, ATSDR, OEHHA, Santé Canada, RIVM) ne propose de VTR pour les LAS. Considérant qu'un regard critique sur les études fournissant les NOAEL disponibles est nécessaire et que cette compétence relève d'organismes spécialisés, le paramètre LAS figurant dans le projet de directive européenne ne sera pas pris en compte par la suite.
- Le paramètre NPE, composé du nonylphénol et des nonylphénoéthoxylates avec 1 ou 2 groupements éthoxy, regroupe un nombre limité de composés. Cependant, si un NOAEL pour des effets histo-pathologiques sur le rein et un LOAEL pour des effets sur la reproduction ont été définis chez le rat pour la voie orale (Bontje et al., 2004), aucune VTR n'en a été extraite par des organismes de référence. En conséquence, ce paramètre ne peut pas être pris en compte dans cette évaluation des risques sanitaires.

### B) Persistance et dégradation des substances sélectionnées

Les ETM, qui n'offrent pas de possibilité de dégradation, sont supposés s'accumuler dans le sol (NRC, 2002 ; Joyeux, 2001). En revanche, les composés organiques subissent un certain nombre de phénomènes dans les sols, notamment de dégradation, qui modifient leur concentration dans le temps. Les vitesses de dégradation des composés organiques sont variables, leur demi-vie pouvant varier de quelques jours à plusieurs années (NCR, 2002). Pour chaque composé pris individuellement, les vitesses de dégradation dépendent des conditions environnementales. Le tableau suivant présente quelques données relatives à la vitesse de dégradation dans les sols des CTO pris en compte dans ce rapport. Il est cependant important de noter que la dégradation de la substance mère ne conduit pas forcément à une perte de toxicité ou de mobilité (en particulier vers les plantes), si des produits de dégradation toxiques et mobiles sont formés.

Groupe de composés	Données d'estimation de la vitesse de dégradation des CTO
HAP totaux	diminution de plus de 80 % 20 ans après l'épandage (NRC, 2002) fortement adsorbé par la matière organique du sol (ILSI, 2003) aptitude au lessivage faible (ILSI, 2003)
Benzo[a]pyrène	60% restant au bout de 30 ans après 25 épandages (NRC, 2002)
DEHP	la moitié reste à l'issue d'une année après l'épandage (NRC, 2002)
PCB	très persistant, demi-vie de plusieurs années (ILSI, 2003) fortement adsorbé par la matière organique du sol (ILSI, 2003) aptitude au lessivage faible (ILSI, 2003)
PCDD/PCDF	très persistant, demi-vie de plusieurs années (ILSI, 2003) fortement adsorbé par la matière organique du sol (ILSI, 2003) aptitude au lessivage faible (ILSI, 2003)

Tableau 5 : vitesse de dégradation des CTO dans les sols.

Au vu de ces données, seule la dégradation des HAP et du DEHP pour l'analyse du projet de directive européenne, et du benzo[a]pyrène pour l'analyse de la réglementation française seront prises en compte, en supposant une décroissance exponentielle de la concentration en ces composés. A partir des paramètres figurant dans le tableau ci-dessus, des demi-vies de 8,6 ans pour les HAP totaux, de 1 an pour le DEHP et de 40,7 ans pour le benzo[a]pyrène sont en effet calculées. Les PCB et les dioxines sont supposés s'accumuler dans les sols.

Du fait de la persistance de la plupart des contaminants pris en compte, la durée d'épandage va influencer sur les concentrations auxquelles les cibles seront exposées.

### C) Justification des spéciations prises en compte

Pour certains éléments traces métalliques, les spéciations influencent fortement les propriétés physico-chimiques et toxicologiques. Dans le cas présent, un choix raisonnable de spéciation a porté sur les éléments suivants : le chrome et le mercure.

- ◆ Le **chrome** est considéré uniquement sous l'état d'oxydation +III. En effet, les conditions environnementales sont majoritairement réductrices, et par conséquent la forme majoritaire du chrome dans l'environnement est le Cr<sup>III</sup> (Kimbrough et al., 1999). De plus, il apparaît, dans des expérimentations en microcosmes, que la population microbienne du sol a une action majoritairement réductrice sur le Cr<sup>VI</sup> (Bader et al., 1999).
- ◆ Les concentrations en **mercure** dans les sols ou dans les boues sont données en mercure total. Pour répartir cette concentration totale entre les spéciations organique et inorganique, on considère que le mercure est généralement présent à moins de 1% sous forme organique dans les sols (Gochfeld, 2003), et que ce principe peut être étendu au cas des sols amendés par des boues dans la mesure où celles-ci sont réparties dans au moins 100 fois leur masse de terre (cf. section 2.1.4). En conséquence, les concentrations en mercure inorganique dans les sols ou dans les boues sont prises égales à 99% de la concentration totale, et les concentrations en mercure organique sont prises égales à 1% de la concentration totale.

## 2.1.3 Fonctionnement de la filière d'épandage

### A) Pratiques d'épandage considérées

Il est considéré que, chaque année, un tiers de la surface épandable française reçoit des boues de station d'épuration, de sorte que chaque parcelle est épandue tous les trois ans.

Il s'agit, en effet, d'après les professionnels, de la pratique la plus répandue en France.

Les quantités de boues de station d'épuration apportées annuellement au sol sont supposées correspondre au tonnage maximal de 30 t MS/ha sur 10 ans défini dans l'article 7 de l'arrêté du 8 janvier 1998. Ainsi, considérant que chaque parcelle est épandue tous les trois ans, la présente évaluation considère un épandage de boues trisannuel d'environ 10 t MS/ha/an. Cette hypothèse est majorante. En effet, la valeur retenue est calée sur l'apport maximal sur 10 ans autorisé dans la réglementation, alors que dans la pratique, les besoins en phosphore du sol sont souvent satisfaits pour des apports de boues moindres. De plus, dans le cas de deux plans d'épandages concrets étudiés, les tonnages épandus étaient de 2,1 t MS/ha par épandage (soit environ 6,3 t MS/ha en 10 ans) et de 4,6 t MS/ha (soit environ 13,6 t MS/ha en 10 ans).

#### B) Durées d'épandage considérées

Dans le cadre de l'analyse des seuils relatifs à la qualité des boues destinées à l'épandage agricole, il est nécessaire de définir sur quelle durée et à quel horizon l'évaluation des risques sanitaires doit être valide. En effet, puisque les épandages de boues sont généralement répétés sur plusieurs années, l'EQRS doit considérer :

- à la fois les effets des composés introduits par les boues et de leurs métabolites ;
- l'application de boues au long terme ;
- l'accumulation potentielle des composés dans le sol.

Des démarches d'évaluation des risques sanitaires sur les épandages de boues de station d'épuration à l'échelle de différents pays ont déjà été réalisées et donnent un aperçu des choix possibles en matière de durée prise en compte dont le sens des résultats de l'évaluation dépend :

- Dans le cadre d'une méthodologie d'élaboration de valeurs limites pour les composés traces organiques dans les boues de stations d'épuration destinées à être utilisées en agriculture, un groupe d'experts de l'International Life Sciences Institute propose l'adoption d'une démarche d'évaluation des risques sanitaires afin de garantir l'innocuité des épandages à long terme (ILSI, 2003). Ce rapport propose, sans prendre de décision, les durées de 20, 50 ou 100 ans.
- Dans le cadre de la définition des seuils réglementaires sur les boues destinées à être épandues (Part 503) aux Etats-Unis, l'US EPA a réalisé une évaluation des risques sanitaires et environnementaux, dont l'objet est de fournir les concentrations dans les boues en différents contaminants en deçà desquelles les risques d'effets nocifs sont acceptables. La durée des épandages considérée par l'US EPA est de 100 ans. Cette valeur correspond au nombre d'applications de boues sur des sols agricoles nécessaire pour atteindre la charge limite cumulées en polluant définie réglementairement aux Etats-Unis (NRC, 2002). Cette valeur de 100 ans a donc un sens uniquement aux Etats-Unis.
- Une évaluation des risques sanitaires a été réalisée à l'échelle du territoire français en vue d'analyser certains seuils réglementaires européens (Joyeux, 2001). Dans un premier temps, cette étude considère que la totalité des contaminants introduits avec les boues lors d'un épandage a disparu lors de l'épandage suivant. Il n'est donc pas nécessaire de prendre en compte une quelconque durée d'épandage. Dans un second temps, afin de moduler les valeurs de risque obtenues, le cas d'une durée d'épandage de 100 ans, valeur transposée des Etats-Unis, est pris en compte.
- Duquet et Rossel (1996) proposent une méthodologie de détermination de valeurs seuils pour les micropolluants organiques dans les boues d'épuration incluant la prise

en compte du risque pour la santé des populations. Dans ce cadre, il est proposé d'évaluer les risques sanitaires résultants de l'épandage de boues de station d'épuration sur une période de 10 ans, car c'est sur cette durée que des recommandations existent dans la norme NF U 44-041 et que les apports sont raisonnés.

Dans le cadre de la présente évaluation, le choix est fait de considérer la pratique d'épandage sur des durées ayant un sens concret. Les valeurs suivantes sont retenues :

- 10 ans, qui correspond à la durée moyenne des autorisations préfectorales d'épandage ;
- 80 ans, durée qui correspond au travail de trois générations d'agriculteurs entre lesquelles la pratique d'épandage de boues se transmet. Cette valeur est considérée comme majorante et prend en compte la durabilité future de la filière d'épandage de boues.

La durée d'épandage et la durée d'exposition des cibles sont deux variables distinctes. L'agencement entre la durée d'exposition de chaque cible et la période d'épandage considérée est effectué selon des choix conservatoires (Figure 2 et Figure 3). Ainsi, que la durée d'épandage soit de 10 ou de 80 ans, les cibles « riverain » et « consommateur » enfants sont supposées être exposées les six dernières années où des épandages sont effectués. De plus, les cibles « consommateur » et « riverain » adultes ainsi que la cible « agriculteur » sont supposées être exposées :

- si la durée d'épandage est de 10 ans, pendant les 10 années que dure l'épandage auxquelles s'ajoutent 54 ans (« consommateur » et « riverain ») ou 30 ans (« agriculteur ») d'exposition après la fin des épandages.
- si la durée d'épandage est de 80 ans, pendant les 64 (« consommateur » et « riverain ») ou 40 (« agriculteur ») dernières années d'épandages (situation conservatoire).

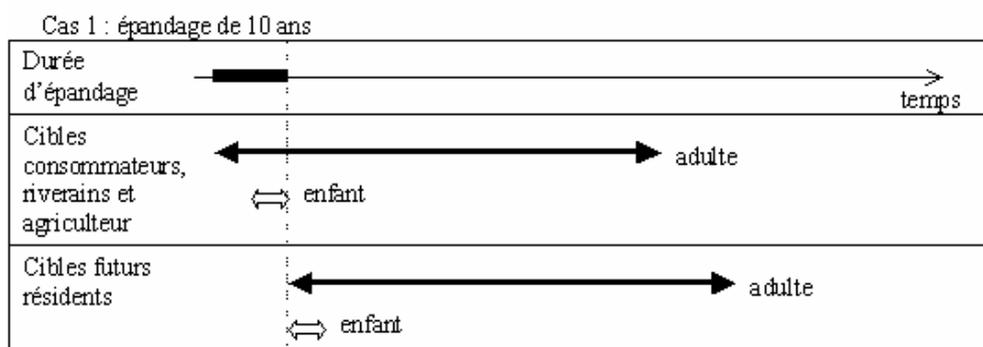


Figure 2 : agencement chronologique des durées d'exposition des différentes cibles par rapport à la période d'épandage de 10 ans.

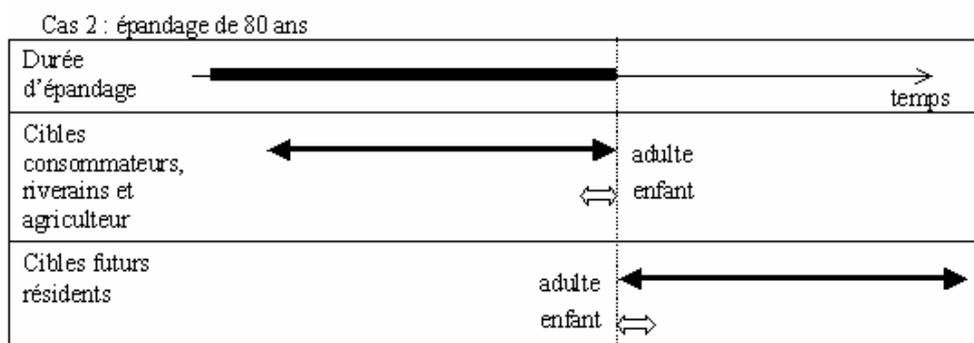


Figure 3 : agencement chronologique des durées d'exposition des différentes cibles par rapport à la période d'épandage de 10 ans.

Enfin, les cibles futurs résidents adulte et enfant sont exposés au mélange des boues dans le sol à partir de l'année suivant le dernier épandage de boues et pendant leur durée d'exposition (64 ou 6 ans).

### C) Caractéristiques des sols recevant des boues

Le choix du type de sol (texture, teneur en matières organiques, pH) sur lequel les boues sont épandues conditionne entre autres le transfert des contaminants du sol vers les végétaux. Il est donc déterminant. La variabilité spatiale des sols agricoles français rend cependant ce choix difficile. A défaut de données relatives à la distribution des paramètres texture, teneur en matières organiques et pH à l'échelle de la SAU, il est proposé de mener cette évaluation sur la base d'un sol argilo-limoneux, un peu calcaire, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1 %. Il s'agit d'un sol compatible avec la culture de plusieurs espèces végétales, qui est donc vraisemblable, mais au sujet duquel aucune donnée de représentativité ne peut être fournie.

### D) Sélection des cultures prises en compte

#### ◆ Sélection des cultures agricoles réalisées sur les parcelles amendées

Cette évaluation des risques sanitaires a pour vocation d'analyser le niveau de risque associé aux valeurs seuils réglementaires dans le cadre de scénarios d'exposition « moyens », c'est à dire représentatifs de la situation française d'épandages de boues de stations d'épuration en France. En conséquence, les cultures sur lesquelles les épandages de boues sont réalisés en France ont été regroupées (Piqué, 2004). Cependant, afin de simplifier le modèle, elles n'ont pas toutes été prises en compte et ont été sélectionnées selon les critères suivants :

- (1) pertinence du groupe de culture (les indicateurs du type jachère ou encore engrais vert n'ont pas été pris en compte car ils regroupent plusieurs genres végétaux et sont donc ingérables par la suite) ;
- (2) l'existence de facteurs de bioconcentration (BCF) : toute culture pour laquelle aucun BCF n'est disponible est éliminée ;
- (3) le pourcentage de la surface amendée par des boues<sup>11</sup> : toute culture représentée sur plus de 1% de la surface amendée est systématiquement sélectionnée ;
- (4) le pourcentage de la surface amendée occupé par le type de culture combiné avec l'aptitude de la culture à accumuler le plomb (choisi pour sa toxicité) et le zinc (choisi pour le fait qu'au vu des premiers essais, il tire le risque par ingestion de végétaux) : toute culture non sélectionnée selon le critère (3) et ne satisfaisant pas le critère (pourcentage de la surface amendée) x (BCF plomb + BCF zinc) > 10<sup>-3</sup> est éliminée.

Ainsi, selon cette démarche (annexe 3), les 10 cultures suivantes sont sélectionnées : betterave sucrière, blé, colza, chicorée, maïs, orge, pomme de terre, prairie, ray grass italien et tournesol.

#### ◆ Sélection des cultures du jardin réalisées par les futurs résidents

Les cultures du jardin considérées sont les cultures prises en compte dans le cadre de l'élaboration des Valeurs de Constat d'Impact (Bonnard et al.,2001) pour le scénario usage

---

11 Le complémentaire à 100% des pourcentages fournis par Piqué (2004), soit 6,41%, est considéré dans le cadre de ce mémoire être composé de prairie et de ray grass italien.

sensible. Il s'agit des 12 cultures suivantes : pomme de terre, carotte, poireau, navet, radis, salade, tomate, haricot vert, chou, courgette, petit pois et fruits.

#### **2.1.4 Teneurs en substances chimiques prises en compte**

Quelle que soit la durée d'épandage considérée, la durée d'exposition des cibles au mélange boues-sol est identique : 6 ans pour les enfants et 64 ans pour les adultes. C'est en revanche la concentration moyenne à laquelle elles sont exposées pendant leur durée d'exposition qui est variable.

La démarche adoptée consiste à calculer une concentration à laquelle les cibles sont exposées moyennée sur leur durée d'exposition.

##### **◆ Contration moyenne attribuable aux boues**

Cette concentration à laquelle les cibles sont exposées moyennée sur leur période d'exposition est calculée en faisant le produit de la concentration dans les boues, d'un facteur de dilution des boues dans le sol et d'un facteur d'exposition spécifique à chaque cible et à chaque substance chimique.

Le facteur de dilution massique des boues dans le sol est obtenu en faisant le rapport de la masse de boues apportée par unité de surface sur la masse de terre dans laquelle ces boues vont être mélangées. Cette masse de terre, dans laquelle les boues sont mélangées, est déterminée à partir de la densité des sols amendés et de la profondeur d'enfouissement des boues. Le paramètre « masse volumique de la terre de surface du sol amendé » est pris égal à  $1,7 \cdot 10^{-3} \text{ kg/m}^3$ , ce qui représente une valeur moyenne au niveau national. Concernant la profondeur d'enfouissement de la boue, elle a été estimée à 0,3 m (la profondeur de labour) suite aux questions posées à des agriculteurs.

Le facteur d'exposition à une substance chimique apportée par les boues est la moyenne de facteurs d'exposition calculés par itération (avec un pas de une année) sur toute la durée d'exposition des cibles et prenant chacun en compte les phénomènes, d'une part d'apport par l'épandage annuel d'un tiers de la surface épandable française, et d'autre part, de dégradation de la substance chimique apportée les années antérieures. Ainsi, par exemple, dans le cas d'un épandage de 10 ans et en s'intéressant aux cibles « consommateur » et « riverain » adultes, des facteurs d'exposition annuels sont calculés : conformément aux hypothèses sur les relations entre durée d'épandage et durée d'exposition (Figure 2), ils prennent en compte, pendant les 10 années d'épandage, les apports de boues annuels ainsi que la dégradation des apports antérieurs, et pendant les 54 années d'exposition restantes, uniquement la dégradation des substances apportées par les boues. Le graphique qui suit (figure 4) présente, toujours dans le cadre de cet exemple, l'évolution dans le temps des facteurs d'exposition annuels au plomb, au benzo[a]pyrène et au DEHP.

Les facteurs d'exposition globaux des cibles « consommateur » et « riverain » adultes au plomb, au benzo[a]pyrène et au DEHP sont calculés en faisant la moyenne sur 64 ans de ces facteurs annuels.

##### **◆ Contration moyenne attribuable au fond géochimique et aux boues**

Les teneurs en substances chimiques correspondant au bruit de fond géochimique sont supposées correspondre à un état d'équilibre et donc être constantes dans le temps. Puisque seuls les éléments apportés par les boues sont variables, les concentrations moyennes attribuables au fond géochimique et aux boues sont égales à la somme des concentrations dans le sol caractéristiques du fond géochimique et de la concentration moyenne attribuable aux boues calculée précédemment.

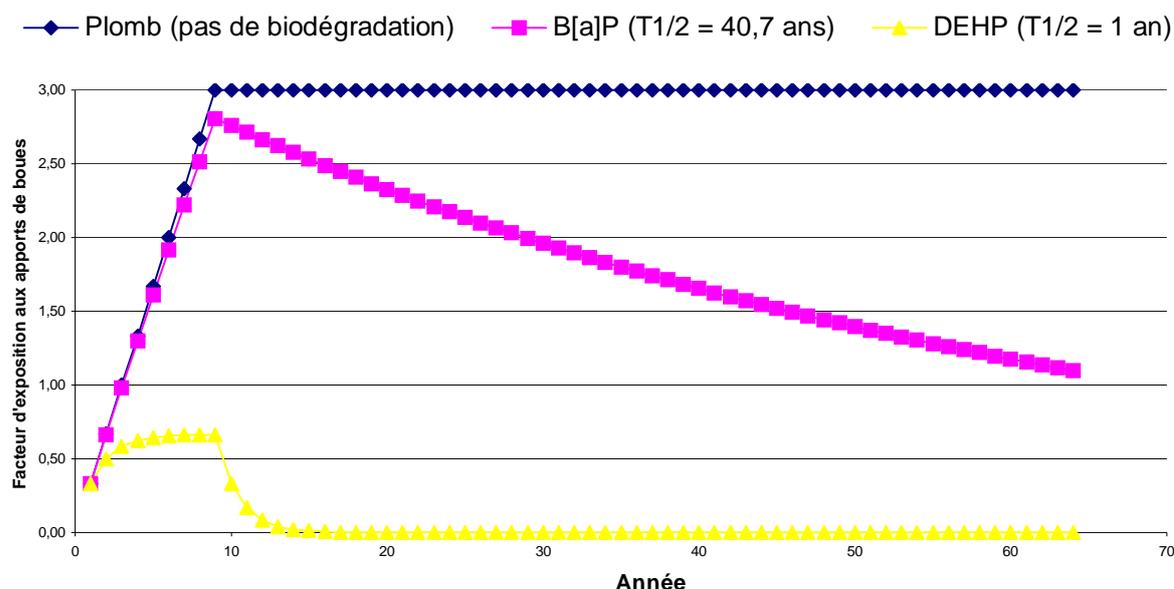


Figure 4 : évolution des facteurs d'expositions annuels des cibles « consommateur » et « riverain » adultes aux apports de boues pour une durée d'épandage de 10 ans.

## 2.2 Evaluation de la toxicité

L'identification du potentiel dangereux (cf. annexe 4) et l'évaluation des relations dose-réponse (cf. annexe 5 et annexe 6) des substances incluses dans la réglementation française ont été réalisées par l'INERIS préalablement au début de mon mémoire. J'ai donc bénéficié de ce travail. Le tableau 6 et le tableau 7 synthétisent les choix des relations dose-effet réalisés dans le cadre de la présente étude.

	Effets sans seuil	
	voie orale	voie inhalation
	ERU <sub>o</sub> (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	ERU <sub>i</sub> (mg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>
cadmium	pv	1,8 [US EPA, 1992]
chrome III	nc	nc
cuiivre	nc	nc
mercure inorganique	nc	nc
mercure organique	nc	nc
nickel	pv	0,38 [OMS, 2000]
plomb	nc	nc
sélénium	nc	nc
zinc	nc	nc
dioxines	nc	nc
PCB * (7 congénères)	Enfant : 2 Adulte : 0,4 [US EPA, 1997]	<i>Enfant : 1,0 Adultes : 0,1</i>
benzo[a]pyrène	0,2 [RIVM, 2001]	1,1 [OEHHA, 2002]
benzo[b] fluoranthène	0,02 [RIVM, 2001] + FET	0,11 [OEHHA, 2002] + FET
fluoranthène	2.10 <sup>-4</sup> [RIVM, 2001] + FET	1,1.10 <sup>-3</sup> [OEHHA, 2002] + FET
HAP européens	0,2 [RIVM, 2001]	1,1.10 <sup>-3</sup> [OEHHA, 2002] + FET
DEHP	1,4.10 <sup>-2</sup> [US EPA, 1988]	nc

pv : pas de valeur ; nc : non concerné ; \* PCB 28, 52, 101, 118, 138, 1523 et 180 ; \*\* acénaphthène, benzo[b]k]fluoranthène, benzo[ghi]pérylène, benzo[a]pyrène, fluorène, fluoranthène, indéno[123-cd]pyrène, phénanthrène et pyrène ; DJTo : dose journalière tolérable par voie orale ; CT : concentration tolérable ; ERU<sub>o</sub> : excès de risque unitaire par voie orale ; ERU<sub>i</sub> : excès de risque unitaire par voie inhalation ; FET : facteur d'équivalence toxique  
En italique : valeurs dérivées

Tableau 6 : VTR sélectionnées pour les effets chroniques sans seuil des substances.

	Effets à seuil			
	voie orale		voie inhalation	
	DJTo mg/kg.j	effet critique	CT mg/m <sup>3</sup>	effet critique
cadmium	10 <sup>-3</sup> [US EPA, 1985]	rein	2.10 <sup>-5</sup> [OEHHA, 2003]	rein, appareil respiratoire
chrome III	1,5 [US EPA, 1998]	non précisé	6.10 <sup>-2</sup> [RIVM, 2001]	non précisé
cuiivre	0,14 [RIVM, 2001]	non précisé	10 <sup>-3</sup> [RIVM, 2001]	non précisé
mercure inorganique	nc		3.10 <sup>-4</sup> [US EPA, 1995]	système nerveux
mercure organique	10 <sup>-4</sup> [US EPA, 2001]	développement neuropsychologique	nc	
nickel	0,02 [US EPA, 1996]	croissance	5.10 <sup>-5</sup> [RIVM, 2001]	app respiratoire
plomb	3,5.10 <sup>-3</sup> [OMS, 2004]	rein système immunitaire système nerveux périphérique développement neuropsychologique	5.10 <sup>-4</sup> [OMS, 2000]	plombémie
sélénium	5.10 <sup>-3</sup> [US EPA, 1991]	sélénose	nc	
zinc	0,3 [US EPA, 1992]	sang	pv	
dioxines	1.10 <sup>-9</sup> [OMS, 2000]	système immunitaire développement neuropsychologique reproduction	<i>Enfant : 1,8.10<sup>-9</sup> Adulte : 3,2.10<sup>-9</sup></i>	<i>reproduction</i>
PCB * (7 congénères)	2.10 <sup>-5</sup> [OMS, 2003]	système immunitaire œil	0,5.10 <sup>-3</sup> [RIVM, 2001]	croissance foie
benzo[a]pyrène	nc		nc	
benzo[b] fluoranthène	nc		nc	
fluoranthène	4.10 <sup>-2</sup> [US EPA, 1993]	foie	pv	
HAP européens**	3.10 <sup>-2</sup> [US EPA, 1993]	rein	pv	
DEHP	2.10 <sup>-2</sup> [US EPA, 1987]	foie	nc	

pv : pas de valeur ; nc : non concerné ; \* PCB 28, 52, 101, 118, 138, 1523 et 180 ; \*\* acénaphthène, benzo[bjk]fluoranthène, benzo[ghi]pérylène, benzo[a]pyrène, fluorène, fluoranthène, indéno[123-cd]pyrène, phénanthrène et pyrène ; DJTo : dose journalière tolérable par voie orale ; CT : concentration tolérable ;  
En italique: valeurs dérivées

Tableau 7 : VTR sélectionnées pour les effets chroniques à seuil des substances retenues.

Pour le paramètre HAP européens, les VTR retenues sont, pour chaque type d'effet, les VTR les plus contraignantes parmi celles des substances incluses, à savoir acénaphthène, benzo[bjk]fluoranthène, benzo[ghi]pérylène, benzo[a]pyrène, fluorène, fluoranthène, indéno[123-cd]pyrène, phénanthrène et pyrène. De cette façon, le risque associé à la prise en compte de ce paramètre est majoré. Ainsi, la VTR retenue est celle du pyrène pour les effets à seuil et celle du benzo[a]pyrène pour les effets sans seuils.

## 2.3 Evaluation de l'exposition

### 2.3.1 Budget espace-temps de chacune des cibles

Il est supposé que les **consommateurs** de produits issus de parcelles amendées ne fréquentent pas ces parcelles.

Pour les **riverains**, il est supposé qu'ils se promènent aux abords des parcelles amendées uniquement pendant la moitié de l'année la plus propice. Pour les riverains adultes, il est ainsi considéré qu'ils sont exposés 1 heure par jour, un jour par semaine, pendant 26 semaines (soit 26 jours d'exposition). Pour les riverains enfants, il est considéré qu'ils sont exposés 2 heures par jour, tous les jours des 8 semaines de vacances d'été et 2 jours par semaines durant les 18 autres semaines propices à la promenade (soit  $7 \times 8 + 2 \times 18 = 92$  jours d'exposition).

Pour les **agriculteurs**, le cas majorant d'un céréalier présent sur ses champs toute l'année sauf les trois mois d'hiver (270 jours d'exposition) a été choisi. La durée journalière d'exposition moyenne a elle-même été choisie de façon majorante à 8 h/j. Ces valeurs ont été choisies en l'absence de données disponibles auprès d'organismes professionnels, sur la base des témoignages recueillis auprès d'agriculteurs rencontrés dans le cadre de la présente étude.

Les **futurs résidents**, qui habitent sur des sols anciennement amendés, sont exposés aux boues à la fois en plein air et dans leur habitation, mais à des doses différentes. L'adulte comme l'enfant sont considérés être exposés tous les jours de l'année. L'adulte passe :

- dans le jardin, 1h/j en hiver et 3h par jours en semaine et 12h/j le week-end en été ;
- dans l'habitation, 14 h/j en semaine et 23 h/j le week-end en hiver et 12h/j en été.

L'enfant passe :

- dans le jardin, 1h/j en hiver et 8 h/j en été ;
- dans l'habitation, 23 h/j en hiver et 16 h/j en été.

Pour chacune de ces cibles, les fréquences d'exposition journalière retenues pour réaliser les calculs d'évaluation de risques sanitaires sont données dans le tableau 8 ci-dessous.

	Consommateurs		Riverains		Agriculteurs	Futurs résidents	
	adultes	enfants	adultes	enfants	adultes	adultes	enfants
Durée journalière d'exposition aux parcelles amendées (h/j)	0	0	1,0	2,0	8,0	extérieur : 3,3 intérieur : 14,3	extérieur : 4,5 intérieur : 19,5
Jours d'exposition dans l'année (j/an)	0	0	26	92	270	365	365
Fréquence d'exposition (-)	0	0	0,003	0,021	0,247	extérieur : 0,138 intérieur : 0,596	extérieur : 0,188 intérieur : 0,813

*Tableau 8 : caractéristiques d'exposition des différentes cibles adultes et enfants aux parcelles amendées.*

## 2.3.2 Paramètres de transfert

### A) Contact cutané avec les terres amendées

La modélisation de l'absorption cutanée de substances présentes dans le sol et les poussières issues du sol se fait par l'utilisation d'un taux d'absorption dermique depuis le sol, spécifique à chaque substance. Ces taux sont présentés dans l'annexe 7.

### B) Transfert vers les végétaux cultivés

#### a) *Modélisation des transferts sol – plante par des facteurs de bioconcentration*

Le transfert vers les végétaux cultivés sur les sols amendés est estimé par l'utilisation d'un facteur de bioconcentration (BCF). Celui-ci est issu en priorité de la littérature, en sélectionnant uniquement les expérimentations les plus proches des conditions d'épandage observées dans le cas de la présente étude (sol amendés, quantité de boue apportée, expérimentation de plein champ privilégiée...). Cette sélection de BCF est réalisée à partir d'une base de données complète (Lever, 2004). Les différentes valeurs de BCF issues de la littérature retenues pour les cultures agricoles (betterave sucrière, blé, colza, maïs, orge, tournesol, pomme de terre, prairie, ray grass italien et chicorée) et les cultures issues du jardinage (pomme de terre, carotte, poireau, navet, radis, salade, tomate, haricot, chou, courgette, petit pois et fruits) sont présentés dans l'annexe 8.

En l'absence de BCF pour certaines substances et pour certains végétaux, il est procédé à des rapprochements entre végétaux dont la partie comestible est de même nature physiologique : ainsi des valeurs de BCF sont transposées entre différents légumes racines, entre différents légumes feuilles et entre différents légumes fruits et les fruits. Si aucune valeur de la bibliographie ne peut être exploitée, alors, la valeur du BCF est estimée selon les relations empiriques suivantes.

pour les organiques

$$\log \text{BCF} = 1,588 - 0,578 \times \log K_{ow}$$

[Briggs et al., 1982]

pour les inorganiques

$$\ln \text{BCF} = 2,67 - 1,12 \times \ln K_d$$

[Baes, 1982]

Puisque les données de consommation de végétaux sont fournies pour des catégories d'aliments (céréales, légumes racines, légumes feuille, légumes fruits, pommes de terre, fruits), un BCF moyen a été calculé pour chacune de ces catégories et pour les herbes destinées aux animaux :

- dans le cas des cultures agricoles, par pondération des BCF spécifiques à chaque culture par le pourcentage de la surface épandable française dédiée à cette culture (Piqué, 2004) ;
- dans le cas des cultures du jardin, par pondération des BCF spécifique à chaque type de végétal par sa consommation auto-produite (Bonnard et al., 2001).

Les facteurs de bioconcentration retenus issus de cette pondération sont présentés dans l'annexe 9.

#### b) *Déposition atmosphérique*

Des particules de sols peuvent être plaquées sur la partie aérienne des végétaux par déposition sèche ou humide. La formule présentée en annexe 10 décrit ce phénomène (Shell, 1995).

La prise en compte du phénomène de déposition atmosphérique en plus de la modélisation du transfert sol-plante par des BCF peut être redondante dans le cas où les études fournissant les BCF ont été menées en plein champ et dans des conditions climatiques comparables aux conditions en France. Cependant, puisque les conditions climatiques sont rarement précisées dans ces mêmes études fournissant des BCF, le phénomène de déposition sera pris en compte systématiquement pour tous les végétaux dont les parties comestibles sont aériennes.

### C) Transfert vers les animaux élevés avec les végétaux cultivés

Le transfert vers les animaux est estimé par l'utilisation d'un facteur de bioaccumulation (BAF), qui donne le rapport de la concentration en une substance dans l'animal (le muscle puisqu'il s'agit de la partie la plus consommée) sur la concentration en cette même substance dans une matrice initiale (aliment, sol, boues...).

Les valeurs de BAF sont issues en priorité de la littérature, en sélectionnant uniquement les expérimentations les plus proches des conditions observées dans le cas de la présente étude (sol amendés, quantité de boue apportée, expérimentation de plein champ privilégiée...). Si aucune valeur de la bibliographie ne peut être exploitée, alors, la valeur du BCF est estimée selon des relations empiriques.

La seule relation empirique utilisée dans le cadre de la présente étude est celle de Travis and Arms [1988], qui a été déterminée pour la bioaccumulation des substances organiques dans la viande de bœuf selon l'équation :

$$\log \text{BAF}_{\text{bœuf}} = -7,735 + 1,033 \times \log K_{\text{ow}}$$

Un animal accumule des substances chimiques par l'ingestion de sol amendé par les boues, d'herbes et de céréales cultivées sur les parcelles amendées.

Des BAF ont été recherchés pour chaque catégorie de produits animaux (définis par CIBLEX (2003) : bœuf, mouton, porc, volaille, œuf, lait...) et pour chaque composant de l'alimentation. Des valeurs n'ont été trouvées dans la littérature, ou par les formules empiriques, que pour trois catégories d'animaux (bœuf, mouton et porc), et pas pour la totalité des substances retenues dans le cadre de la présente étude. La quantification ne pourra se faire que sur les données existantes. La part des trois composants sol, herbes et céréales dans l'alimentation du bœuf, du mouton et du porc est fournie dans le Tableau 9.

	sol	herbes	céréales
Boeuf	4 %	10 %	86 %
Mouton	4 %	96 %	0 %
porc	4 %	0 %	96 %
source	Laurent et al., 2003	Données fournies par un expert de l'ENSAIA	

Tableau 9 : rations alimentaires du bœuf, du mouton et du porc.

Un BAF global pour chaque substance et pour chaque animal a été calculé à partir d'une part de la ration alimentaire donnée ci-dessus et d'autre part des valeurs de BCF déterminées précédemment. Ce BAF global donne le rapport de la concentration en une substance dans la partie comestible de l'animal sur la concentration en cette même substance dans le sol amendé, selon la formule générale :

$$\text{BAF}_{\text{global}} = P_{\text{sol}} \times \text{BAF}_{\text{sol}} + P_{\text{herbes}} \times \text{BCF}_{\text{herbes}} \times \text{BAF}_{\text{herbes}} + P_{\text{céréales}} \times \text{BCF}_{\text{céréales}} \times \text{BAF}_{\text{céréales}}$$

où  $P_{\text{sol}}$ ,  $P_{\text{herbes}}$  et  $P_{\text{céréales}}$  désignent respectivement la proportion de sol, d'herbes et de céréales dans la ration alimentaire de l'animal.

Les valeurs de BAF globaux utilisées dans le cadre de ce rapport sont données dans l'annexe 11.

### 2.3.3 Paramètres d'exposition

#### A) Paramètres physiologiques des cibles

Les paramètres physiologiques de l'exposition utilisés dans le cadre de la présente étude sont mentionnés dans le tableau 10.

	Valeur pour l'adulte (6-70 ans)	Valeur pour l'enfant (0-6 ans)
masse corporelle	70 kg * [US EPA, 1997]	15 kg [US EPA, 1997]
surface corporelle totale	1,815 m <sup>2</sup> [US EPA, 1997]	0,656 m <sup>2</sup> [US EPA, 2004]
volume respiratoire	20 m <sup>3</sup> /j [Veerkamp and ten Berge, 1994]	7,6 m <sup>3</sup> /j [Veerkamp and ten Berge, 1994]

\* Valeur moyenne entre les données propres à l'homme et les valeurs propres à la femme

Tableau 10 : paramètres d'exposition des cibles adultes et enfants.

#### B) Contact des cibles avec la terre en provenance de parcelles amendées

Le contact avec la terre amendée concerne uniquement les cibles « riverains », « futurs résidents » et « agriculteur ».

##### a) Contact cutané avec la terre amendée

Pour la voie contact cutané avec les terres amendées, le modèle utilisé nécessite de connaître la quantité de sol déposée sur la peau pour chacune des cibles adultes et enfants. Cette quantité est estimée principalement par l'US EPA (2004) pour plusieurs configurations. Les choix effectués sont donnés dans le tableau 11.

	Riverain adulte	Riverain enfant	Agriculteur adulte
quantité de terre sur la peau	0,003 kg/m <sup>2</sup>	0,0051 kg/m <sup>2</sup>	0,004 kg/m <sup>2</sup>
commentaire	valeur correspondant à un résidant faisant du jardinage et basée sur le 95 <sup>ème</sup> percentile donné par l'US EPA (2004).	valeur issue de van den Berg (1994) et Shell (1995), correspondant pratiquement au 95 <sup>ème</sup> percentile donné par l'US EPA (2004) pour un enfant jouant avec un sol sec.	valeur correspondant à l'activité spécifique agriculteur et basée sur le 95 <sup>ème</sup> percentile donné par l'US EPA (2004).

Tableau 11 : quantité de terre déposée sur la peau.

##### b) Inhalation de poussières issues des parcelles amendées

La quantité de poussières respirées est estimée à partir de la concentration en poussières dans l'air inhalé et du facteur de rétention des particules dans les poumons. Le tableau 12 présente les valeurs de ces paramètres retenues pour les différentes cibles considérées. La valeur de ces deux paramètres pour la cible « agriculteur » (Caillaud, 2002) est spécifique aux conditions d'exposition aux poussières dans un tracteur ouvert.

Il est de plus considéré que :

- la moitié des poussières de l'air extérieur proviennent du sol amendé (Veerkamp and ten Berge, 1994) ;

- 35 % des poussières de l'air intérieur proviennent du sol amendé, puisque qu'il est supposé que 70% des poussières de l'air intérieur viennent de l'extérieur.

Pour chaque cible, la concentration inhalée en une substance est donc obtenue en faisant le produit de la concentration en poussières dans l'air inhalé avec le facteur de rétention des particules dans les poumon, la fraction de sol dans l'air inhalé et la concentration en la substance dans le sol.

		riverain et futur résident adultes	riverain et futurs résidents enfants	agriculteur
		Veerkamp and ten Berge, 1994		Caillaud, 2002
concentration en poussières dans l'air inhalé	kg/m <sup>3</sup>	7.10 <sup>-8</sup>	7.10 <sup>-8</sup>	2.10 <sup>-5</sup>
facteur de rétention des particules dans les poumons	-	0,75	0,75	0,1

Tableau 12 : Paramètres d'estimation de la quantité de poussières respirées.

### c) Ingestion de terre amendée

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

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

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

A partir de ces éléments, les valeurs suivantes pourront être retenues :

- une quantité de **50 mg de sol et de poussières ingérée par jour** d'exposition pour les cibles « **riverain** » et « **futur résident** » adultes ;
- une quantité de **480 mg de sol et de poussières ingérée par jour** d'exposition pour une cible « **agriculteur** ».

Pour les cibles enfant, quel que soit le scénario, de nombreuses études de mesure d'ingestion de particules de sol ont été menées (Binder et al., 1986 ; Clausing et al., 1987 ; Calabrese et al., 1989 ; van Wijnen et al., 1990 ; Calabrese et Stanek, 1991 ; Stanek et Calabrese, 2000). Les valeurs moyennes se situaient entre 39 mg/j et 271 mg/j de terre ingérée, avec une moyenne globale de 146 mg/j de terre ingérée et 191 mg/j de terre et poussières ingérées. En tenant compte de ces études, l'US EPA (1997) a estimé que 100 mg/j était une valeur moyenne représentative de l'ingestion de particules de sol par les enfants de moins de six ans. A partir de ces données, une quantité moyenne de **150 mg par jour de terre ingérée par les cibles « futur résident » et « riverain » enfants** a été retenue pour les scénarios étudié ici, ce qui semble constituer une estimation raisonnablement conservatoire mais non aberrante (cette valeur est devenue largement conventionnelle dans les évaluations de risque sanitaire en France).

C) Consommation de produits végétaux et animaux en provenance des parcelles amendées

a) *Consommation de produits végétaux*

La caractérisation la voie d'exposition ingestion de produits végétaux nécessite la connaissance de deux paramètres : la **consommation journalière** des produits végétaux pris en compte, et la **fraction de ces produits consommés susceptible d'avoir été cultivée sur des parcelles amendées**.

La base de donnée CIBLEX (2003) propose des valeurs de consommation au niveau national pour les cibles adultes et enfants pour des catégories d'aliments : légumes feuilles, légumes racines, légumes fruits, pommes de terre, céréales. Les quantités journalières consommées par les différentes cibles et extraites de cette base de données sont mentionnées dans le tableau 13 pour ces catégories.

Catégorie d'aliments	Consommation journalière de végétaux (kg/j)	
	adulte	enfant
céréales	0,187	0,106
légumes racines	0,029	0,018
potatoes de terre	0,065	0,049
légumes feuilles	0,044	0,020
légumes fruits	0,181	0,115

Tableau 13 : quantités journalières de végétaux consommés par les différentes cibles adultes et enfants.

**Pour les cibles « consommateurs », « riverains » et « agriculteur »**, la voie ingestion de produits végétaux est uniquement dépendante de l'entrée, dans l'alimentation des cibles, des cultures agricoles. Pour ces cibles, la fraction d'aliments d'origine végétale provenant des parcelles impliquées dans l'épandage des boues de station d'épuration est prise comme égale à 3%, le pourcentage de la surface agricole utile épandue. Il est considéré, dans le cas de ces cibles, que la pratique d'épandage ne s'applique pas aux cultures réalisées en autarcie.

En revanche, **pour les « futurs résidents »**, la voie ingestion de produits végétaux dépend non seulement des cultures agricoles effectuées sur de parcelles anciennement amendées, mais aussi des cultures effectuées par la cible dans son jardin sur des sols ayant également reçu des boues par le passé.

Catégorie d'aliments	Fraction de végétal consommé concerné par l'épandage	
	pour les végétaux d'origine agricole	pour les végétaux issus du jardin
céréales	3 %	aucune céréale n'est cultivée en jardin
légumes racines	3 %	24,3 %
potatoes de terre	3 %	23,7 %
légumes feuilles	3 %	26,4 %
légumes fruits	3 %	13,1 %

Tableau 14 : fraction de chaque catégorie d'aliment végétal concerné par l'épandage de boues pour les futurs résidents.

Pour ces cibles « futurs résidents », la fraction d'aliment végétal concernée par l'épandage de boues est composée des 3% d'aliments provenant de parcelles agricoles amendées et du

pourcentage de d'aliments produits en autarcie, par le biais du jardinage. Les pourcentages de production en autarcie sont fournis par la base de donnée CIBLEX (2003) au niveau national. La fraction de chaque catégorie d'aliment cultivé sur des parcelles amendées est présentée dans le Tableau 14.

En complément à ces données CIBLEX, la consommation de fruits autoproduits représente 1,5 g/j pour l'adulte et 8 g/j pour l'enfant (Bonnard et al.,2001).

#### b) Consommation de produits animaux

La base de donnée CIBLEX (2003) propose des valeurs de consommation au niveau national pour les cibles adultes et enfants pour les catégories d'animaux pour lesquelles des données de BAF sont disponibles (cf. section 2.3.2C)) : bœuf, mouton et porc. Les quantités journalières consommées par les différentes cibles sont mentionnées dans le tableau 15 pour ces trois catégories.

Catégorie d'animaux	Consommation journalière de produits animaux (kg/j)	
	adulte	enfant
bœuf, veau, cheval	0,043	0,028
mouton, agneau	0,027	0,015
porc	0,062	0,035

Tableau 15 : quantités journalières de produits animaux consommés par les différentes cibles adultes et enfants.

**Pour les cibles « consommateurs »**, la fraction d'aliments d'origine animale provenant des parcelles impliquées dans l'épandage des boues de station d'épuration est prise comme égale à 3%, le pourcentage de la surface agricole utile épandue.

**Pour les cibles « riverains », « futurs résidents » et « agriculteurs »**, vivant à proximité de parcelle concernées par l'épandage de boues, la fraction d'aliments animaux concernés par des épandages est constitué de la somme des 3% d'aliments provenant de parcelles amendées et du pourcentage de ces aliments produits en autarcie. En effet, il est considéré que les animaux élevés par des particuliers sont nourris à partir végétaux issus de sols ayant été amendés. Les pourcentages de production en autarcie sont donnés par CIBLEX (2003) au niveau national, et sont repris dans le tableau 16 en distinguant les différentes cibles. La fraction d'aliments provenant des parcelles épandues figure également dans le tableau 16.

	« Riverains » et « futurs résidents »		Agriculteurs	
	production en autarcie	fraction d'aliments concernée par l'épandage	production en autarcie	fraction d'aliments concernée par l'épandage
bœuf, veau, cheval	2,8%	5,8%	36,5%	39,5%
mouton, agneau	4,4%	7,4%	43,5%	46,5%
porc	3,7%	6,7%	29,2%	32,2%

Tableau 16 : production animale en autarcie, et fraction d'aliments concernés par l'épandage.

## 2.4 Caractérisation du risque

Pour chaque substance et chaque voie d'exposition, l'exposition est quantifiée sous la forme d'indices de risque (IR) ou de quotients de danger (QD) pour les effets à seuil, selon l'expression :

$$IR = QD = \frac{\text{exposition reçue}}{\text{valeur toxicologique de référence}}$$

Lorsque l'indice de risque ou le quotient de danger est inférieur à 1, la survenue d'un effet toxique est considérée comme exclue, même pour les populations sensibles, au regard des connaissances scientifiques disponibles. Au-delà du niveau de référence de 1, la possibilité d'apparition d'un effet toxique ne peut plus être exclue. Cette possibilité apparaît d'une manière générale d'autant plus forte que l'indice de risque ou le quotient de danger augmente. Mais ce degré de vraisemblance n'est pas linéaire par rapport à l'indice de risque ou au quotient de danger.

Pour chaque substance et voie d'exposition, l'exposition est quantifiée sous la forme d'excès de risque individuel (ERI) pour les effets sans seuil, selon l'expression :

$$ERI = (\text{exposition reçue}) \times (\text{valeur toxicologique de référence})$$

Les niveaux de référence pour les effets sans seuil varient d'un pays à l'autre et d'un contexte à l'autre. Cette gamme de variation s'étend de  $10^{-6}$  à  $10^{-4}$ .

Le cumul des effets entre voies et substances est traduit par l'addition des indices de risque ou des excès de risque individuel :

- pour les effets à seuil, l'additivité des indices de risque ou des quotients de danger entre voies et substances des effets toxiques est retenue comme hypothèse pour des substances produisant le même effet toxique sur le même organe par le même mécanisme d'action<sup>12</sup> ;
- pour les effets sans seuil (cancérogènes), le cumul des ERI repose sur le constat que les cancers, quel que soit leur point de départ, se généralisent. Cette somme de probabilités conduit à estimer un risque cancérogène global et correspond à l'hypothèse d'une indépendance des effets cancérogènes des différentes substances<sup>13</sup>.

---

<sup>12</sup> Dans le cadre de la caractérisation des risques d'effets à seuil, le choix a été fait de procéder à une sommation des indices de risque du plomb avec les indices de risques associés à toutes les autres substances ayant un effet commun avec le plomb. En effet, la VTR de l'OMS correspond à la dose d'exposition telle qu'il n'y a pas d'augmentation de la plombémie chez les jeunes enfants. Or, le niveau plombémie de base de la population étudiée n'étant pas précisé, on ne sait pas à quel effet du plomb correspond cet incrément de plombémie. De ce fait, à titre conservatoire, tous les organes cibles sur lesquels le plomb a un effet ont été pris en compte.

<sup>13</sup> Le cumul systématique des ERI est contraire aux pratiques de l'InVS mais correspond à la position en vigueur à l'INERIS qui rejoint en cela l'US EPA.

### 3 ANALYSE DES VALEURS SEUILS FRANÇAISES ET EUROPEENNES RELATIVES A L'EPANDAGE DE BOUES D'EPURATION

#### 3.1 Pour information, analyse d'une situation d'épandage « moyenne »

##### 3.1.1 Hypothèses

###### A) Situation analysée

Dans le cadre de l'analyse des seuils sur la qualité des boues figurant dans la réglementation française et dans le projet de directive européenne, le risque sanitaire est quantifié dans la situation où des épandages de « boues françaises moyennes » sont réalisés sur un « sol français moyen ». Les références de « boues françaises moyennes » (AGHTM, 2002) et de « sol français moyen » (Mench et Baize, 2004) sont explicitées dans l'annexe 12. Elles sont supposées représentatives de la situation française.

###### B) Durées d'épandage considérées

Dans le cadre de cette analyse d'un cas moyen, le choix est fait de considérer la pratique d'épandage sur des durées ayant un sens concret (cf. section 2.1.3B)). Les valeurs suivantes sont retenues :

- 10 ans, qui correspond à la durée moyenne des autorisations préfectorales d'épandage ;
- 80 ans, durée qui correspond au travail de trois générations (transmission filiale) d'agriculteurs entre lesquelles la pratique d'épandage de boues se transmet. Cette valeur est considérée comme majorante et prend en compte la durabilité future de la filière d'épandage de boues.

##### 3.1.2 Caractérisation des risques

Les résultats de l'analyse de cette situation d'épandage moyenne, considérée comme représentative de la pratique en France, figurent dans l'annexe 13.

###### A) Risques d'effets à seuil

**En ce qui concerne les risques attribuables aux boues**, les indices de risques maximaux obtenus pour toutes les cibles sont inférieurs à 1 pour une durée d'épandage de 10 ans, leur valeur étant comprise entre 0,01 pour les cibles « consommateur » et « riverain » adultes et étant égale à 0,15 pour le « futur résident enfant ». La possibilité d'effets à seuil peut donc être écartée pour cette durée d'épandage quelle que soit la cible considérée. Pour une durée d'épandage de 80 ans, les indices de risques obtenus sont également inférieurs à 1 pour toutes les cibles, à l'exception de la cible « futur résident enfant », pour laquelle un IR maximal de 1,26 est obtenu pour les effets sur le système immunitaire en raison de l'exposition simultanée au plomb, aux dioxines et aux PCB. Pour cette dernière cible, l'IR obtenu pour le groupe de substances mercure organique, plomb et dioxines ayant des effets sur le développement neuropsychologique est également supérieur à 1. En conséquence, si

on considère une durée d'épandage de 80 ans, seule la cible « futur résident enfant » est susceptible de subir des effets à seuil en relation avec l'exposition aux substances apportées par les boues au sol.

**En ce qui concerne les risques attribuables à la fois aux boues et au fond géochimique**, que la durée d'épandage considérée soit de 10 ou 80 ans, des indices de risque maximums supérieurs à 1 ont été obtenus pour les cibles « consommateur enfant » (IR=1,3 et 1,5), « riverain enfant » (IR=1,3 et 1,5), « futur résident adulte » (IR=2,0 et 2,3) et « futur résident enfant » (IR=5,3 et 6,2). Ces indices de risque correspondent au groupe de substances plomb, cadmium et HAP dans le cas de 10 années d'épandage et au groupe de substances plomb, dioxines et PCB dans le cas de 80 années d'épandage, mais puisque dans les deux cas le plomb est majoritairement responsable du risque, des IR supérieurs à 1 sont également obtenus pour tous les effets du plomb en association ou non avec d'autres substances. Ainsi, au vu de ces résultats, l'ensemble des effets à seuils du plomb, à savoir ses effets sur le système immunitaire, l'appareil circulatoire, l'appareil digestif, les os, la thyroïde, les reins, le système nerveux périphérique et le développement neuropsychologique, sont susceptibles d'affecter les quatre cibles concernées (« consommateurs » et « riverains » enfants, ainsi que « futurs résidents » adulte et enfant).

Il est intéressant de noter que les boues ne contribuent qu'à hauteur de 2,5% (pour 10 ans d'épandage) et 20% (pour 80 ans d'épandage) au risque global obtenu en prenant en compte à la fois les substances apportées par les boues et le « bruit de fond ».

#### B) Risques d'effets sans seuil

**En ce qui concerne le risque attribuable aux boues**, une situation d'épandage « moyenne », telle que celle considérée dans le cadre de cette partie, engendre un excès de risque individuel total pour les différentes cibles compris :

- entre  $5,8.10^{-8}$  (cible « consommateur enfant ») et  $2,5.10^{-7}$  (cible « futur résident adulte ») pour 10 ans d'épandage ;
- entre  $2,6.10^{-7}$  (cible « consommateur enfant ») et  $1,1.10^{-6}$  (cibles « futurs résidents » adulte et enfant) pour 80 années d'épandage, les ERI des cibles « futurs résidents » adulte et enfant étant les seuls dépassant la valeur de  $10^{-6}$ .

Les substances qui contribuent majoritairement à ce niveau de risque sont globalement les HAP, les PCB, le DEHP et le benzo[a]pyrène. Si la limite d'acceptabilité du risque est considérée être de  $10^{-5}$ , ces niveaux de risque d'effets sans seuil sont acceptables pour toutes les cibles. Le tableau 17 présente, en termes d'impact, c'est à dire de nombre de cas de cancer en 6 et 64 ans, le niveau de risque moyen lié à la pratique de l'épandage en France.

Cible		Consommateur adulte	Consommateur enfant	Riverain adulte	Riverain enfant	Agriculteur	Résident adulte	Résident enfant
Effectif <sup>14</sup>		57 208 321	4 539 678	397 460	31 540	1 319 200	nd	nd
Durée d'épandage	10 ans	4	0	0	0	0	nd	nd
	80 ans	24	1	0	0	1	nd	nd

Tableau 17 : niveau de risque sanitaire attribuable aux boues de station d'épuration épandues, exprimé en terme d'impact à l'échelle de la France, dans une situation d'épandage « représentative » de la pratique actuelle(nd : non déterminé).

**En ce qui concerne le risque attribuable au mélange de la boue dans le sol**, les excès de risque individuels obtenus sont compris entre  $5,8.10^{-8}$  (cible « consommateur enfant ») et  $1,3.10^{-6}$  (cible « agriculteur ») pour une durée d'épandage de 10 ans et entre  $2,6.10^{-7}$  (cible « consommateur enfant ») et  $1,6.10^{-6}$  (cible « agriculteur ») pour une durée d'épandage de 80 ans. Les seuls ERI supérieurs à  $10^{-6}$  sont obtenus pour la cible « agriculteur » dans le cas des deux durées d'épandage considérées, et pour les cibles « futurs résidents » uniquement dans le cas de 80 ans d'épandages ( $ERI_{adulte}=1,2.10^{-6}$  et  $ERI_{enfant}=1,1.10^{-6}$ ). Si on retient la valeur de  $10^{-5}$  comme seuil d'acceptabilité du risque d'effets sans seuil, les niveaux de risque obtenus sont acceptables pour l'ensemble des cibles. Dans tous les cas, c'est la voie ingestion qui contribue majoritairement au risque.

Les excès de risque individuels obtenus pour les cibles « consommateurs », « riverains » et « futur résident enfant » sont égaux au risque attribuable aux boues. Ce constat s'explique de la façon suivante : d'une part les CTO (HAP, PCB, DEHP et benzo[a]pyrène) contribuent de façon très majoritaire au risque, et d'autre part la référence de « sol français moyen » utilisée ne fournit que des teneurs relatives aux ETM et non aux CTO. Pour les cibles « agriculteur » et « futur résident adulte », les niveaux globaux de risque d'effets sans seuil sont supérieurs à la simple contribution des boues. En effet, le nickel, dont la teneur dans le sol résulte à la fois de l'apport des boues et du fond géochimique, contribue de façon majoritaire (cas de l'« agriculteur ») ou non négligeable (cas du « futur résident adulte ») aux excès de risque individuels totaux obtenus pour ces deux cibles.

### 3.1.3 Conclusion

Quels que soient la durée d'épandage (10 ou 80 ans) et le type d'effets (avec ou sans seuil) considérés, les niveaux de risques sanitaires attribuables aux boues sont acceptables pour les cibles « consommateurs », « riverains » et « agriculteurs », car les valeurs des indices de risque et des excès de risque individuels obtenues pour ces cibles sont respectivement inférieures à 1 et  $10^{-6}$ . Pour les cibles « futurs résidents », qui représentent un scénario très conservatoire, des niveaux de risque attribuables aux boues inacceptables sont mis en évidence chez l'enfant pour une durée d'épandage de 80 ans. Il est cependant intéressant de noter que toutes les cibles, « futurs résidents » inclus, présentent un niveau de risque

<sup>14</sup> Les effectifs représentés par chaque cible sont obtenus à partir du site de l'INSEE ([www.insee.fr](http://www.insee.fr)), en considérant que :

- les riverains représentent 3% de la population rurale (soit 429 000 individus) puisque 3% de la SAU est épandue, et se partagent entre enfants (de moins de 6 ans) et adulte (de plus de six ans) selon le ratio défini au niveau national ;
- les consommateurs représentent, pour chaque classe d'âge (moins et plus de 6 ans), la différence entre la population totale (57 606 000 personnes de plus de 6 ans et 4 571 218 enfants de moins de 6 ans) et la population riveraine (397 460 personnes de plus de 6 ans et 31 540 personnes de moins de 6 ans) ;
- les agriculteurs représentent la population active agricole permanente (1 319 200 individus).

attribuable aux boues acceptable pour une durée d'épandage de 60 ans (correspondant au travail de deux générations d'agriculteurs).

Les risques d'effets à seuil attribuables à la fois aux boues et au fond géochimique présentent des niveaux inacceptables pour les cibles enfants en général, auxquelles s'ajoute la cible « futur résident adulte ». Cependant, il se pourrait que la mobilité des substances naturellement présentes dans les sols ne soit pas la même que celle des substances anthropiques, notamment vis-à-vis du transfert vers les végétaux. Il se peut donc que la prise en compte des teneurs de « bruit de fond » au même titre que les teneurs apportées par les boues ne soit pas adaptée et soit majorante.

Quoi qu'il en soit, tous les niveaux de risque d'effets à seuils pouvant être inacceptables pour les cibles enfants et « futurs résidents », ne sont pas spécifiques à la pratique d'épandage de boues, mais correspondent à la pratique agricole en général. En effet, le plomb contribue majoritairement à ces risques. Or l'apport de boues sur des sols agricoles ne contribue qu'à une part minoritaire des concentrations en plomb du terme source considéré (mélange terre + boues) et les scénarios d'exposition pris en compte sont appropriés pour les terres agricoles en général. En conséquence, les niveaux de risque d'effets à seuil obtenus dans le cadre de l'analyse de cette situation d'épandages de boues sont du même ordre de grandeur que les risques associés à l'agriculture en France.

## **3.2 Analyse des seuils sur les boues**

### **3.2.1 Hypothèses**

#### **A) Situation analysée**

Dans le cadre de l'analyse des seuils sur la qualité des boues figurant dans la réglementation française et dans le projet de directive européenne, le risque sanitaire est quantifié dans la situation suivante : des épandages de boues sont réalisés sur un « sol français moyen »<sup>15</sup> ; les boues épandues sont caractérisées par des concentrations en contaminants déterminées, d'une part, par les valeurs seuils françaises (tableau 1), et d'autre part, par les valeurs seuils européennes (tableau 3 et tableau 4). Les valeurs limites européennes prises en compte sont les seuils définis pour l'horizon 2025, à savoir les plus contraignants.

#### **B) Seuils analysés**

La nature des valeurs seuils prises en compte (concentrations seuils ou flux limites sur 10 ans) n'a pas d'influence dans le cas du projet de directive européenne, puisque les flux limites d'apports en contaminants sont déduits des concentrations seuils dans les boues, supposant un rythme d'épandage de 30 t MS/ha en 10 ans. En revanche, dans le cas de la réglementation française, les flux limites sont globalement deux fois plus contraignants que les concentrations limites, toujours en supposant un épandage de 30 t MS/ha en 10 ans (tableau 18). A l'échelle de temps considérée dans la présente évaluation des seuils français (10 ou 80 ans), ce sont donc ces valeurs limites les plus contraignantes, exprimées en termes de flux maximum, qui sont retenues.

---

<sup>15</sup> La référence « sol français moyen » utilisée est définie dans l'annexe 12.

	concentration limite (mg/kg MS)	flux limite sur 10 ans (g/kg MS)	concentration déduite du flux limite
Cadmium	20	0,03	10
Chrome	1000	1,5	500
Cuivre	1000	1,5	500
Mercure	10	0,015	5
Nickel	200	0,3	100
Plomb	800	1,5	500
Zinc	3000	4,5	1500
PCB	0,8	$1,2 \cdot 10^{-3}$	0,4
Fluoranthène	5	$7,5 \cdot 10^{-3}$	2,5
Benzo[b]fluoranthène	2,5	$4 \cdot 10^{-3}$	1,33
Benzo[a]pyrène	2	$3 \cdot 10^{-3}$	1

*Tableau 18 : comparaison des concentrations limites dans les boues et des flux limites d'apports par les boues en 10 ans issus de l'arrêté du 8 janvier 1998, sur la base d'un rythme d'épandage de 30 t MS/(ha.10ans).*

### C) Durée d'épandage considérée

Dans le cadre de la présente évaluation, le choix est fait de considérer la pratique d'épandage sur les durées suivantes :

- 10 ans, qui correspond à la durée moyenne des autorisations préfectorales d'épandage ;
- 80 ans, durée qui correspond au travail de trois générations d'agriculteurs entre lesquelles la pratique d'épandage de boues se transmet. Cette valeur est considérée comme majorante et prend en compte la durabilité future de la filière d'épandage de boues.

### 3.2.2 Caractérisation du risque

On s'intéressera successivement :

- au risque attribuable aux substances chimiques apportées par les boues épandues,
- puis au risque attribuable aux substances chimiques présentes dans le mélange « sol+boues » correspondant au cumul des contributions des boues épandues et du sol avant épandage, c'est à dire du fond géochimique défini par la référence « sol français moyen ».

Les résultats obtenus sont présentés dans les annexes 14 et 15.

#### A) Risques attribuables aux boues seules

##### a) Risques d'effets à seuil

### Seuils de l'arrêté du 8 janvier 1998 sur les boues destinées à l'épandage

La quantification des risques d'effets à seuil, dans le cas d'épandages de boues dont la qualité est à la limite de la conformité avec la réglementation française, montre que l'ensemble des cibles est hors de danger pour une durée d'épandage de 10 ans ( $0,06 < IR < 0,65$ ). En revanche, pour une durée d'épandage de 80 ans, des indices de risques maximaux supérieurs à 1 sont obtenus pour les cibles « consommateur enfant » ( $IR=1,4$ ), « riverain enfant » ( $IR=1,4$ ), ainsi que « futurs résidents » adulte ( $IR=2,1$ ) et

enfant (IR=5,6). Ces indices de risque correspondent à l'exposition au plomb et aux PCB pour leur effet sur le système immunitaire, par la voie ingestion de végétaux. Puisque le plomb est responsable à plus de 85 % de ces valeurs maximales, le plomb ainsi qu'un certain nombre d'autres groupes de substances ayant des effets communs avec le plomb présentent, pour ces mêmes cibles, des indices de risques supérieurs à 1. Sous toutes les hypothèses citées précédemment, le risque d'apparition d'effets en relation avec l'ingestion de plomb (effets sur le système immunitaire, l'appareil circulatoire, l'appareil digestif, les os, la thyroïde, les reins, le système nerveux périphérique et le développement neuropsychologique) ne peut être écarté pour ces cibles dans le cas d'épandages réalisés pendant 80 ans.

### **Seuils du projet de directive européenne (CEC, 2000) sur les boues destinées à l'épandage**

Les indices de risque obtenus dans le cas de l'étude des seuils proposés par le projet de directive européenne sont compris entre 0,07 (cibles « consommateur » et « riverain » adultes) et 0,79 (cible « futur résident enfant ») pour des épandages réalisés pendant 10 années. L'ensemble des cibles est donc hors de danger. Dans le cas d'une durée d'épandage de 80 ans, des indices de risque supérieurs à 1 sont obtenus pour les cibles « consommateur enfant » (IR=1,7), « riverain enfant » (IR=1,7), « futurs résidents » adulte (IR=2,5) et enfant (IR=6,8). Ces indices de risques maximaux sont obtenus pour l'exposition au plomb, aux PCB et aux dioxines pour leurs effets sur le système immunitaire. Tout comme dans le cas de l'analyse des valeurs limites françaises, l'ingestion de végétaux est la voie qui contribue majoritairement au risque. La possibilité d'apparition d'effets néfastes sur le système immunitaire ne peut être écartée chez ces cibles. D'autres substances ou groupes de substances engendrent également des IR supérieurs à 1 pour différentes cibles.

- pour les cibles « consommateur enfant » et « riverain enfant » des effets sur le développement neuropsychologique peuvent également apparaître en relation avec l'exposition simultanée au mercure organique, aux dioxines et au plomb ( $1,3 < IR < 1,4$ ) ;
- pour la cible « futur résident adulte », la présence de dioxines amenées par les boues dans les sols peut entraîner des effets sur la reproduction (IR=1,3), qui s'ajoutent aux effets neuropsychologiques possibles pour ces cibles (IR=2,0).
- pour la cible « futur résident enfant », les autres effets du plomb (effets sur l'appareil circulatoire, l'appareil digestif, les os, la thyroïde, les reins, le système nerveux périphérique et le développement neuropsychologique) peuvent également se manifester, ainsi que des effets oculaires liés à la présence de PCB (IR=1,4) et des effets sur la reproduction liés à la présence de dioxines (IR=3,4).

### **Comparaison**

Le respect des valeurs limites sur les boues de la réglementation française et du projet de directive européenne garantit l'absence de risque d'effets à seuil attribuables aux boues pour l'ensemble des cibles considérées pour une durée d'épandage de 10 années. Les deux réglementations ont également en commun d'écarter les risques pour les cibles « consommateur adulte », « riverain adulte » et « agriculteur » à l'exclusion des autres cibles sur une durée d'épandage de 80 années.

Il ressort également de cette première analyse que les risques existants dans une situation d'épandage de boues à la limite de la réglementation européenne vis-à-vis de la qualité des sols sont supérieurs aux risques dans une situation d'épandage à la limite de la réglementation française. Ce constat brut n'est pas correct car les indices de risque obtenus

dans les deux cas ne sont pas comparables. En effet, le projet de directive européenne prend en compte un certain nombre de paramètres que l'arrêté du 8 janvier 1998 ignore. Les dioxines comptent au nombre de ces substances. Or, les dioxines contribuent à hauteur de 50% au risque affiché pour le groupe de substances plomb, PCB et dioxines, qui tire le risque dans les deux cas d'analyse des seuils réglementaires français et européens. Les résultats obtenus dans le cadre de l'analyse des seuils du projet de directive européenne ne sont donc pas comparables avec les résultats obtenus dans le cadre de l'analyse des seuils français.

Afin de réaliser une comparaison, il est possible de quantifier, en termes de risques sanitaires, le gain qu'apporterait la mise en œuvre des seuils européens en France pour les contaminants vis-à-vis desquels la réglementation française actuelle est trop laxiste. Ce gain sanitaire peut être évalué en comparant le niveau de risque sanitaire garanti par la réglementation française actuelle et le niveau de risque sanitaire résultant de l'implémentation des nouveaux seuils européens (tableau 19).

**Le niveau de risque sanitaire garanti par la réglementation française actuelle**, c'est-à-dire le niveau de risque maximal obtenu tout en respectant les seuils réglementaires en vigueur, est calculé en quantifiant le risque résultant de l'épandage de boues dont les teneurs en contaminants sont égales :

- soit aux seuils de l'arrêté du 8 janvier 1998 s'ils existent ;
- soit aux teneurs maximales rencontrées dans les boues françaises pour les contaminants réglementés par le projet de directive européenne, mais pas par la réglementation française actuelle.

Les concentrations maximales en dioxines, HAP et DEHP rencontrées dans les boues analysées dans le cadre de l'étude de l'AGHTM (2002) sur l'impact du nouveau projet de réglementation européenne sur les épandages de boues sont respectivement de 98 ngTE/kg, 11,7mg/kg et 359 mg/kg.

**Le niveau de risque sanitaire résultant de l'implémentation des nouveaux seuils européens** est obtenu en quantifiant le risque lié à l'épandage de boues dont les teneurs en chaque contaminant sont égales à la valeur la plus contraignante parmi les seuils français et européens correspondants. Il est en effet vraisemblable que lors de la mise en œuvre du projet de directive européenne en France, les seuils français actuels qui sont plus stricts que les seuils européens ne seront pas relevés (c'est le cas du chrome, du cuivre, des PCB, du fluoranthène, du benzo[b]fluoranthène et du benzo[a]pyrène).

Cible		Consommateur adulte	Consommateur enfant	Riverain adulte	Riverain enfant	Agriculteur	Résident adulte	Résident enfant
<b>Niveau de risque sanitaire garanti par la réglementation française actuelle</b>								
Durée d'épandage	10 ans	0,09	0,21	0,09	0,22	0,11	0,39	1,0
	80 ans	0,52	2,2	0,53	2,3	0,84	3,4	9,1
<b>Niveau de risque sanitaire résultant de la mise en œuvre des seuils sur les boues européens en France</b>								
Durée d'épandage	10 ans	0,06	0,14	0,06	0,15	0,08	0,26	0,71
	80 ans	0,35	1,5	0,36	1,5	0,59	2,3	6,1

Tableau 19 : comparaison des niveaux de risques sanitaires garantis par la réglementation française actuelle et par l'implémentation des valeurs seuils européenne.

Au vu des résultats du tableau 19, l'implémentation de teneurs limites notamment en dioxines, comme le propose le projet de directive européenne, permettrait donc de réduire les niveaux de risque attribuables au boues. Cependant, cette réduction des risques ne suffirait qu'à faire passer que la valeur de l'IR maximal de cible « futur résident enfant »

pour une durée d'épandage de 10 ans sous la barre de 1, l'information qualitative associée aux IR des autres cibles étant la même que la durée d'épandage soit de 10 ou de 80 ans.

## **Discussion**

Pour 10 ans d'épandages, les risques d'effets à seuils attribuables aux boues sont acceptables, que ce soit pour les seuils français ou européens. Les IR obtenus sont en effet dans les deux cas inférieurs à 0,16 pour toutes les cibles autres que « futurs résidents » et inférieurs à 0,79 en incluant les « futurs résidents ». Si on ne prend pas en compte les « futurs résidents », ces niveaux de risque restent acceptables jusqu'à 70 ans d'épandages. En revanche, si ces derniers sont pris en compte, seulement 10 ans d'épandages peuvent être envisagés.

Les questions, très politiques, se posent donc de savoir pour quelle durée d'épandage les seuils réglementaires sont sensés protéger la population et s'ils sont sensés, ou non, être protecteurs uniquement pendant la pratique d'épandage, et ne pas considérer les éventuels (et multiples) usages ultérieurs envisageables sur ses sols.

Si les seuils sont sensés protéger les populations uniquement pendant la pratique de l'épandage, ce qui peut sembler satisfaisant sur le plan politique, alors les seuils français et européens garantissent des risques acceptables pour 70 ans d'épandages. En revanche, s'ils sont également destinés à protéger les populations qui seront exposées aux épandages passés par le biais d'usages futurs non agricoles, alors ils garantissent des risques acceptables uniquement pour dix années, si l'usage futur considéré est résidentiel avec jardin.

### *b) Risques d'effets sans seuil*

#### **Seuils de l'arrêté du 8 janvier 1998 sur les boues destinées à l'épandage**

En ce qui concerne les risques d'effets sans seuils attribuables aux boues seules, l'analyse des risques sanitaires associés à l'épandage de boues caractérisées par des concentrations en contaminants égales aux seuils réglementaires français fournit les résultats suivants. L'excès de risque total, obtenu pour l'ensemble des substances prises en compte dans la réglementation française sur les boues, est compris :

- entre  $7,0 \cdot 10^{-8}$  et  $4,5 \cdot 10^{-7}$  pour 10 ans d'épandage ;
- entre  $5,8 \cdot 10^{-7}$  et  $3,2 \cdot 10^{-6}$  pour une durée de 80 ans d'épandage, les ERI obtenus pour les cibles « futurs résidents adulte et enfant » étant supérieurs à  $10^{-6}$ .

Dans les deux cas, le risque maximal est obtenu pour la cible « futur résident adulte ». Les substances qui contribuent majoritairement au risque sont les PCB et le benzo[a]pyrène par la voie ingestion de végétaux pour toutes les cibles à l'exception de l'agriculteur, pour lequel le nickel et, dans une moindre mesure, le cadmium contribuent également significativement au risque cancérigène par la voie inhalation de poussières.

#### **Seuils du projet de directive européenne (CEC, 2000) sur les boues destinées à l'épandage**

Dans le cadre de l'analyse des seuils figurant dans le projet de directive européenne, la caractérisation des risques réalisée montre que l'excès de risque total pour l'ensemble des paramètres pris en compte est compris :

- entre  $2,1 \cdot 10^{-7}$  (cible « consommateur et riverain enfants ») et  $9,4 \cdot 10^{-7}$  (cible « futur résident enfant ») pour 10 ans d'épandage ;

- entre  $1,3.10^{-6}$  (cible « consommateurs » et « riverains ») et  $5,5.10^{-6}$  (cible « futur résident adulte ») pour une durée de 80 ans d'épandage.

Pour la plupart des cibles, ces niveaux de risque sanitaire pour les effets sans seuil sont tirés par l'exposition aux PCB et HAP par la voie ingestion de végétaux (et inhalation de poussières pour l'agriculteur).

### Comparaison

Si on considère un seuil d'acceptabilité de  $10^{-5}$ , les niveaux de risques sanitaires obtenus sont acceptables pour toutes les cibles jusqu'à 80 ans d'épandages. Si on exclut les cibles « futurs résidents », les risques seraient encore acceptables pour plusieurs centaines d'années d'épandages.

Comme dans le cas des risques d'effets à seuil, les excès de risque individuels obtenus d'une part pour les seuils français et d'autre part pour les futurs seuils européens ne sont pas à proprement parler comparables. En effet, certaines substances présentes dans le projet de directive européenne ne sont pas réglementées à l'heure actuelle au niveau français. C'est notamment le cas des HAP européens et du DEHP.

Afin de voir le gain sanitaire qu'apporterait la mise en œuvre en France des seuils sur les boues du projet de directive européenne, on peut calculer le nombre de cas de cancer évités avec l'implémentation des valeurs limites européennes qui sont plus strictes que les valeurs actuellement en vigueur en France. Ce gain est obtenu en faisant la différence entre les niveaux de risques associés (1) à la situation où les boues épandues ont des teneurs en contaminants égales aux limites françaises (ou égale aux concentrations les plus élevées rencontrées dans les boues françaises pour les paramètres non réglementés<sup>16</sup>) et (2) l'épandage de boues dont les concentrations en contaminants sont égales aux valeurs les plus contraignantes parmi les seuils français actuels et européens à venir. Pour chaque cible, cette différence d'excès de risques est ensuite convertie en impact, en la multipliant par l'effectif de population représentée par chacune des cibles. Le nombre de cas de cancer évités du fait de la mise en œuvre des seuils du projet de directive européenne en France est ainsi obtenu (tableau 20).

Cible		Consommateur adulte	Consommateur enfant	Riverain adulte	Riverain enfant	Agriculteur	Résident adulte	Résident enfant
Effectif <sup>17</sup>		57 208 321	4 539 678	397 460	31 540	1 319 200	nd	nd
Durée d'épandage	10 ans	9	1	0	0	0	nd	nd
	80 ans	51	1	0	0	1	nd	nd

*Tableau 20 : différence entre le nombre de cas de cancer maximal attribuables aux boues de station d'épuration épandue, garanti par les réglementations française (actuelle) et européenne (à venir)(nd : non déterminé).*

Il s'avère alors que pour 80 ans d'épandage, l'implémentation des valeurs seuils sur les boues du projet de directive européenne permettrait d'éviter 51 cas de cancers en 64 ans chez les « consommateurs adultes », 1 cas en 6 ans chez les « consommateurs enfants », ainsi qu'un cas en 40 ans chez les « agriculteurs ».

<sup>16</sup> Les concentrations maximales en dioxines, HAP et DEHP rencontrées dans les boues analysées dans le cadre de l'étude de l'AGHTM (2002) sur l'impact du nouveau projet de réglementation européenne sur les épandages de boues sont respectivement de 98 ngTE/kg, 11,7mg/kg et 359 mg/kg.

<sup>17</sup> Effectifs justifiés à la section 3.1.2B)

La mise en œuvre à l'échelle nationale de valeurs limites du projet de directive n'apportera pas, à l'échelle de la population, un gain de sécurité sanitaire important vis-à-vis des risques d'effets sans seuil. Elle peut, toutefois, permettre d'éviter l'épandage de boues présentant des possibles pics de concentration (bien que ceux-ci n'aient pas été mis en évidence dans l'étude de l'AGHTM) pouvant concerner une population plus restreinte.

#### B) Risques attribuables au mélange des boues avec le sol

Sous réserve d'un comportement identique des substances naturelles et anthropiques, la prise en compte du fond géochimique permet d'avoir une vision globale du risque pour la santé des populations et de voir quelle proportion de ce risque les réglementations actuelles ou futures relatives aux épandages de boues peuvent affecter.

##### a) *Risques d'effets à seuil*

#### **Seuils de l'arrêté du 8 janvier 1998 sur les boues destinées à l'épandage**

En ce qui concerne les risques d'effets à seuil, le cas des valeurs limites réglementaires françaises conduit à des indices de risque globaux, c'est-à-dire résultants des contributions des boues et du bruit de fond géochimique, compris entre 0,5 (cible « consommateur adulte ») et 5,8 (cible « futur résident enfant ») pour une durée d'épandage de 10 ans et entre 0,8 (cible « consommateur adulte ») et 10,6 (cible « futur résident enfant ») pour une durée d'épandage de 80 ans. Ces niveaux de risque, soit à la limite de l'acceptable soit franchement inacceptables, résultent de l'exposition simultanée au plomb et au cadmium principalement par la voie ingestion de produits végétaux cultivés sur les parcelles amendées. Du fait de l'exposition au mélange sol-boues épandues, des troubles rénaux sont donc susceptibles d'affecter les cibles « consommateur » et « riverain » enfants, ainsi que « futurs résidents adulte et enfant » suite à un épandage de boues d'une durée de 10 ans, cibles auxquelles s'ajoutent les « agriculteurs » pour une durée d'épandage de 80 ans. Le plomb étant principalement responsable de ces niveaux de risque, les effets du plomb autres que rénaux peuvent également apparaître chez les cibles pour lesquelles l'indice de risque lié au mélange plomb+cadmium était nettement supérieur à 1 (« consommateur enfant », « riverain enfant », « futur résident adulte et enfant » pour 10 et 80 ans d'épandage). Il est également intéressant de noter que l'exposition simultanée aux PCB et au nickel, dans le cadre du scénario reposant sur 80 années d'épandage, engendre un indice de risque supérieur à 1 pour la cible « futur résident enfant ». Ces deux substances peuvent donc entraîner des effets perturbateurs de la croissance.

La contribution des boues au risque sanitaire d'effet à seuil représente :

- environ 15 % du risque global (contre 85 % pour le sol) pour 10 années d'épandage ;
- environ 50 % du risque global pour 80 années d'épandage.

En conséquence, sur une période d'épandage de 10 ans, l'apport de contaminants par les boues n'est pas le levier le plus sensible influant sur les niveaux de risques sanitaires globaux. Il le devient toutefois pour une durée de 80 années d'épandage, qui repose sur une hypothèse majorante.

#### **Seuils du projet de directive européenne (CEC, 2000) sur les boues destinées à l'épandage**

Les nouvelles valeurs limites sur les boues proposées par le projet de directive européenne conduisent à des indices de risques globaux, c'est-à-dire résultants des contributions du sol

et du fond géochimique, compris :

- entre 0,5 (cible « consommateur adulte ») et 5,7 (cible « futur résident enfant ») du fait de l'exposition simultanée au Pb, aux dioxines et aux PCB pour une durée d'épandage de 10 ans ;
- entre 0,8 (cible « consommateur adulte ») et 11,8 (cible « futur résident enfant ») du fait de l'exposition au plomb, au dioxines et aux PCB pour une durée d'épandage de 80 ans.

La voie qui contribue majoritairement au risque est l'ingestion de végétaux. Ainsi, tout comme dans le cas de l'analyse de la réglementation française, les indices de risques sont toujours soit à la limite du seuil de 1, soit largement supérieurs. Pour une durée d'épandage de 10 ans comme de 80 ans, les cibles « consommateur » et « riverain » enfants ainsi que « futurs résidents » adulte et enfant présentent des indices de risque supérieurs à 1 pour les effets du plomb en général (effets sur l'appareil circulatoire, l'appareil digestif, les os, la thyroïde, les reins, le système nerveux périphérique et le développement neuropsychologique). Les IR associé à la cible « agriculteur » ne présentent de dépassement du seuil de 1 que pour les effets cumulés du plomb en association avec d'autres substances sur le système immunitaire (plomb, dioxines et PCB) et le développement neuropsychologique (plomb, mercure organique, PCB).

### Comparaison

De la même façon que pour les risques attribuables aux boues, les niveaux de risques obtenus dans les cas des réglementations françaises et européennes ne sont pas directement comparables.

Le gain sanitaire de la mise en œuvre des seuils européens en France peut être évalué, de la même façon que pour les risques attribuables aux boues, en comparant le niveau de risque sanitaire garanti par la réglementation française actuelle et le niveau de risque sanitaire résultant de l'implémentation des nouveaux seuil européens (tableau 21).

Cible		Consommateur adulte	Consommateur enfant	Riverain adulte	Riverain enfant	Agriculteur	Résident adulte	Résident enfant
<b>Niveau de risque sanitaire garanti par la réglementation française actuelle</b>								
Durée d'épandage	10 ans	0,54	1,4	0,55	1,4	0,65	2,3	6
	80 ans	1	3,4	1	3,5	1,4	5,3	14
<b>Niveau de risque sanitaire résultant de la mise en œuvre des seuils sur les boues européens en France</b>								
Durée d'épandage	10 ans	0,51	1,3	0,52	1,4	0,62	2,1	5,7
	80 ans	0,80	2,7	0,82	2,7	1,1	4,1	11,1

*Tableau 21 : comparaison des niveaux de risques sanitaires garantis par la réglementation française actuelle et par l'implémentation des valeurs seuils européenne.*

Au vu de ces résultats, pour une durée d'épandage de 10 ans, l'implémentation des teneurs limites européennes, notamment en dioxines, comme le propose le projet de directive européenne, ne permettrait donc pas de réduire de façon significative les niveaux de risque attribuables au boues. Ce manque de sensibilité du risque global à la qualité des boues épandues est lié à la contribution ultra-majoritaire des teneurs de bruit de fond à ce risque. Pour une durée d'épandage de 80 ans en revanche, les indices de risque garantis par la réglementation sont diminués d'environ 20 % du fait de la mise en œuvre des valeurs limites européennes sur les boues : les IR des cibles « consommateur » et « riverain » adultes passeraient ainsi de 1 à environ 0,85. Cependant cette différence n'est pas significative au regard des incertitudes associées à l'évaluation des risques sanitaires. Pour

toutes les autres cibles, l'information qualitative associée à aux IR reste la même avec ou sans l'implémentation des nouvelles valeurs européennes.

## Conclusion

Dans le cas de l'analyse des seuils français comme dans le cas de l'analyse des seuils européens, des risques inacceptables sont obtenus pour un seul plan d'épandage (10 ans) même en excluant les cibles « futurs résidents ». Ces résultats sont valables sous réserve que la démarche utilisée soit adaptée à la pris en compte du fond géochimique. Il est en effet important de souligner que les substances chimiques naturellement présentes dans les sols ont vraisemblablement une mobilité inférieure aux substances d'origine anthropique. De ce fait, la prise en compte des teneurs du « bruit de fond » de la même façon que les teneurs apportées par les boues est approximative et mériterait d'être affinée. Cependant, en l'état actuel des connaissances, l'étude de cette différence de mobilité est un champ de recherche dans lequel peu de données existent.

Par ailleurs, au vu des résultats obtenus, la mise en œuvre en France des valeurs limites sur les boues du projet de directive contribuerait à réduire de façon minimale les niveaux de risque pour les différentes cibles, car la contribution des boues reste faible même pour une durée d'épandage de 80 ans.

### *b) Risques d'effets sans seuil*

En ce qui concerne les risques d'effets sans seuil dans le cas de l'analyse des seuils français, pour toutes les cibles à l'exception de la cible « agriculteur », le risque sanitaire résulte quasi-exclusivement de l'apport de PCB et de benzo[a]pyrène au sol par les boues. Dans le cas de l'analyse des seuils européens, les PCB, HAP et DEHP apportés par les boues sont aussi quasi-exclusivement responsables des risques d'effets sans seuil obtenus pour toutes les cibles, à l'exception de la cible « agriculteur ». Ces résultats, concernant le risque attribuable aux boues épandues, sont présentés au paragraphe A)b). Dans le cas des cibles autres que l'« agriculteur », pour lesquelles les risques résultent quasi-exclusivement de la contribution des boues, tout comme dans l'interprétation des risques attribuables aux boues, la comparaison des cas français et européen montrerait donc que le niveau de risque sanitaire garanti par chacune de ces deux réglementations sont du même ordre de grandeur. De plus, le gain sanitaire lié à l'implémentation des valeurs européennes en France (dans les cas où celles-ci sont plus contraignantes que les valeurs françaises) serait minimale.

Seul le cas de la cible « agriculteur », pour laquelle le nickel contribue significativement au risque d'effets sans seuil, sera détaillé, car la dose d'exposition de cette cible à cet élément résulte d'une part de l'apport par les boues et d'autre part des teneurs de bruit de fond. Dans le cas de la réglementation française, des excès de risque individuels de  $1,3 \cdot 10^{-6}$  pour une durée d'épandage de 10 ans et de  $2 \cdot 10^{-6}$  pour une durée d'épandage de 80 ans sont obtenus pour la cible « agriculteur ». Dans le cas du projet de directive européenne, des excès de risque individuels de  $1,4 \cdot 10^{-6}$  pour une durée d'épandage de 10 ans et de  $2,6 \cdot 10^{-6}$  pour une durée d'épandage de 80 ans sont obtenus pour la cible « agriculteur ». Par rapport, au risque attribuable aux boues, les niveaux de risque pour l'« agriculteur » sont donc multipliés par 5 à 10 pour 10 années d'épandage et par environ 2 pour 80 ans d'épandages.

Le gain sanitaire de la mise en œuvre des seuils européens en France peut être évalué pour la cible « agriculteur ». Pour cela, on compare le niveau de risque sanitaire garanti par la réglementation française actuelle et le niveau de risque sanitaire résultant de l'implémentation des nouveaux seuil européens dans les cas où ils sont plus contraignants que les seuils français (tableau 22).

Comme précédemment, le niveau de risque sanitaire garanti par la réglementation française actuelle est obtenu en quantifiant le risque résultant de l'épandage de boues dont les teneurs en contaminants sont égales :

- soit aux seuils de l'arrêté du 8 janvier 1998 s'ils existent ;
- soit aux teneurs maximales rencontrées dans les boues françaises<sup>18</sup> pour les contaminants réglementés par le projet de directive européenne, mais pas par la réglementation française actuelle.

Le niveau de risque sanitaire résultant de l'implémentation des nouveaux seuils européens est obtenu en quantifiant les risques liés à l'épandage de boues dont les teneurs en chaque contaminant sont égales au minimum des valeurs limites françaises et européennes correspondantes.

	Niveau de risque sanitaire garanti par la réglementation française actuelle		Niveau de risque sanitaire résultant de l'implémentation des nouveaux seuils européens	
	10 ans	80 ans	10 ans	80 ans
durée d'épandage	10 ans	80 ans	10 ans	80 ans
risque pour la cible agriculteur	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$3,7 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$2,6 \cdot 10^{-6}$

Tableau 22 : comparaison des niveaux de risques sanitaires garantis par la réglementation française actuelle et par l'implémentation des valeurs seuils européenne.

La mise en œuvre des seuils européens sur les boues en France permet de diminuer les niveaux de risque sanitaires obtenus pour la cible agriculteur. Cette diminution est très faible que ce soit pour 10 ou 80 ans d'épandages.

Ainsi, pour toutes les cibles, « agriculteur » compris, la conclusion obtenue pour les risques d'effets sans seuil attribuables aux boues et au fond géochimique rejoignent les conclusions obtenues pour ces mêmes risques attribuables aux boues seules : l'implémentation des valeurs limites européennes à l'échelle nationale n'apportera pas, à l'échelle de la population, un niveau de sécurité sanitaire supérieur.

### 3.3 Analyse des seuils sur les sols

#### 3.3.1 Hypothèses

##### A) Situation d'épandage considérée

Dans le cadre de cette partie, l'analyse de la pertinence, en termes de risque sanitaire, des seuils réglementaires français et européens s'appuie sur la quantification du niveau de risque, pour les différentes cibles identifiées, résultant de la situation suivante : des « boues françaises moyennes »<sup>19</sup> vis-à-vis de leurs concentrations en ETM et CTO sont épandues sur des sols dont les teneurs en ETM avant épandage sont égales aux valeurs seuils françaises (tableau 1) et européennes (tableau 2). On s'intéressera dans le cadre de cette partie au risque global associé à cette situation, à savoir le risque attribuable au mélange entre le sol et les boues épandues.

<sup>18</sup> Les concentrations maximales en dioxines, HAP et DEHP rencontrées dans les boues analysées dans le cadre de l'étude de l'AGHTM (2002) sur l'impact du nouveau projet de réglementation européenne sur les épandages de boues sont respectivement de 98 ngTE/kg, 11,7mg/kg et 359 mg/kg.

<sup>19</sup> La référence « boues françaises moyennes » utilisée est définie dans l'annexe 12.

## B) Seuils analysés

Les orientations choisies dans le cadre de la présente étude (notamment les hypothèses concernant le type de sol amendé par des boues et le type de cultures réalisées sur ces sols) ont conduit à n'étudier que les valeurs seuils françaises et européennes valables dans le cas général. En ce qui concerne les seuils français, le cas des pâturages n'a pas été étudié, car les zones pâturées ne représentent qu'une part minoritaire (6,4%) de la surface recevant des boues en France. En ce qui concerne les seuils européens, seul le cas des sols dont le pH est supérieur à 7 a été considéré, ceci conformément au choix relatif à la nature du sol sélectionné, à savoir un sol argilo-limoneux dont le pH vaut 7,3.

## C) Durée d'épandage considérée

Puisque la qualité des sols est définie par les teneurs limites en ETM de l'arrêté du 8 janvier 1998 et que l'épandage de boues est interdit dès que ces mêmes teneurs limites dans les sols sont dépassées, la durée d'épandage retenue est la durée au bout de laquelle l'incrément de teneur en ETM apporté par les boues est analytiquement détectable. Au vu des facteurs de dilution des boues dans le sol, il est considéré que trois épandages, soit environ 10 ans d'épandages, sont nécessaires pour incrémenter les teneurs en ETM de façon détectable. Il s'agit d'une approche majorante car en théorie les teneurs limites sont dépassées au bout d'un épandage.

### 3.3.2 Caractérisation du risque

L'annexe 16 présente le tableau de synthèse des résultats obtenus dans le cadre de l'analyse des valeurs limites françaises et européennes relatives au sol.

#### A) Risques d'effets à seuil

##### a) *Seuils de l'arrêté du 8 janvier 1998 sur les sols destinés à recevoir des boues*

En ce qui concerne l'épandage de « boues moyennes » sur des sols dont les concentrations en ETM sont égales aux seuils français, des indices de risque supérieurs à 1 ont été obtenus pour toutes les cibles étudiées : les IR sont compris entre 1,9 (pour la cible « consommateur adulte ») et 21,1 (pour la cible « futur résident enfant »). Si les cibles « futurs résidents », considérées comme un scénario très pénalisant, sont exclues, les IR obtenus sont tout de même compris entre 1,9 et 5,2. Ces niveaux de risque maximaux sont obtenus pour l'exposition simultanée au plomb, au cadmium et aux HAP (ayant des effets rénaux) par le biais de la voie ingestion de végétaux cultivés sur les terres amendées. Le plomb en est majoritairement responsable. Des indices de risques supérieurs à 1 sont obtenus également pour l'ensemble des effets que le plomb a en commun ou non avec d'autres substances. En conséquence, l'existence de seuils réglementant la teneur maximale en plomb dans les sols en situation d'épandage ne permet pas d'exclure l'apparition d'effets en relation avec une augmentation de la plombémie chez l'ensemble des cibles considérées, à savoir des effets sur le système immunitaire, l'appareil circulatoire, l'appareil digestif, les os, la thyroïde, les reins, le système nerveux périphérique et le développement neuropsychologique. Il est important de noter que la contribution des boues représente 0,4 % du risque sanitaire global, correspondant à l'exposition au mélange sol+boues. C'est donc la composition des sols avant épandage qui est seule contributrice des niveaux de risques présentés ci-dessus.

Pour la cible « futur résident enfant », la présence d'autres substances en concentrations égales aux seuils réglementaires français sur les sols conduit également à des indices de

risques supérieurs ou égaux à 1. C'est le cas du nickel et des PCB, ayant un effet sur la croissance (IR=2,0) et du zinc ayant des effets hématologiques (IR=1,1).

*b) Seuils du projet de directive européenne (CEC, 2000) sur les sols destinés à recevoir des boues*

Les teneurs maximales en plomb dans les sols proposées par le projet de directive européenne (pour les sols dont le pH est supérieur à 7) sont égales aux valeurs seuils françaises actuellement en vigueur. Les niveaux de risque pour les effets à seuil sont donc sensiblement les mêmes dans le cas d'épandages sur un sol à la limite de la réglementation française ou à la limite de la future réglementation européenne. Le respect des teneurs limites dans les sols proposées par le projet de directive européenne ne permet donc pas plus que les seuils de l'arrêté du 8 janvier 1998 d'exclure la possibilité d'apparition de problèmes de santé en relation avec la présence de plomb dans les sols agricoles. En revanche, la réduction des teneurs limites relatives au zinc dans les sols permet de faire passer l'indice de risque associé aux effets hématologiques sous le seuil de 1 pour la cible « futur résident enfant ».

**B) Risques d'effets sans seuil**

*a) Risque global*

En ce qui concerne les risques chroniques d'effets sans seuil, les excès de risque individuels globaux sont compris entre  $5,8 \cdot 10^{-8}$  (cible « consommateur enfant ») et  $4,2 \cdot 10^{-6}$  (cible « agriculteur ») dans les deux cas (français et européens) analysés. Seule la cible « agriculteur » présente un ERI supérieur à  $10^{-6}$ . Les risques sont tirés par la voie ingestion de végétaux issus des parcelles amendées pour toutes les cibles à l'exception des cibles « agriculteur » et « futurs résidents », pour lesquelles le risque se partage entre les voies ingestion de végétaux et inhalation de poussières. Toujours dans les deux cas, les PCB, les HAP (dont le benzo[a]pyrène) et le DEHP apportés par les « boues moyennes » contribuent majoritairement au risque, pour toutes les cibles étudiées à l'exception des cibles « agriculteur » et « futur résident adulte ». Pour ces deux dernières cibles, c'est la contribution du nickel qui prédomine. Si on considère la valeur de  $10^{-5}$  comme seuil d'acceptabilité du risque, alors les risques obtenus sont acceptables pour toutes les cibles.

Pour toutes les cibles à l'exception des cibles « agriculteur » et « futur résident adulte », puisque l'apport en CTO par les boues est seul contributeur aux risques d'effets sans seuil obtenus, le calcul tel qu'il est réalisé ne permet pas de comparer les niveaux de risques associés aux valeurs seuils françaises et européennes sur les sols. Dans le cas des cibles « agriculteur » et « futur résident adulte », la présence de nickel dans le sol avant épandage, en concentrations égales aux valeurs limites françaises et européenne, contribue à l'ERI total obtenu selon un pourcentage compris entre 47 et 89 % (non figuré sur les tableaux de synthèse). Il est donc tout de même possible de comparer, pour ces cibles, les risques d'effets sans seuil globaux associés aux systèmes de teneurs limites dans les sols français ( $3,3 \cdot 10^{-6}$  pour la cible « agriculteur » et  $5,4 \cdot 10^{-7}$  pour la cible « futur résident adulte ») et européen ( $4,2 \cdot 10^{-6}$  pour la cible « agriculteur » et  $6,3 \cdot 10^{-7}$  pour la cible « futur résident adulte »). Cette comparaison met en évidence des niveaux de risque associés aux seuils française et européens très proches.

### b) *Risque global hors CTO*

Afin d'améliorer la comparabilité de l'influence des valeurs limites sur les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998 et du projet de directive européenne sur le niveau de risque d'effets sans seuil, il est possible de ne considérer que les risques induits par les substances pour lesquelles des seuils sur les sols existent dans les deux textes. Alors une comparaison est possible.

Sous cette hypothèse, en ne considérant que les ETM, l'épandage de « boues moyennes » sur un sol dont les teneurs sont égales aux concentrations seuils françaises engendre un excès de risque individuel total compris entre  $1,1 \cdot 10^{-9}$  et  $3,2 \cdot 10^{-6}$  pour les différentes cibles. Seul l'ERI pour la cible « agriculteur », de  $3,2 \cdot 10^{-6}$ , est supérieur à  $10^{-6}$ . Les substances qui contribuent majoritairement à ce niveau de risque sont le nickel et, dans une moindre mesure le cadmium, par la voie inhalation de poussières.

Dans le cas européen, les concentrations maximales dans les sols destinés à recevoir des boues correspondent, en situation d'épandage de 10 ans, à des ERI compris entre  $1,4 \cdot 10^{-9}$  et  $4,1 \cdot 10^{-6}$  pour les différentes cibles. Seul l'ERI pour la cible « agriculteur », de  $4,1 \cdot 10^{-6}$ , est supérieur à  $10^{-6}$ . Comme dans le cas de l'analyse des seuils français, le nickel contribue majoritairement au risque, ainsi que le cadmium dans une moindre mesure. La voie d'exposition majoritaire est, là encore, l'inhalation de poussières.

### c) *Comparaison*

Le cas européen conduit à des excès de risque individuels supérieurs au cas français. Cette différence s'explique par le fait que les exigences européennes en matière de teneur limite en Ni dans les sols sont moindres (seuil de 70 mg/kg MS) que les exigences françaises (seuil de 50 mg/kg MS). Ces niveaux de risque restent cependant relativement proches.

### **3.3.3 Conclusion**

Au vu des résultats obtenus pour les effets à seuil, le respect des teneurs limites dans les sols de la réglementation française et du projet de directive européenne ne suffit pas à garantir la sécurité sanitaire de la population, représentée par les différentes cibles prises en compte. En effet, des risques inacceptables sont mis en évidence (IR inférieurs ou égaux à 5,2 hors résidents et à 21,1 avec les résidents). Ces résultats souffrent cependant de toutes les incertitudes consécutive du fait qu'il est impossible de prendre en compte le bruit de fond de façon satisfaisante.

En ce qui concerne les risques d'effets sans seuil, si on considère que le seuil d'acceptabilité du risque est de  $10^{-5}$ , les excès de risque individuels globaux sont acceptables pour toutes les cibles, dans le cas des deux réglementations étudiées. Ces ERI (pour toutes les cibles à l'exception des cibles « agriculteur » et « futur résident adulte ») sont tirés par les apports de boues au sol et non par la composition du sol avant épandage (cf. section 3.3.2B)a).

Si l'objectif premier des réglementations relatives à la valorisation agricole des boues était d'éviter l'apparition de tout problème de santé en relation avec la qualité des sols recevant des boues, des seuils plus stricts seraient définis de façon à ce que les indices de risques soient inférieurs à 1 au moins pour les cibles contemporaines à la pratique d'épandage. Or la définition de tels seuils interdiraient la pratique d'épandage de boues sur un grand nombre sols agricoles, où le bruit de fond serait trop élevé. D'après l'ILSI (2003), certaines valeurs limites sur les sols du projet de directive européenne conduiraient déjà, si leur application devenait obligatoire, à interdire l'épandage de boues sur certains sols acides. Les seuils proposés au niveau français comme au niveau européen sont donc basés

prioritairement sur des considérations environnementales en vue d'éviter l'accumulation des métaux dans les sols, avec le souci de ne pas restreindre les possibilités d'épandage.

Enfin, puisque les niveaux de risque associés aux seuils français et européens ne sont pas significativement différents, l'implémentation des valeurs limites européennes, plutôt que françaises, de qualité des sols destinés à l'épandage n'est pas justifiée du moins vis-à-vis des risques sanitaires.

### **3.4 Analyse des incertitudes**

Dans la plupart des situations analysées et pour la plupart des cibles, la voie qui contribue majoritairement au risque d'effets à seuil comme au risque d'effets sans seuil est la voie ingestion de végétaux. Les incertitudes relatives à cette voie d'exposition ont donc un impact important sur la qualité des niveaux de risque présentés. On cherchera donc, dans le cadre de cette partie, à qualifier/quantifier prioritairement les incertitudes concernant cette voie. Les incertitudes associées à la voie inhalation, qui peut être prédominante pour les cibles « agriculteurs », seront également analysées.

#### **3.4.1 Analyse des incertitudes relatives à la caractérisation des paramètres initiaux**

##### **A) Teneurs considérées**

Les teneurs en substances chimiques dans les sols utilisées sont :

- dans le cadre de l'analyse des seuils sur les boues, les teneurs limites autorisées dans la réglementation française (arrêté du 8 janvier 1998) et les teneurs limites proposées par le projet de directive européenne,
- dans le cadre de l'analyse du cas d'épandage moyen et des seuils sur les boues, les valeurs de la référence « sol français moyen » extraite de Mench et Baize (2004).

Les teneurs en substances chimiques dans les boues utilisées sont :

- dans le cadre de l'analyse des seuils sur les sols, les teneurs maximales déduites des flux limites d'apport au sol spécifiques à chaque substance de l'arrêté du 8 janvier 1998 et les teneurs limites dans les boues proposées par le projet de directive européenne,
- dans le cadre de l'analyse du cas d'épandage moyen et des seuils sur les sols, les teneurs caractéristiques de la référence « boues françaises moyennes » et les teneurs maximales rencontrées dans les boues françaises définie à partir de l'étude de l'AGHTM (2002).

La quantification des risques effectuée en aval de ces choix repose sur l'hypothèse que les références « sols français moyen » et « boues françaises moyennes » sont représentatives de la situation en France. Les teneurs caractéristiques de la référence « sol français moyen » sont les médianes des résultats de l'analyse de 11 400 horizons labourés en France. Cette source de valeur semble donc satisfaisante pour l'utilisation qui en est faite et le fait de retenir la médiane de la distribution obtenue permet de s'affranchir des teneurs extrêmes rencontrées sur certains substratums géologiques. En revanche, la représentativité du choix de la référence « boues françaises moyenne » est soumise à plus d'incertitudes, car le nombre d'échantillons de boues analysées est faible. Il serait donc intéressant de caractériser la variabilité des boues, afin de voir si le choix d'une étude reposant sur l'analyse de 60 échantillons permet d'avoir une certaine représentativité de la qualité des boues en France. Même si ce nombre d'échantillon peut suffire pour avoir des valeurs moyennes ayant un sens, il est très possible qu'une telle étude ne permette pas d'avoir les teneurs maximales rencontrées dans les boues. Les évaluations du gain sanitaire lié à la

mise en œuvre des seuils du projet de directive européenne en France sont donc faussées. Cependant, si des données de composition des boues (incluant les nouveaux paramètres européens) étaient disponibles sur une gamme d'échantillons plus large, il aurait été pertinent de retenir, plutôt qu'une valeur maximale le 95<sup>ème</sup> percentile des distributions de concentrations ; de cette façon on obtient des valeurs majorantes et les valeurs extrémales aberrantes seraient éliminées.

#### B) Modélisation du devenir des contaminants dans le sol

Dans le cadre de la présente étude, il a été considéré que le benzo[a]pyrène, les HAP européens et le DEHP subissaient un processus de dégradation dans le sol. L'influence de ce phénomène sur l'évolution des teneurs en contaminants dans le sol est prise en compte, sur la base de données de demi-vies spécifiques au sol, et en supposant une décroissance exponentielle des teneurs attribuables aux boues. Des incertitudes existent à ce niveau là, du fait que les données de demi-vie dans le sol sont variables pour une même substance. Les valeurs de demi-vies utilisées sont spécifiques à la décroissance des substances apportées par des boues de station d'épuration dans le sol (NRC, 2002). Il s'agit de données globales qui prennent vraisemblablement en compte à la fois les phénomènes de biodégradation et la dégradation abiotique. Il a par ailleurs été considéré que l'ensemble des autres substances chimiques introduites dans les sols par les boues s'accumulaient sans subir de dégradation, en partie en raison de l'absence de valeurs de demi-vies disponibles.

Dans la réalité, les substances chimiques se partagent dans les différents compartiments environnementaux et acquièrent des spéciations différentes en fonction de chaque compartiment. Cependant, la modélisation de ces phénomènes est impossible à réaliser de façon fiable et simple. Les choix de modélisation de l'évolution des teneurs en contaminants dans les sols sont donc très approximatifs.

Pour les éléments traces métalliques, puisque la spéciation retenue est globalement la plus conservatoire (tout en restant pertinente) et que ceux-ci sont supposés s'accumuler dans les sols sans subir de dégradation, la démarche considérée est majorante du risque.

En revanche, la prise en compte de la décroissance des teneurs en benzo[a]pyrène, HAP européens et DEHP et de la non dégradation des autres CTO ne peut être qualifiée de conservatoire pour la santé, car les substances issues de la dégradation des CTO peuvent être plus mobiles et/ou toxiques que le composé chimique introduit par les boues, sans que ce point ne puisse être tranché scientifiquement.

#### C) Non prise en compte de la biodisponibilité des substances ingérées ou inhalées

Une incertitude majeure des calculs précédemment effectués est liée à la non prise en compte de la biodisponibilité pour l'homme des substances ingérées ou inhalées, à partir du sol ou de végétaux. Le risque est calculé sur la base de tests toxicologiques, à partir de matrices présentant une efficacité supérieure de l'absorption des polluants. Cela correspond à une approche pénalisante et à la pratique admise dans l'état de l'art actuel. Cette incertitude peut entraîner une surestimation de l'exposition par la voie « ingestion de terre amendée » et « inhalation de poussières ». Ces voies ne contribuent pas significativement aux niveaux de risque, sauf pour la cible « agriculteur ».

#### D) Absence de prévisions relatives à l'évolution de la pratique d'épandage

Le modèle d'évaluation des risques sanitaires réalisé propose de calculer des risques pour des durées d'épandage de 80 ans. Or il est vraisemblable que la pratique évolue dans le

sens d'une diminution des teneurs en contaminants dans les boues et d'une augmentation de la surface agricole épandue. Ce type de projection dans le temps n'a pas été réalisé.

#### E) Choix du type de sol recevant les boues

Dans le cadre du présent rapport, le type de sol sur lequel les boues sont épandues choisi est de type argilo-limoneux un peu calcaire, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1 %. Ce choix conditionne (par le biais de la sélection des facteurs de bioconcentration) le transfert des contaminants du sol vers les végétaux. Il est donc déterminant. Cependant, en l'absence de données relatives à la distribution des paramètres texture, teneur en matières organiques et pH à l'échelle de la SAU, la représentativité de ce choix ne peut être discutée.

### 3.4.2 Analyse des incertitudes sur l'évaluation des dangers

#### A) Incertitudes relatives à l'évaluation de la toxicité des dioxines

Dans le cadre de la présente étude, les dioxines ont été considérées, conformément à l'avis de l'Observatoire des pratiques de l'évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact<sup>20</sup> et en accord avec la position du Conseil supérieur d'hygiène publique de France, comme présentant un mode d'action non génotoxique. De ce fait, seuls les risques sanitaires d'effets à seuil ont été étudiés pour les dioxines. Or l'US-EPA (IRIS) propose un excès de risque unitaire de  $10^{-3}$  [pg/(kg.j)]<sup>-1</sup> par voie orale pour la 2,4,7,8-TCDD dans un draft. A titre informatif, les niveaux de risque sanitaire attribuables aux boues obtenus dans le cadre de l'épandage de « boues françaises moyennes » et de boues à la limite de la réglementation française ont été quantifiés en considérant l'ERU proposé par l'US EPA (tableau 23).

Cible		Consommateur adulte	Consommateur enfant	Riverain adulte	Riverain enfant	Agriculteur	Résident adulte	Résident enfant
<b>ERI attribuables à l'épandage de boues françaises moyennes</b>								
Durée d'épandage	10 ans	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$	$6,9 \cdot 10^{-6}$
	80 ans	$6,3 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$6,5 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$7,5 \cdot 10^{-5}$	$4,1 \cdot 10^{-4}$	$5,9 \cdot 10^{-5}$
voie qui tire le risque		ingestion de végétaux						
<b>ERI attribuables à l'épandage de boues à la limite de la réglementation européenne</b>								
Durée d'épandage	10 ans	$9,9 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$9,1 \cdot 10^{-5}$	$4,3 \cdot 10^{-4}$	$6,2 \cdot 10^{-5}$
	80 ans	$5,7 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$5,9 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$6,8 \cdot 10^{-4}$	$3,7 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-4}$
voie qui tire le risque		ingestion de végétaux						

Tableau 23 : excès de risque individuels d'effets sans seuil attribuables aux boues prenant en compte le mode d'action génotoxique des dioxines.

Les niveaux de risque obtenus, pour l'épandage de boues françaises moyennes comme de boues dont les teneurs en dioxines sont égales au seuil européen qui s'y rapporte, sont très largement supérieurs aux risques obtenus dans tous les cas étudiés précédemment sans tenir compte du possible caractère génotoxique des dioxines. En conséquence, si les

<sup>20</sup> [http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/etud\\_impact/sommaire.htm](http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/etud_impact/sommaire.htm)

dioxines étaient génotoxiques, les risques d'effets sans seuil seraient, dans tous les cas étudiés, tirés par l'exposition aux dioxines par la voie ingestion de végétaux.

## B) Incertitudes relatives à l'évaluation de la toxicité du plomb

Pour le plomb, les effets sans seuil non pas été retenus, alors que l'OEHHA préconise une VTR pour la voie ingestion de  $8,5 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$  et une VTR pour la voie inhalation de  $1,2 \cdot 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$  (cf. annexe 5). La prise en compte des effets sans seuils du plomb fait actuellement l'objet d'un débat au niveau international. En effet, certains organismes ne reconnaissent pas l'existence d'un seuil en dessous duquel le plomb n'aurait pas d'effet. Par exemple, l'US EPA considère que certains des effets du plomb (effets sur le développement neurologique de l'enfant) peuvent se produire à des niveaux si bas (en terme de niveau d'exposition ou de concentration dans le sang) que le plomb peut être considéré sans seuil. Concernant les effets cancérigènes du plomb, l'US EPA n'a pas dérivé d'Excès de Risque Unitaire. En effet, cet institut considère qu'il n'est pas adéquat de dériver une telle valeur puisque la relation entre la probabilité de réponse et la dose n'est pas linéaire à partir d'une certaine concentration dans le sang. La position actuelle des toxicologues de l'INERIS est de ne pas retenir ces effets sans seuil.

Le tableau 24 présente l'influence du choix de la non prise en compte des effets sans seuils du plomb sur le niveau de risque obtenu de la situation d'épandage de « boues moyennes » sur un « sol agricole français moyen ».

Qu'on regarde les risques attribuables aux boues ou le risque global, la prise en compte des effets sans seuil possibles du plomb conduit à des excès de risque individuels associés à ce cas moyen très supérieurs à ceux obtenus sans prendre en compte ses effets. Le choix de ne pas prendre en compte les effets sans seuil du plomb peut donc, s'il est avéré que le plomb a des effets sans seuil, conduire à minorer les excès de risque individuels. Si les effets sans seuils du plomb sont pris en compte, les risques d'effets sans seuil attribuables au sol pour 10 ou 80 ans d'épandage, ainsi que les risques d'effets sans seuil attribuables aux boues pour 80 ans d'épandage, deviendraient systématiquement supérieurs à  $10^{-6}$  dans le cas moyen, leur acceptabilité n'étant alors pas garantie. Par extrapolation, ce constat est également valable dans l'ensemble des cas d'analyse des seuils réglementaire présentés dans ce rapport, puisque les sols et les boues « moyens » sont inférieurs aux valeurs limites de la réglementation française et du projet de directive européenne.

Cible		Consommateur adulte	Consommateur enfant	Riverain adulte	Riverain enfant	Agriculteur	Résident adulte	Résident enfant
<b>ERI attribuables aux boues</b>								
Durée d'épandage	10 ans	$2,5 \cdot 10^{-7}$	$9,8 \cdot 10^{-8}$	$2,6 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$4,5 \cdot 10^{-7}$
	80 ans	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$6,7 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$6,8 \cdot 10^{-7}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$7,9 \cdot 10^{-6}$	$2,8 \cdot 10^{-6}$
voie et substance qui tirent le risque		plomb par ingestion de végétaux						
<b>ERI attribuables aux boues et au bruit de fond</b>								
Durée d'épandage	10 ans	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$3,2 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$5,2 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
	80 ans	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$3,7 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$3,8 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$5,9 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$
voie et substance qui tirent le risque		plomb par ingestion de végétaux						

*Tableau 24 : excès de risques individuels attribuables aux boues prenant en compte les possibles effets sans seuil du plomb dans le cas d'épandage représentatif de la pratique en France.*

Sous l'hypothèse que le plomb a des effets sans seuils, il est également vraisemblable que la mise en œuvre en France des seuils du projet de directive européenne en France conduise à réduire significativement les niveaux de risque d'effets sans seuil pour les populations. En effet, le plomb contribue de façon majoritaire au risque d'effets sans seuil (par extrapolation du cas moyen) et ce projet de directive propose de diminuer les seuils relatifs aux teneurs en plomb dans les boues de plus de moitié (200 mg/kg au lieu de 500 mg/kg).

#### C) Prise en compte des familles de contaminants

Le projet de directive européenne propose des valeurs seuils sur les paramètres correspondant à une famille de contaminants. Parmi ceux-ci, le risque a été quantifié pour les HAP européens (composé de neuf HAP différents) et les dioxines (composé des PCDD et PCDF) selon des hypothèses conservatoires. Ainsi les valeurs toxicologiques relatives au composé le plus toxique de chaque groupe ont été considérées : concernant les HAP, il s'agit du pyrène pour les effets sans seuil et du benzo[a]pyrène pour les effets sans seuil ; concernant les dioxines, les TCDD chlorés en position latérales (2,3,7,8-TCDD) ont été retenus comme composant exclusifs du groupe. Si des données relatives aux proportions des différents HAP et dioxines dans les boues avaient été disponibles une approche plus fine aurait pu être adoptée.

En conséquence, à chaque fois que ces groupes de substances (HAP européens et dioxines) contribuent significativement au niveau de risque pour les populations, il convient de se rappeler qu'il s'agit de valeurs supérieures au niveau de risque réel. Or pour les effets à seuil, dans la plupart des cas étudiés, les dioxines ou les HAP contribuent, avec le plomb, à l'indice de risque maximal. De plus, pour les effets sans seuils, dans la plupart des cas analysés, les HAP européens contribuent également significativement aux excès de risque individuels totaux obtenus.

#### D) Dérivation de VTR

Que ce soit pour les effets à seuil ou les effets sans seuil, il n'a été procédé à aucune dérivation VTR inhalation pour la voie orale. En revanche, des VTR dérivées pour la voie inhalation ont été calculées pour les effets à seuils des dioxines et les effets sans seuil des PCB. Cependant les incertitudes associées à la pratique de ces dérivations n'influencent pas les résultats obtenus, puisque les risques résultants de l'exposition aux PCB et aux dioxines par inhalation sont négligeables.

### 3.4.3 Incertitude sur l'évaluation de l'exposition

#### A) Non prise en compte de certaines voies d'exposition

Les voies d'exposition faisant intervenir le transfert de contaminants des boues vers les eaux superficielles ou souterraines n'a pas été pris en compte.

En ce qui concerne les eaux souterraines, on se place en effet dans le cadre de cette étude dans une situation moyenne vis-à-vis de la pratique d'épandage de boues. Or dans le cas général, un certain nombre d'études (cf. section 2.1.1B)) mettent en évidence le caractère négligeable de ces transferts. En revanche, dans des cas « exceptionnels » de sols argileux fracturés situé à proximité d'un puit de particulier (dont la qualité n'est pas contrôlée) utilisé pour l'eau potable, la prise en compte du transfert vers les eaux souterraines serait pleinement justifiée, mais ce n'est pas l'objectif de la présente étude.

En ce qui concerne les eaux superficielles, un transfert particulière vers ce milieu d'exposition est envisageable du fait de l'érosion des sols amendés par le ruissellement ou le vent. La non prise en compte de cette voie revient donc à supposer que les distances d'isolement prescrites réglementairement suffisent à rendre ce phénomène négligeable. Cependant l'influence de ce choix sur les résultats obtenus n'est a priori pas importante (dans un cas général comme celui étudié), puisqu'il a été montré que les voies hydriques contribuaient de façon très minoritaire à l'exposition de l'homme aux boues (Joyeux, 2001).

B) Analyse des incertitudes sur les modèles de transfert

a) *Incertitudes relatives au transfert vers les végétaux*

**Incertitudes sur la sélection des facteurs de bioconcentration**

La modélisation du transfert vers les végétaux est soumise à de nombreuses incertitudes, présentées par ordre croissant.

(1) L'approche qui consiste à utiliser des facteurs de bioconcentration expérimentaux spécifiques à chaque végétal est incertaine dès que les conditions dans lesquelles cette valeur a été déterminée s'éloignent des conditions rencontrées dans le cadre de la présente étude. A ce niveau, le choix du type de sol effectué engendre des incertitudes : en effet certaines valeurs de BCF plutôt que d'autres sont sélectionnées selon des critères de ressemblance des conditions expérimentales avec le type de sol, alors que celui-ci n'est pas justifié en termes de représentativité. Il peut donc y avoir un biais dont on ne peut dire à coup sûr dans quel sens il joue vis-à-vis du risque.

(2) De plus, des extrapolations de BCF ont été réalisées entre végétaux dont la partie comestible est physiologiquement de même nature, chaque fois qu'une valeur de BCF manquait pour un végétal considéré alors qu'une valeur expérimentale était disponible pour un autre végétal de la même catégorie.

(3) Enfin, l'utilisation, à défaut de valeurs expérimentales disponibles, de formules empiriques fournissant une valeur de BCF en fonction de paramètres décrivant le comportement de chaque substance, est considérée comme encore plus incertaine. Ces formules ont en effet été établies dans des conditions très spécifiques limitant leur validité. La formule Briggs et al. (1982) a été établie pour des pesticides à partir d'expériences sur de l'orge en conditions hydroponiques (c'est-à-dire que les cultures ont été réalisées dans une solution aqueuse et non à partir d'une matrice sol). L'utilisation de cette formule pour l'ensemble des végétaux et pour l'ensemble des composés organiques constitue donc une approximation importante. De plus, cette formule n'est valable que pour une gamme de Log (Kow) comprise entre -1 et +5. L'utilisation de cette formule dans le cas des dioxines, PCB, benzo[b]fluoranthène et benzo[a]pyrène, qui sortent du champ d'application de la formule du fait de coefficients de partage octanol / eau trop élevés, est incertaine. La formule de Baes (1982) pour les inorganiques a également été établie dans des conditions hydroponiques, très différentes de cultures en terre.

L'ensemble de ces incertitudes, pouvant aussi bien être majorantes que minorantes vis-à-vis du risque, affecte donc significativement le niveau de risque final. L'ensemble des incertitudes associées aux valeurs de BCF sélectionnées ne peut pas être quantifié car il résulte notamment d'insuffisances dans les connaissances actuelles relatives au transfert sol-plante.

## **Prise en compte de la déposition atmosphérique**

Par ailleurs, il est majorant de prendre en compte systématiquement le phénomène de déposition de poussières sur les parties aériennes des végétaux dans le cas de BCF élaborés en plein champ dans des conditions climatiques comparables à celles de la France. A titre informatif, l'influence de la prise en compte de ce phénomène sur le niveau de risque par la voie ingestion de végétaux dans le cas d'épandage de boues moyennes sur un sol moyen : ce calcul montre que l'incertitude qui découle du fait qu'on ne sait pas si la déposition atmosphérique est prise en compte ou non dans les BCF utilisés est d'un ordre de grandeur. Ainsi, dans ce cas moyen, sans prendre en compte la déposition atmosphérique, les risques obtenus attribuables aux boues, comme ceux attribuables aux boues et au fond géochimique, deviennent acceptables pour toutes les cibles que la durée d'épandage considérée soit de 10 ou de 80 ans.

Dans les cas d'analyse des seuils français et européens, on peut supposer que, malgré des substances prises en compte légèrement différentes, l'incertitude sur le risque par la voie ingestion de végétaux, liée au fait qu'on ne sait pas s'il faut prendre en compte ou non la déposition atmosphérique, est également d'un ordre de grandeur. Alors les indices de risque obtenus avec la déposition atmosphérique compris entre 1 et 10 sont peut être acceptables de même que les excès de risque individuels compris entre  $10^{-6}$  et  $10^{-5}$ . Sous cette hypothèse, aucun risque d'effets sans seuil n'est mis en évidence dans l'ensemble des cas réglementaires analysés et les seuils risques inacceptables mis en évidence concernent les résidents enfants, pour les risques attribuables au mélange sol-boues dans le cadre de l'analyse des seuils français et européens sur les sols et sur les boues.

## **Comparaison des teneurs dans les végétaux avec les seuils réglementaires relatifs aux denrées alimentaires**

Le tableau 25 suivant compare d'une part les teneurs limites réglementaires et recommandées relatives aux aliments d'origine végétale, et d'autre part les teneurs dans les aliments calculées, dans le cas d'une durée d'épandage de « boues moyennes » de 80 ans en prenant en compte le fond géochimique, à partir des BCF spécifiques aux végétaux d'origine agricole et issus du jardinage. Des teneurs limites réglementaires existent pour le plomb et le cadmium (règlement européen (CE) n°466/2001 du 8 mars 2001<sup>21</sup>) et des teneurs recommandées existent pour le mercure (CSHPF - 10 décembre 1993).

Il ressort de cette comparaison que les teneurs moyennes dans les végétaux, modélisées au moyen des BCF spécifiques aux cultures agricoles et issues du jardinage, respectent les seuils réglementaires sur le cadmium, ainsi que les seuils recommandés sur le mercure. En revanche, les teneurs limites relatives au plomb sont dépassées pour toutes les catégories de végétaux considérées à l'exception des légumes racines et des pommes de terre. L'obtention de ces résultats est en cohérence avec les niveaux de risque obtenus pour la cible « consommateur enfant » pour un épandage de boues moyennes pendant 80 ans, à savoir un IR de 1,5 le plomb contribuant majoritairement au risque.

---

<sup>21</sup> modifié par les règlements (CE) n°2375/2001 du 29 novembre 2001, n°221/2002 du 6 février 2002, n°257/2002 du 12 février 2002, n°563/2002 du 2 avril 2002, n°1425/2003 du 11 août 2003, n°2174/2003 du 12 décembre 2003, n°242/2004 du 12 février 2004, n°684/2004 du 13 avril 2004.

		<b>Cd</b>	<b>Pb</b>	<b>Hg</b>
céréales	jardin	nc	nc	nc
	agriculture	0,06	0,61	$3,5 \cdot 10^{-4}$
	seuil	0,1 et 0,2	0,2	0,03
légumes feuilles	jardin	0,01	1,2	$1,3 \cdot 10^{-4}$
	agriculture	0,06	0,40	$1,3 \cdot 10^{-5}$
	seuil	0,2	0,3	0,03
légumes racines	jardin	0,01	0,03	$4,8 \cdot 10^{-3}$
	agriculture	0,08	0,02	$5,6 \cdot 10^{-4}$
	seuil	0,1	0,1	0,03
pomme de terre	jardin	0,02	0,01	$4,8 \cdot 10^{-3}$
	agriculture	0,02	0,01	$4,8 \cdot 10^{-3}$
	seuil	0,1	0,1	0,03
légumes fruits	jardin	$3,3 \cdot 10^{-3}$	0,18	$2,2 \cdot 10^{-3}$
	agriculture	nc	nc	nc
	seuil	0,05	0,1	0,03
fruits	jardin	0,01	0,49	$1,3 \cdot 10^{-5}$
	agriculture	nc	nc	nc
	seuil	0,05	0,1	0,03

Tableau 25 : comparaison des teneurs modélisées dans les végétaux avec les teneurs limites réglementaires dans les aliments d'origine végétale.

b) *Incertitude sur la modélisation des teneurs en poussières émises par le sol dans l'air inhalé*

Puisque cette évaluation des risques sanitaires appliquée à l'analyse de la réglementation prétend se placer dans un cas français très général, la modélisation des teneurs en poussières émises par le sol dans l'air inhalé repose sur l'utilisation de valeurs de concentrations par défaut, sans chercher à modéliser le processus d'émission de particules. On dispose de très peu de recul vis-à-vis de ces valeurs.

c) *Incertitudes associées au choix des paramètres d'exposition des cibles*

Les caractéristiques de fréquence d'exposition des cibles ont été définies de façon majorante dans le cadre de cette étude.

Dans le cadre de l'évaluation des quantités d'aliments ingérées en provenance de sols amendés par des boues, l'hypothèse suivante a été réalisée. Il est supposé que l'ensemble des produits animaux et végétaux ingérés provient de cultures ou d'élevages effectués sur le territoire français. Cette hypothèse peut être aussi bien majorante que minorante, selon que la proportion des terres agricoles dans les pays exportant vers la France est supérieure ou inférieure à 3%.

### 3.4.4 Incertitudes sur la caractérisation du risque

Les incertitudes discutées dans cette partie concernent les règles d'additivité des risques.

Dans le cadre de la caractérisation des risques d'effets à seuil, le choix a été fait de procéder à une sommation des indices de risque du plomb avec les indices de risques associé à toutes les autres substances ayant un effet commun avec le plomb. En effet, la VTR de l'OMS correspond à la dose d'exposition telle qu'il n'y a pas d'augmentation de la plombémie chez les jeunes enfants. Or, le niveau plombémie de base de la population

étudiée n'étant pas précisé, on ne sait pas à quel effet du plomb correspond cet incrément de plombémie. De ce fait, à titre conservatoire, tous les organes cibles sur lesquels le plomb a un effet ont été pris en compte.

Il est donc vraisemblable que le risque d'effet à seuil soit majoré dès lors que le plomb en est en partie responsable. Cependant, cette majoration n'est pas très importante, puisque dans la plupart des cas étudiés, le plomb contribuait majoritairement au risque d'effets à seuil, quel que soit la substance ayant un effet commun avec lui, de sorte que les IR obtenus pour tous les groupes de substances incluant le plomb était groupés dans un intervalle de variation restreint.

La démarche retenue dans l'étude des risques d'effets à seuil a été de caractériser un risque global résultant de l'exposition simultanée à différents contaminant, considérant que tout cancer finit par se généraliser. Cette approche, qui consiste à sommer par voies et par substances les excès de risque individuels, est incertaine car elle suppose que les risques associés aux différentes substances chimiques prises en compte sont des probabilités indépendantes ; elle ignore donc tout effet potentiel d'antagonisme ou de synergie. Les excès de risques cumulés peuvent donc minorer ou majorer le risque réel.



## CONCLUSION

L'objectif consistant à déterminer quantitativement le niveau de risque sanitaire associé à la pratique d'épandage de boues de station d'épuration dans des situations telles que les teneurs en contaminants dans les sols d'une part et dans les boues d'autre part sont égales aux valeurs maximales autorisés par la réglementation française (arrêté du 8 janvier 1998) et par le projet de directive européenne (CEC, 2000) est atteint. Des valeurs chiffrées ont pu être fournies sur la base desquelles il est possible de statuer sur l'acceptabilité ou non du risque.

Cependant, les résultats obtenus soulèvent la question de savoir pour quelle durée les valeurs limites réglementaires sont sensées protéger la population et si cette réglementation doit prendre en compte les futurs usages possibles des sols anciennement amendés par des boues. En fonction de la réponse à cette question, certains niveaux de risque peuvent être qualifiés d'acceptable ou d'inacceptables. Ainsi, dans le cas de l'analyse de la réglementation française comme dans le cas de l'analyse du projet de directive européenne, les seuils relatifs aux boues conduisent à des niveaux de risque attribuables aux boues inacceptables au bout de 10 ans si un futur usage résidentiel est considéré, contre 70 ans si on ne s'intéresse qu'à la population contemporaine à la pratique d'épandage.

La question de savoir s'il convient ou non de prendre en compte le fond géochimique est primordiale, puisque la composition du sol avant épandage contribue bien souvent majoritairement aux risques obtenus. Si le bruit de fond est pris en compte, les risques associés aux seuils français et européens sur les boues sont inacceptables au bout de 10 ans d'épandages, que l'usage résidentiel futur des sols amendés soit pris en compte ou pas. Par ailleurs, l'analyse des valeurs limites relatives aux sols sur lesquels des boues sont épandues met en évidence des risques inacceptables dans le cas français comme dans le cas européen. Cependant, la communauté scientifique s'interroge actuellement sur la mobilité différentielle des substances chimiques présentes dans le sol, en fonction de leur origine naturelle ou anthropique. Ainsi, la mobilité (notamment vers les végétaux) des substances présentes naturellement dans les sols pourrait être inférieure à la mobilité des substances introduites par les boues. Si cette hypothèse était vérifiée, la façon dont le bruit de fond est pris en compte dans le cadre de la présente évaluation des risques ne serait pas adaptée.

L'évaluation de l'apport, en termes de risques sanitaires, qui résulterait de la mise en œuvre en France des seuils européens, pour les substances vis-à-vis desquelles la réglementation française actuelle est plus laxiste, a également été réalisée. Qu'il s'agisse des seuils sur les boues ou sur les sols, il apparaît que les différences entre les niveaux de risque garantis actuellement par la réglementation française et ceux qui résulteraient de l'implémentation des valeurs européennes plus contraignantes, sont très faibles au regard des incertitudes qui planent sur ces résultats. Ces niveaux de risque peuvent donc être considérés comme similaires à l'échelle de la population française. Cependant, la mise en œuvre des seuils européens peut très bien constituer un apport significatif à la sécurité sanitaire des personnes exposées dans le cadre d'hypothèses divergeant de la pratique d'épandage moyenne considérée dans le cadre de ce rapport ou correspondant à un contexte plus local.



---

## Bibliographie

---

- AGHTM. *Impact du futur projet européen sur la valorisation des boues en agriculture : campagne d'analyses sur 60 boues de STEP*. Rapport final. Mars 2002. 139 p (+ annexes).
- AL-SUBU M. (M.), HADDAD M., MIZYED N. et MIZYED I. Impacts of irrigation with water containing heavy metals on soil and groundwater: a simulation study. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2003, vol. 146, pp. 141-152.
- AMBUS P., JENSEN J. (M.), PRIEME A., PILEGAARD K. et KJOLLER A. Assessment on CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes in a Danish beech (*Fagus sylvatica*) forest and an adjacent N-fertilised barley (*Hordeum vulgare*) field: effects of sewage sludge amendments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2001, vol. 60, pp. 15-21.
- BADER J. (L.), GONZALEZ G. (L.), GOODELL P. (C.), ALI A. M. S. et PILLAI S. (D.) Aerobic reduction of hexavalent chromium in soil by indigenous microorganisms. *Bioremediation Journal*, 1999, vol. 3, n°3, pp. 201-211.
- BAES III C. (F.). Prediction of the soil-plant concentration ratios. *Trans. Am. Nucl. Soc.*, 1982, vol. 42, pp. 53-54.
- Van den BERG R. *Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values*. Rapport technique du RIVM. Avril 1991 (révisé partiellement en janvier 1994).
- BINDER S., SOKAL D. et MAUGHAN D. Estimating soil ingestion: the use of tracer elements in estimating the amount of soil ingested by young children. *Arch. Environ. Health*, 1996, vol. 41, pp. 341-345.
- BONNARD R., HULOT C. et LEVEQUE S. *Méthode de calcul des valeurs de constat d'impact dans les sols*. Rapport INERIS. Novembre 2001. 29 p.
- BRIGGS G. (G.), BROMILOW R. (H.) et EVANS A. (A.). Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley. *Pesticides Science*, 1982, vol. 13, pp. 495-504.
- BRONTJE D., HERMENS J., VRMEIRE T. et DAMSTRA T. *Integrated risk assessment: nonylphenol case study*. Report prepared for the WHO/UNEP/ILO international programme on chemical safety. 2004.
- CAILLAUD D. *Les maladies respiratoires professionnelles en milieu rural*. 8e CONGRÈS Aérobiologie et milieu rural, Risques sanitaires et prévention. 25 Février 2002.
- CALABRESE E. (J.), BARNES R. (M.), STANEK E. (J.), PASTIDES H., GILBERT C. (E.), VENEMAN P., WANG X., LASZTITY A. et KOSTECKI P. (T.). How much soil do children ingest: an epidemiologic study? *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 1989, vol. 10, pp. 123-137.
- CALABRESE E. (J.) et STANEK E. (J.). A guide to interpreting soil ingestion studies. II. Qualitative and quantitative evidence of soil ingestion. *Regul Toxicol Pharmacol*, 1991, vol. 13, pp. 278-292.
- CEC (Council of the European Communities). *Working document on sludge*. Third draft. Bruxelles : DG Environment, 27 Avril 2002. 18 p.
- CHASSANDE C. et al. *Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture*. Dossier documentaire. Angers : ADEME, 2001.

- CIBLEX. *Banque de données de paramètres descriptifs de la population française au voisinage d'un site pollué*. Version 0. ADEME / IRSN, Juin 2003.
- CLAUSING P., BRUNEKREEF B. et Van WJINEN J. (H.). A method for estimating soil ingestion by children. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, 1987, vol. 59, pp. 73-82.
- Club ATOUTBOUES. *Etude de marché « gestion biologique des déchets organiques »*. Avril 2005. Disponibilité : <http://www.atoutboues.fr.st/>
- CSHPF (Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France). *Risques sanitaires liés aux boues d'épuration des eaux usées urbaines*. Paris, Lavoisier tec et doc, 1998. 107 p.
- DUQUET B. et ROSSEL D. *Détermination de valeurs seuil pour les micropolluants organiques dans les boues d'épuration : méthodologie*. Mandat inter-agences. Février 1996. 50 p., 7 annexes.
- EC. *Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction*. Commission Européenne, 2001. 44 p.
- GOCHFELD M. Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2003, vol. 56, pp. 174-179.
- GOVE L., COOKE C. (M.), NICHOLSON F. (A.) et BECK A. (J.) Movement of water and heavy metals (Zn, Cu, Pb and Ni) through sand and sandy loam amended with biosolids under steady-state hydrological conditions. *Bioresource Technology*, 2001, vol. 78, pp. 171-179.
- HARMEL R. (D.), ZARTMAN R. (E.), MOURON C., WESTER D. (B.) et SOSEBEE R. (E.). Modeling ammonia volatilization from biosolids applied to semiarid rangeland. *Soil Scienc Society of America Journal*, 1977, vol. 61, pp. 1794-1798.
- HARRISON E (Z.). Land application of sewage sludges: an appraisal of the US regulations . *International Journal of Environment and Pollution*, 1999, vol. 11, n°1, pp. 1-36.
- HAWLEY J. (K.). Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. *Risk Analysis*, 1985, vol. 5, n°4, pp. 289-302.
- HERA (Human and Environnemental Risk assesment), 2004. Linear Alkylbenzène Sulfonate (CAS n°68411-30-3), version 2.0. Mai 2004.
- ILSI (International Life Science Institute). *A risk-based methodology for deriving quality standards for organic contaminants in sewage sludge for the use in agriculture: conceptual framework*. Draft final version 2.0. 3 Octobre 2003. 45 p.
- JOYEUX M. *Risques sanitaires liés à la valorisation agricole des boues résiduelles des collectivités territoriales*. Rapport. Octobre 2001. 22 p.
- KIMBROUGH D. (E.), COHEN Y., WINER A. (M.), CREELMAN L. et MABUNI C. A critical assesment of chromium in the environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1999, vol. 29, n°1, pp. 1-46.
- LAURENT C., FEIDT C. et LAURENT F. *Etat de l'art sur les transferts de polluants organiques et métalliques du sol vers l'animal*. Rapport. ENSAIA & ADEME, 2003. 239 p.
- LEVER N. *Contribution à l'élaboration d'une méthode d'évaluation des risques sanitaires liés à l'épandage agricole des boues*. Mémoire de fin d'études de l'ESITPA.
- LIU Z. (P.). Lead poisoning combined with cadmium in sheep and horses in the vicinity of non-ferrous metal smelters. *The Science of the Total Environment*, 2003, vol. 309, pp. 117-126.

MENCH M. et BAIZE B. Contamination des sols et de nos aliments d'origine végétale par les éléments en traces: mesures pour réduire l'exposition. *Courrier de l'environnement de l'INRA*. Septembre 2004, n°52, pp. 31-56.

NRC (National Research Council). *Biosolids applied to land: advancing standards and practices*. Washington, DC : National Academy Press, 2002. 266 p.

OTV. *Traiter et valoriser les boues*. N°2. 1997. 475 p. (ISBN 2-9511059-0-8).

PIQUE M.-L. *Amélioration de la prise en compte des facteurs humains de l'exposition lors d'épandages de boues*. Mémoire de l'École Nationale de la Santé Publique. 2004. 107 p.

ROBINSON M. (B.) et ROPER H. Volatilisation of nitrogen from land applied biosolids. *Australian Journal of Soil Research*, 2003, vol. 41, pp. 711-716.

SCHOWANEK D., CARR R., DAVID H., DOUBEN P., HALL J., KIRCHMANN H., SEQUI P., SMITH S., VISO A.-C., PATRIA L., WEBB S., KLEINER J. et BOTTEX B. *A risk-based methodology for deriving quality standards for organic contaminants in sewage sludge for use in agriculture: conceptual framework*. Final draft, version 2.0. International Life Sciences Institute (Expert group on risk assessment of sewage sludge), 3 Octobre 2003. 45 p.

SHELL GLOBAL SOLUTIONS. *The concepts of HESP (Human Exposure to Soil Pollutants computer program): reference manual*. Version 2.10b. Janvier 1995. 66 p.

STANEK E. (J.) et CALABRESE E. (J.). Daily soil ingestion estimates for children at a superfund site. *Risk Analysis*, 2000, vol. 20, n°5, pp. 627-635.

TRAVIS C. (C.) et ARMS A. (D.). Bioconcentration of organics in beef, milk, and vegetation. *Environmental Science & Technology*, 1988, vol. 22, n°3, pp. 271-274.

US EPA. *Superfund exposure assessment manual*. EPA/540/1-88/001. Washington DC : US Environmental Protection Agency, Avril 1988.

US EPA. *Exposure factors handbook. Volume I: General factors*. EPA/600/P-95/002Fa. Washington DC : US Environmental Protection Agency, Août 1997.

US EPA. *Exposure factors handbook. Volume III: Activity factors*. EPA/600/P-95/002Fc. Washington DC : US Environmental Protection Agency, Août 1997.

US EPA. *Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)*. Final report EPA/540/R/99/005. Juillet 2004.

VEERKAMP W. et Ten BERGE W. *The concept of HESP – Reference manual – Human exposure to soil pollutants*. Version 2.10a. La Hague : Shell Internationale Petroleum Maatschappij B. V., 1994.

Van WIJNEN J. (H.), CLAUSING P., et al. Estimated soil ingestion by children. *Environ Res*, 1990, vol. 51, n°2, pp. 147-162.

Les annexes 5 et 9 relatives à la sélection des valeurs toxicologiques de référence et des facteurs de bioconcentration dans les végétaux disposent de leur propre bibliographie.



---

## Liste des annexes

---

ANNEXE 1 :

Production et traitement des boues de station d'épuration en France

ANNEXE 2 :

Les prescriptions réglementaires relatives aux modalités techniques d'épandage de boues d'épuration

ANNEXE 3 :

Sélection des cultures agricoles prises en compte dans le modèle

ANNEXE 4 :

Identification du potentiel dangereux des substances

ANNEXE 5 :

Analyse et sélection des valeurs toxicologiques de référence de la bibliographie

ANNEXE 6 :

Calcul de relations dose-réponse en l'absence de VTR

ANNEXE 7 :

Valeurs des taux d'absorption dermique

ANNEXE 8 :

Sélection des facteurs de bioconcentration dans les végétaux

ANNEXE 9 :

Synthèse des facteurs de bioconcentration retenus par catégorie de végétaux, pour les cultures agricoles et issues du jardin

ANNEXE 10 :

Déposition de poussières sur les parties aériennes des plantes

ANNEXE 11 :

Synthèse des facteurs de bio-accumulation dans les animaux (BAF) retenus

ANNEXE 12 :

Définition des références « sol français moyen » et « boues françaises moyennes »

ANNEXE 13 :

Résultats de l'analyse des risques sanitaires dans le cas d'un épandage de « boues françaises moyennes » sur un « sol français moyen »

ANNEXE 14 :

Résultats de l'analyse des risques sanitaires dans le cas d'un épandage de boues à la limites des réglementations françaises (actuelles) et européennes (futures) sur un « sol français moyen » : risque attribuable aux boues

ANNEXE 15 :

Résultats de l'analyse des risques sanitaires dans le cas d'un épandage de boues à la limites des réglementations françaises (actuelles) et européennes (futures) sur un « sol français moyen » : risque attribuable aux boues et aux sols

ANNEXE 16 :

Résultats de l'analyse des risques sanitaires dans le cas d'un épandage de « boues françaises moyennes » sur un sol à la limite des réglementations françaises (actuelles) et européennes (futures)

# ANNEXE 1 :

## PRODUCTION ET TRAITEMENT DES BOUES DE STATION D'EPURATION EN FRANCE

### **LES BOUES ISSUES DE STATIONS D'EPURATION URBAINES**

Les eaux usées urbaines sont constituées des eaux usées domestiques, des eaux usées provenant d'activités non domestiques éventuellement raccordées et des eaux pluviales si le réseau de collecte est unitaire. En ce qui concerne les eaux domestiques, on estime qu'un habitant génère 73 m<sup>3</sup> d'eaux usées par an, ce qui correspond à 15 à 25 kg de matières sèches (OTV, 2002). D'après le ministère de l'environnement, la production de boues d'épuration municipales, produites par les 12 000 stations d'épuration existantes en France en 2002, représente 955 000 tonnes de boues en matières sèches, soit environ 11 millions de tonnes brutes.

La quantité de boues produite croît avec l'augmentation du nombre de stations d'épuration, de la population raccordée et avec l'amélioration des systèmes d'assainissement due, entre autres, à l'évolution des exigences réglementaires.

### **LES BOUES ISSUES DE STATIONS D'EPURATION INDUSTRIELLES**

Les filières industrielles qui génèrent des boues sont multiples.

Classées par ordre de tonnage produit décroissant (EC, 2001), les filières industrielles productrices regroupent l'industrie agroalimentaire, l'industrie papetière, l'industrie pharmaceutique et chimique, la production d'eau potable, l'industrie textile et l'industrie du cuir et de la tannerie.

Parmi les industries agroalimentaires, les filières produisant le plus de boues sont, par quantité produite décroissante, la filière viande, le secteur amidonnerie-féculerie, le secteur laitier, le secteur distillerie, le secteur boissons non alcoolisées et le secteur fruits et légumes. En fonction du caractère plus ou moins dispersé de ces activités agroalimentaires, l'élimination des effluents est réalisée préférentiellement en station d'épuration collective (ex : secteur laitier) ou par traitement dans une station d'épuration autonome sur le site de production (ex : grands abattoirs). Des traitements ou pré-traitements spécifiques à la qualité des effluents produits sont mis en œuvre dans certaines de ces filières.

### **TRAITEMENT DES BOUES**

Les boues d'épuration sont généralement traitées en raison de leur forte teneur en matières organiques et en eau. Ces traitements consistent essentiellement :

- en une stabilisation pour soit bloquer toute activité biologique (exemple chaulage) soit minéraliser la matière organique ;
- et/ou en une déshydratation afin de réduire les volumes, donc les coûts de transport et d'élimination.

Ainsi, on distingue :

- des **traitements de stabilisation** chimique par addition de chaux vive (ou rarement éteinte), de stabilisation biologique par action de micro-organismes saprophytes (digestion anaérobie, stabilisation aérobie) ;

- des **traitements de réduction de la teneur en eau** basés sur des procédés d'épaississement (décantation statique ou dynamique) ou de déshydratation (naturelle, mécanique ou thermique) réalisés après le conditionnement des boues (addition de polyélectrolytes, de sels métalliques ou de chaux qui entraîne la floculation des particules),
- des **traitements complémentaires** ou post-traitements qui permettent une meilleure stabilisation de la boue, une augmentation de sa siccité (et donc entraînant la modification de son état physique) ce qui facilite sa manipulation : compostage, chaulage, séchage thermique.

Enfin, les boues sont dans la plupart des cas stockées, ce qui contribue de manière non négligeable à leur traitement. Ce stockage a une durée irrégulière, allant généralement de 4 à 8 mois, et s'effectue dans des silos, des lagunes imperméables ou sur des aires proches des lieux d'épandage en fonction de l'état physique des boues.

L'appellation des différents types de boues résulte de la combinaison de plusieurs critères : la nature de l'effluent (urbain, laiterie, abattoir, papeterie...), la caractéristique du traitement des eaux usées (primaire, physico-chimique, biologique), le procédé de stabilisation (aérobie, anaérobie, chaulage, compostage), l'état physique des boues (liquide, pâteux, solide, pulvérulent, granulé) et le type de matériel de déshydratation (filtre-presse, centrifugeuse, table d'égouttage,...). L'ensemble des combinaisons possibles montre qu'il existe en théorie un grand nombre de types de boues. Toutefois, en résumant les situations les plus fréquemment rencontrées en France, les principaux types de boues proposés au recyclage en agriculture sont les suivants (Chassande et al., 2001) :

- **Boues liquides** (2 à 5 % de siccité) issues de traitements aérobies ou anaérobies. Elles proviennent en général de petites stations d'épuration ( $\leq 3\ 000$  EH) qui opèrent soit un épaississement et un stockage des boues non traitées soit un lagunage. Ces boues représentent 15 % du tonnage en Matière Sèche (MS) des boues produites en France ;
- **Boues pâteuses** (15 à 25 % de siccité) issues de traitements aérobies ou anaérobies. Ces boues sont produites par des stations de taille moyenne (5-20 000 EH) qui opèrent en général une déshydratation sur filtre à bande presseuse ou une centrifugation, nécessitant un conditionnement chimique. Elles représentent 35 % du tonnage en MS des boues produites en France ;
- **Boues chaulées solides** (25 à 30% de siccité) ou pâteuses (15 à 25 % de siccité). Elles sont produites par des stations (environ 200 stations en France) de taille moyenne ou grande ( $> 20\ 000$ - 100 000 EH) qui opèrent un traitement chimique à la chaux sur une boue déshydratée. Ces boues représentent 30 % du tonnage en MS des boues produites en France ;
- **Boues compostées**, en général produites par des stations de taille moyenne (environ 70 stations) qui opèrent un traitement par compostage sur une boue déshydratée. Ces boues représentent 2 % du tonnage en MS des boues en France ;
- **Boues solides non chaulées** (15 % du tonnage en MS des boues en France) qui résultent d'un traitement par filtre-presse ou d'un conditionnement thermique et concernent uniquement des stations de grande taille ( $> 100\ 000$  EH).

Les **boues séchées** commencent à être présentes en France dans quelques grandes stations d'épuration malgré leur coût élevé.

**ANNEXE 2 :**  
**LES PRESCRIPTIONS REGLEMENTAIRES  
RELATIVES AUX MODALITES TECHNIQUES  
D'EPANDAGE DE BOUES D'EPURATION**

Les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles sont fixées par :

- le décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées ;
- l'arrêté du 8 janvier 1998 pris en application de ce décret ;
- l'arrêté du 3 avril 2000 relatif aux boues papetières ;
- l'arrêté du 2 février 1998 modifié relatif aux boues industrielles.

Les différents traitements, dont les boues solides, stabilisées et hygiénisées citées dans le cadre de cette annexe sont issues, sont présentés dans l'annexe 1.

**LES RESTRICTIONS DES TERRAINS SUSCEPTIBLES D'ETRE AMENDES ET LES CONTRAINTES METEOROLOGIQUES**

L'article 15 du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées énonce les objectifs qui conduisent à la définition de restrictions des terrains susceptibles d'être amendés et de contraintes météorologiques, à savoir :

- la capacité d'absorption des sols ne doit pas être dépassée, compte tenu des autres apports de substances épandues et des besoins des cultures ;
- il ne doit pas pouvoir se produire de stagnation prolongée sur les sols, de ruissellement en dehors de parcelles d'épandage, ni de percolation rapide.

En conséquence, il est interdit d'épandre des boues de stations d'épuration :

- dans les zones d'infiltration en communication reconnue avec des ressources en eau utilisées pour l'alimentation en eau potable ;
- en dehors des terres régulièrement travaillées et des prairies normalement exploitées ;
- sur les sols de pH inférieur à 5 ;
- pendant les périodes où le sol est pris en masse par le gel ou abondamment enneigé, sauf pour les boues solides ;
- pendant les périodes de forte pluviosité ;
- sur les terrains en forte pente, dans des conditions qui entraîneraient leur ruissellement hors du champ d'épandage.

## **EXECUTION DE L'EPANDAGE**

L'aérodispersion est interdite pour les boues liquides s'il y a un risque de produire de brouillards fins (article 15 du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997).

## **DISTANCES D'ISOLEMENT**

D'après l'article 15 du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées, des distances minimales doivent être respectées par rapport :

- aux berges des cours d'eau, aux lieux de baignade, aux piscicultures et zones conchylicoles, aux points de prélèvements d'eau et aux terrains affectés par des phénomènes karstiques, de manière à préserver la qualité des eaux souterraines et superficielles ;
- aux habitations et établissements recevant du public, de manière à protéger la salubrité publique et limiter les nuisances olfactives.

Ces distances d'isolement minimales des épandages sont précisées dans les sources réglementaires suivantes :

- l'article 13 de l'arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur des sols agricoles pris en application du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées ;
- l'article 37 de l'arrêté du 17 août 1998 modifiant l'arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation ;
- l'article 12 de l'arrêté du 3 avril 2000 relatif à l'industrie papetière.

Le tableau suivant présente les distances d'isolement minimales des épandages, extraites des textes précités.

Type d'activité à protéger	Distance d'isolement minimale	Domaine d'application
points de prélèvement d'eau, aqueducs transitant des eaux destinées à la consommation humaine en écoulement libre, installations souterraines ou semi-enterrées de stockage d'eau destinée à la consommation humaine ou l'arrosage des cultures maraîchères	35 m	tous types de boues si le terrain a une pente inférieure à 7%
	100 m	tous types de boues si le terrain a une pente supérieure à 7%
plan ou cours d'eau	35 m	Cas général à l'exception des cas ci-dessous
	100 m	boues solides et stabilisées si le terrain a une pente supérieure à 7%
	200 m	boues non solides ou non stabilisées si le terrain a une pente supérieure à 7%
	5 m	boue stabilisées et enfouies immédiatement après épandage si le terrain a une pente inférieure à 7%  boues industrielles (issues d'ICPE soumises à autorisation et de l'industrie papetière) non fermentescibles et enfouies immédiatement après épandage si le terrain a une pente inférieure à 7%
lieu de baignade	200 m	boues issues d'ICPE soumises à autorisation et de l'industrie papetière
habitations ou locaux occupés par des tiers, des zones de loisirs ou établissements recevant du public	100 m	tous types de boues à l'exception des boues hygiénisées, des boues stabilisées et enfouies immédiatement après épandage et des boues papetières non odorantes
	50 m	boues papetières non odorantes
	sans objet	boues hygiénisées et boues stabilisées et enfouies immédiatement après épandage
zones conchylicoles (et piscicoles pour les boues papetières)	500 m	tous types de boues sauf boues hygiénisées et sauf dérogation liée à la topographie

*Distances d'isolement des épandages de boues de stations d'épuration  
(article 13 de l'arrêté du 8 janvier 1998 ; article 12 de l'arrêté du 17 août 1998 modifiant  
l'arrêté du 2 février 1998 et article 37 de l'arrêté du 3 avril 2000)*

Ces distances d'isolement s'appliquent sous réserve de prescriptions fixées en application de l'article L. 20 du Code de la santé publique (concernant les périmètres de protection des captages d'eau destinée à l'alimentation humaine).

## DELAIS MINIMAUX A RESPECTER

Les délais minimaux à respecter entre la réalisation de l'épandage et la reprise de certaines activités agricoles sont précisés dans les textes réglementaires suivants :

- l'article 13 de l'arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur des sols agricoles ;
- l'article 37 de l'arrêté du 17 août 1998 modifiant l'arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation ;
- l'article 12 de l'arrêté du 3 avril 2000 relatif à l'industrie papetière.

Le suivant présente les délais minimaux figurant dans les textes précités.

Type d'activité à protéger	Délai minimum	Domaine d'application
herbages ou cultures fourragères	6 semaines avant le pâturage ou la récolte	tous types de boues, sauf boues hygiénisées et sauf boues industrielles (issues d'ICPE soumises à autorisation et de l'industrie papetière) en l'absence de risques liés à la présence de pathogènes
	3 semaines avant le pâturage ou la récolte	boues hygiénisées ou boues industrielles (issues d'ICPE soumises à autorisation et de l'industrie papetière) en l'absence de risques liés à la présence de pathogènes
Cultures maraîchères et fruitières à l'exception des cultures d'arbres fruitiers	pas d'épandage pendant la période de végétation	tous types de boues
Cultures maraîchères et fruitières en contact direct avec les sols ou susceptibles d'être consommés crus	18 mois avant la récolte, et pendant la récolte elle-même	tous types de boues, sauf boues hygiénisées et sauf boues industrielles (issues d'ICPE soumises à autorisation et de l'industrie papetière) en l'absence de risques liés à la présence de pathogènes
	10 mois avant la récolte, et pendant la récolte elle-même	boues hygiénisées ou boues industrielles (issues d'ICPE soumises à autorisation et de l'industrie papetière) en l'absence de risques liés à la présence de pathogènes

*Délais minimaux à respecter dans le cadre de la réalisation d'épandages de boues de station d'épuration (article 13 de l'arrêté du 8 janvier 1998 ; article 12 de l'arrêté du 17 août 1998 modifiant l'arrêté du 2 février 1998 et article 37 de l'arrêté du 3 avril 2000)*

Ces délais minimaux s'appliquent sous réserve de prescriptions fixées en application de l'article L. 20 du Code de la santé publique (concernant les périmètres de protection des captages d'eau destinée à l'alimentation humaine).

## ANNEXE 3 :

### SELECTION DES CULTURES AGRICOLES PRISES EN COMPTE DANS LE MODELE

	critères de sélection							sélection
	pertinence du groupe de végétal	%age surface amendée (Piqué, 2004)	existence de BCF	BCF plomb	BCF zinc	référence	(BCFplomb+ BCF zinc) x %age surface amendée	
avoine		0,89%	non					non
blé + triticales		29,71%	oui	0,0063	0,293	Toullec, 2003	8,9E-02	oui
orge + escourgeon		7,80%	oui	0,0212	0,1463	Tremel A., 1998 ; Dudka et al., 1996	1,3E-02	oui
maïs		17,69%	oui	0,1273	0,469	Heffron et al., 1980	1,1E-01	oui
millet (grain)		0,09%	oui	0,132	0,097	McIntyre et al, 1977	2,1E-04	non
riz		0,01%	non					non
sarrasin		0,19%	non					non
seigle		0,22%	non					non
sorgho		0,23%	non					non
colza		15,50%	oui	0,052	1,950	Pinet et al., 2003	3,1E-01	oui
soja (grain)		0,08%	oui	0,01	0,091	McIntyre et al, 1977	8,1E-05	non
tournesol		2,12%	oui	0,0051	0,55	Toullec, 2003	1,2E-02	oui
betterave		14,27%	oui	0,0462	0,289	Colombé, 1999	4,8E-02	oui
chicorée		0,31%	oui	0,2824	1,76	John and Van Laerhoven, 1976	6,3E-03	oui
pomme de terre		2,38%	oui	0,0016	0,09	Dudka et al., 1996	2,2E-03	oui
rutabaga		0,01%	non					non
arboriculture		< 0,01%	non					non
artichaut		< 0,01%	non					non
brocoli		0,08%	oui	0,05	0,396	McIntyre et al, 1977	3,6E-04	non
chou fleur		0,19%	non					non
échalotte		0,02%	non					non
endive		< 0,01%	non					non
engrais vert	non	0,02%						non
fétuque		0,02%	oui	0,0145	0,2	Cawse et al, 1983	4,3E-05	non
jachère	non	0,09%						non
lavandin		< 0,01%	non					non
lin fibre		0,52%	non					non
moutarde		0,43%	non					non
navette		< 0,01%	non					non
phacélie		0,12%	non					non
vigne		0,03%	non					non
féverole		0,10%	non					non
lupin		0,04%	oui	0,0624	0,613	Incorvia Mattina et al., 2003	2,7E-04	non
luzerne		0,06%	oui (cuivre uniquement)				0,0E+00	non
pois		0,31%	oui	0,0029	0,09	Cawse et al, 1983	2,9E-04	non
trèfle		< 0,01%	oui	0,0236	0,115	Dudka et al., 1996	1,4E-05	non

*Sélection des cultures agricoles prises en compte.*

*A partir du moment où un critère de sélection impératif n'est pas satisfait, l'ensemble des critères suivants n'est pas pris en compte et est grisé.*

# ANNEXE 4 : IDENTIFICATION DU POTENTIEL DANGEREUX DES SUBSTANCES

## **SOMMAIRE**

---

Cadmium.....	2
Chrome.....	3
Cuivre.....	5
Mercure.....	7
Nickel.....	8
Plomb.....	10
Sélénium.....	12
Zinc.....	13
Dioxines.....	15
PCB : polychlorobiphénils.....	16
HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques.....	17
Fluoranthène.....	18
Benzo[a]pyrène.....	19
Benzo[b]fluoranthène.....	20
DEHP : phtalate de bis(2-éthylhexyle).....	20

## **INTRODUCTION**

---

L'identification du potentiel dangereux des substances chimiques consiste à identifier les effets indésirables qu'une substance est intrinsèquement capable de provoquer chez l'homme. Ces effets peuvent être de différents types : effets systémiques, effets cancérogènes, effets mutagènes, effets sur la reproduction et le développement. Ces informations peuvent mettre en évidence si plusieurs substances considérées ont des effets communs sur des organes cibles communs, induits par le même mécanisme d'action (cela peut s'avérer nécessaire lors de la quantification du risque, pour décider du cumul ou non des risques liés aux substances avec effets à seuil ; cf. section 2.4 du rapport).

Cette annexe évalue le potentiel dangereux des substances chimiques considérées dans cette étude (cf. section 1.2.A du rapport).

Les informations et des données toxicologiques utilisées pour l'identification du potentiel dangereux des substances chimiques proviennent de diverses monographies publiées par des organismes reconnus pour la qualité scientifique de leurs documents, comme :

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) ; site web : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>
- WHO / OMS (World Health Organisation / Organisation Mondiale de la Santé) et son programme ICPS (International Program on Chemical Safety) ; site web : <http://www.inchem.org/pages/ehc.html>

La classification des substances pour leurs effets cancérigène et génotoxique provient des banques de données suivantes :

- Union Européenne avec l'inventaire EINECS (European Inventory of Existing Commercial Substances) ; site web : <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>
- IARC / CIRC (International Agency for Research on Cancer / Centre International de Recherche sur le Cancer) ; site web : <http://www.inchem.org/pages/iarc.html>
- US EPA (United States Environmental Protection Agency) et son programme IRIS (Integrated Risk Information System) ; site web : <http://www.epa.gov/iris/>

## **CADMIUM** (n° CAS du cadmium élémentaire : 7440-43-9)

---

### **EXPOSITION AIGUË**

Par inhalation, une intoxication aiguë sévère par les fumées de cadmium induit une pneumonie chimique ainsi qu'une irritation pulmonaire sévère accompagnée de dyspnée, de cyanose et de toux. Parmi les personnes ayant développé une pneumonie chimique, la mort est observée dans 15 à 20% des cas. Chez l'homme, les symptômes observés après une exposition par voie orale au cadmium et à ses dérivés sont : une gastro-entérite avec des crampes gastriques, des vomissements et des diarrhées. Les décès après une exposition orale sont rares. Cependant une intoxication mortelle a été observée suite à l'ingestion volontaire de 5 g d'iodure de cadmium.

Chez l'animal, les CL<sub>50</sub> et les DL<sub>50</sub> varient en fonction de l'espèce et du composé du chrome. Par ingestion, le cadmium possède une toxicité aiguë qui varie en fonction de sa forme chimique. Les composés peuvent être classés par ordre croissant de toxicité : sulfure de cadmium, cadmium en poudre, oxyde de cadmium, sulfate de cadmium et chlorure de cadmium.

### **EXPOSITION CHRONIQUE**

Des études chez les salariés exposés au cadmium par inhalation et des études menées chez la population générale après avoir ingéré de la nourriture contaminée par du cadmium ont montré que le principal organe cible était le rein. L'exposition chronique au cadmium entraîne l'apparition d'une néphropathie irréversible pouvant évoluer vers une insuffisance rénale. Une dégénérescence des cellules tubulaires rénales se manifeste précocement, elle est suivie par une réaction inflammatoire interstitielle puis une fibrose. Des troubles respiratoires sont rapportés pour des expositions cumulées par inhalation et atteignant des niveaux élevés ; les niveaux d'exposition étaient compris entre 30 et 13 277 µg/m<sup>3</sup>.an. Ces troubles sont essentiellement liés aux effets irritants des particules de cadmium. Ils correspondent à une diminution de la capacité respiratoire, de l'odorat, la survenue de rhinite, de bronchite et d'emphysème. Des atteintes du squelette sont également observées chez des salariés exposés par inhalation et pour des concentrations n'induisant pas de lésions rénales. Les femmes sont plus sensibles que les hommes et les femmes enceintes ou

allaitantes sont atteintes plus précocement en raison des besoins accrus en calcium. Il est probable que le cadmium soit également à l'origine de neuropathies périphériques. Cette observation a été réalisée chez une population de retraités ayant été exposés au cadmium au cours de leur activité professionnelle. Par voie orale, outre les atteintes rénales, le cadmium induit des atteintes du squelette liées à une interférence avec le métabolisme du calcium pour les expositions au cadmium aux concentrations les plus élevées. Une excrétion excessive du calcium induit de l'ostéoporose, avec des douleurs osseuses intenses. Ces troubles constituent une partie des signes de la maladie de « Itai-Itai » observée au Japon chez les populations exposées au cadmium lors de la consommation de riz contaminé.

Pour leur caractère cancérigène, l'Union Européenne a classé le chlorure de cadmium, l'oxyde de cadmium et le sulfate de cadmium en catégorie 2 (substance devant être assimilée à des substances cancérigènes pour l'homme). Le sulfure de cadmium a été classé en catégorie 3 (substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérigènes possibles). L'IARC / CIRC a classé en 1993 le cadmium en groupe 1 (l'agent est cancérigène pour l'homme). L'US EPA (IRIS) a classé en 1987 le cadmium en classe B1 (substance probablement cancérigène pour l'homme).

Chez l'homme, l'exposition par inhalation au cadmium induit des cancers pulmonaires et des cancers de la prostate. L'exposition par voie orale entraîne des cancers hépatiques et des cancers de la prostate.

Concernant son caractère génotoxique, le chlorure de cadmium est classé en catégorie 2 par l'Union Européenne (substance devant être assimilée à des substances mutagènes pour l'homme). L'oxyde, le sulfate et le sulfure de cadmium n'ont pas été classés génotoxiques par l'Union Européenne.

Chez l'homme, les rares études disponibles ont montré que le cadmium n'avait pas incidence sur la fertilité. Ces études confirment les conclusions du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France basées sur des études plus anciennes et qui considèrent que prises dans leur ensemble les données laissent penser que l'exposition modérée à long terme au cadmium a un impact faible sur la fertilité chez l'homme.

Chez l'animal, les expositions au cadmium par voie orale ou par inhalation, ont montré que le cadmium est un toxique du développement qui induit des effets tels qu'une diminution du poids des fœtus (pour les expositions aux concentrations les plus élevées), des effets neuro-développementaux ou des effets tératogènes. Ces derniers sont retrouvés à des niveaux d'exposition correspondant à une toxicité maternelle sévère.

## **CHROME (N° CAS du chrome élémentaire : 7440-47-3)**

---

Les manifestations toxiques du chrome sont généralement attribuées aux dérivés hexavalents.

### **EXPOSITION AIGUË**

Chez l'homme, aucune donnée ne concerne les effets induits par une exposition aiguë par inhalation au cuivre. L'ingestion de fortes doses de chrome VI induit des vertiges, une sensation de soif, des douleurs abdominales, des diarrhées hémorragiques et dans les cas les plus sévères un coma et la mort. Si le patient survit, une phase de choc hépatique et rénal peut se développer au cours du premier ou deuxième jour. L'ingestion de sels de

chrome entraîne une inflammation massive du tube digestif suivie d'une nécrose s'étendant de la bouche au jéjunum. Ces manifestations peuvent entraîner la mort. Si le patient survit au-delà de 8 jours, les effets majeurs observés sont une nécrose hépatique et rénale. Des cas de mort ont été rapportés lors de l'exposition par voie cutanée aux dérivés du chrome VI.

L'établissement pour la voie orale de DL<sub>50</sub> a permis de classer les composés du chrome en fonction de leur toxicité croissante. Le classement est : chromate de sodium, dichromate de potassium, chromate de sodium et chromate d'ammonium. Pour une exposition par voie cutanée le classement est le suivant : dichromate de sodium, dichromate de potassium, chromate de sodium puis dichromate d'ammonium.

## **EXPOSITION CHRONIQUE**

Chez l'homme, l'organe cible d'une exposition par inhalation aux dérivés du chrome III et du chrome VI est le tractus respiratoire. Les principaux effets observés après une exposition par inhalation au chrome VI sont une irritation et des démangeaisons nasales, une atrophie des muqueuses nasales, des bronchites, des pneumoconioses, une diminution de la fonction pulmonaire et des pneumonies. Des atteintes gastro-intestinales (douleurs à l'estomac, crampes, ulcères et gastrites) et des atteintes oculaires ont été également observées lors d'exposition professionnelle. Enfin, des désordres hépato-biliaires ont été constatés après une exposition au trioxyde de chrome. Après solubilisation, le chrome et ses dérivés peuvent avoir un effet sensibilisant qui se manifeste par de l'asthme ou des dermatites. La sensibilité aux dérivés du chrome VI est nettement supérieure à celle des dérivés du chrome III. L'exposition par voie cutanée au chrome VI induit des dermatites et des ulcérations.

Chez l'animal, l'exposition par inhalation à du chrome III et à du chrome VI induit une atteinte du tractus respiratoire (légère irritation, accumulation de macrophages, hyperplasie, inflammation et diminution des fonctions respiratoires) mais également des troubles du système immunitaire. Ainsi, chez le rat, l'inhalation de dichromates de sodium stimule le système immunitaire humoral, affecte les lymphocytes T et augmente l'activité de phagocytose des macrophages alvéolaires. Les études disponibles chez l'animal, ne montre aucun effet après une exposition au chrome par voie orale pour les doses testées (25 ppm de chromate de potassium dans l'eau de boisson pendant 1 an, 180 g/kg d'oxyde chromique pendant 88 jours). L'exposition cutanée au chrome entraîne des effets dermatologiques qui peuvent être augmentés quand la peau est lésée.

Concernant le caractère cancérigène du chrome, l'Union Européenne a classé le dichromate de sodium, le trioxyde de chrome et les chromates de zinc en première catégorie 1 (substances que l'on sait être cancérigènes pour l'homme). Le dichromate d'ammonium, le chromate de calcium, le dichromate de potassium, le dichloro-dioxyde de chrome, le dipotassium de chrome, le chromate de strontium et le trioxyde de chrome sont classés en catégorie 2 : (substances devant être assimilées à des substances cancérigènes pour l'homme). Le chromate de plomb et le molybdène orange sont classés en catégorie 3 (substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets cancérigènes possibles). L'IARC / CIRC a classé en 1990 les composés du chrome VI en groupe 1 (l'agent est cancérigène pour l'homme) et les composés du chrome III en groupe 3 (l'agent ne peut être classé pour sa cancérigénicité pour l'homme). L'US EPA (IRIS) a classé en 1998 les composés du chrome VI en groupe A pour une exposition par inhalation (substance cancérigène pour l'homme) et en groupe D pour une exposition par voie orale (substance non classifiable quant à sa cancérigénicité pour l'homme). Les composés du chrome III ont

été classés en groupe D par l'US EPA (IRIS) en 1998 (substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme).

Les cancers les plus souvent observés chez l'homme après une exposition au chrome sont les cancers du poumon.

Concernant son caractère génotoxique, le chrome n'a pas été traité par l'Union Européenne. Le chrome est actuellement en cours d'examen par l'Union Européenne.

Les seules études disponibles chez l'homme concernant les effets sur la reproduction du chrome ont montré chez la femme exposée professionnellement aux dichromates une augmentation de l'incidence des complications au cours de la grossesse et de la naissance ainsi qu'une augmentation des hémorragies post-natales. Bien qu'ayant été pratiquées en présence d'un groupe témoin, ces études sont d'une qualité médiocre et ne permettent pas de conclure.

Chez l'animal, les composées du chrome III ne semblent pas être toxique pour la reproduction et le développement. Les composées du chrome VI induisent pour des doses de 3,5 et de 4,5 mg/kg.j une diminution du nombre de spermatozoïdes et une dégénérescence de la couche extérieure des tubules séminifères chez les souris. Par voie orale, le chrome VI induit des troubles du développement chez la souris, diminution de la taille et du poids du fœtus, augmentation des résorptions des embryons, diminution de la taille des portées et augmentation du nombre de malformations.

## **CUIVRE (N° CAS du cuivre élémentaire : 7440-50-8)**

Les principales formes toxiques de cuivre chez l'homme et l'animal sont les formes solubles du cuivre c'est-à-dire les sels de cuivre II (acétate, carbonate, chlorure, hydroxyde, nitrate, oxyde, oxychlorure et sulfate).

### **EXPOSITION AIGUË**

Chez l'homme, aucune donnée relative à des intoxications aiguës par inhalation ou voie cutanée n'est disponible chez l'homme. Les cas d'intoxications aiguës par voie orale sont rares et généralement dus à des contaminations de boissons ou suite à des ingestions accidentelles ou volontaires (suicides) de grandes quantités (de 0,4 à 100 g de cuivre) de sels de cuivre II et notamment de sulfate de cuivre. Les effets toxiques observés sont des vomissements, une léthargie, une anémie hémolytique aiguë, une neurotoxicité et des atteintes hépatiques et rénales.

Chez l'animal, par inhalation, une CL<sub>50</sub> (concentration induisant 50% de décès) supérieure à 1 303 mg/m<sup>3</sup> de cuivre a été déterminée chez des lapins exposés à de l'hydroxyde de cuivre. Des cobayes exposés à des particules d'oxyde de cuivre sous forme d'aérosol pendant 1 heure ont montré pour une concentration de 1,3 mg/m<sup>3</sup> de cuivre des perturbations des paramètres fonctionnels respiratoires. Par voie orale, les DL<sub>50</sub> varient en fonction de l'espèce et du sel de cuivre étudié, ces valeurs sont comprises entre 15 et 857 mg de cuivre par kg de masse corporelle. Par voie cutanée, une DL<sub>50</sub> supérieure à 1 124 mg de cuivre par kg de masse corporelle a été déterminée chez des rats exposés à de l'oxysulfate de cuivre. Une DL<sub>50</sub> supérieure à 2 058 mg de cuivre par kg de masse corporelle a également été déterminée chez des lapins traités par de l'hydroxyde de cuivre.

## EXPOSITION CHRONIQUE

Les données existantes chez l'homme par inhalation concernent des expositions professionnelles. Des salariés exposés à des poussières de cuivre (concentrations comprises entre 111 et 464 mg/m<sup>3</sup> de cuivre) pendant 3 ans ont présenté une irritation des voies aériennes supérieures et des troubles gastro-intestinaux. Chez d'autres salariés exposés à des poussières ou des fumées de cuivre, des syndromes de 'fièvre des fumées de métaux' (fièvre, céphalée, sécheresse buccale, sueurs froides et douleurs musculaires) ont été observés pour des concentrations de 0,075 à 0,12 mg/m<sup>3</sup> de cuivre. De nombreux cas d'intoxication au cuivre par l'eau de boisson ont été décrits. Les symptômes observés sont des troubles gastro-intestinaux et hépatiques (cirrhose, insuffisance hépatique aiguë, nécrose hépatique). Toutefois, les données sur les niveaux d'exposition ne sont pas fournies. Par voie cutanée, le cuivre et ses sels induisent une dermatite de contact allergique prurigineuse.

Chez l'animal, l'inhalation de cuivre et notamment de sulfate de cuivre induit des troubles du système respiratoire, des troubles immunologiques ainsi qu'une diminution du taux de survie des animaux exposés. Par voie orale, des rats exposés à différentes doses de sulfate de cuivre dans l'alimentation pendant 15 jours, présentaient une diminution de croissance pondérale à partir de 194 mg de cuivre par kg de masse corporelle et par jour sans autres signes cliniques. Des signes de toxicité ont été observés au niveau de l'estomac (45 mg/kg.j de cuivre), des reins (93 mg/kg.j de cuivre), du foie et de la moelle osseuse (194 mg/kg.j de cuivre). Pour une exposition de 90 jours à du sulfate de cuivre dans l'alimentation chez des rats et des souris, une étude histologique a montré une atteinte de l'estomac chez les deux espèces et des atteintes hépatiques et rénales chez le rat. Chez le rat, une anémie a également été observée pour des doses supérieures ou égales à 34 mg/kg.j de cuivre.

Le cuivre n'a pas fait l'objet d'un examen pour son caractère cancérigène par l'Union Européenne. La 8-hydroxyquinoline de cuivre a été classé en classe 3 par l'IARC / CIRC en 1987 (l'agent ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme) et l'US EPA (IRIS) a classé en 1991 le cuivre en classe D (substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme).

Concernant leur caractère génotoxique, le cuivre et les principaux sels de cuivre II n'ont pas été traités par l'Union Européenne.

Les effets du cuivre sur la reproduction et le développement ont été essentiellement étudiés chez l'animal. Par inhalation, des rats mâles exposés à un aérosol de chlorure de cuivre présentent une modification du sperme, du poids des testicules et des taux circulants d'hormones sexuelles pour une exposition de 4 mois à la concentration de 19,6 mg/m<sup>3</sup> de cuivre. Par voie orale, une augmentation significative du poids des testicules chez des rats exposés par l'alimentation à de l'acétate de cuivre a été rapportée pour une dose de 130 mg/kg.j de cuivre. Une embryolétalité dans des portées de visons a été décrite pour une supplémentation alimentaire avec du sulfate de cuivre (supérieure à 3 mg/kg.j de cuivre) pendant douze mois dont neuf avant l'accouplement. Chez des rats, des effets sur le développement sont observés pour une exposition à de l'acétate de cuivre pendant 7 semaines avant l'accouplement. Ces effets incluent notamment des retards d'ossification pour des doses de 65 mg/kg.j de cuivre.

## **MERCURE (n° CAS du mercure élémentaire : 7439-97-6)**

---

### **EXPOSITION AIGUË**

Chez l'homme les principaux symptômes consécutifs à une exposition par inhalation au mercure métallique sont des convulsions, une diminution de l'activité motrice et des réflexes musculaires, des maux de tête, un électroencéphalogramme anormal et des effets sur l'appareil respiratoire. Il faut noter que des cas de réactions allergiques survenant 24 à 48 heures après la pose d'un amalgame dentaire ont été décrits. Chez l'homme, l'estimation de la dose mortelle de mercure par voie orale se situe entre 10 et 60 mg/kg.

Par inhalation chez l'animal, l'exposition à 28,8 mg/m<sup>3</sup> de vapeurs de mercure métallique pendant 1 à 20 heures provoque des troubles pulmonaires, cardiaques, gastro-intestinaux, hépatiques et rénaux. Par voie orale, les valeurs de DL<sub>50</sub> pour les dérivés organiques et inorganiques du mercure varient de 10 à 40 mg/kg. Les symptômes observés sont généralement des chocs cardio-vasculaires, une déficience rénale aiguë et de sérieux dommages du tractus gastro-intestinal.

### **EXPOSITION CHRONIQUE**

Les études chez l'animal seront très peu citées car les données disponibles chez l'homme sont nombreuses et bien documentées.

### **Mercure élémentaire**

La plupart des données proviennent d'enquêtes épidémiologiques réalisées chez des salariés. Chez l'homme exposé au mercure élémentaire, la voie d'absorption principale est l'inhalation. Les effets principalement rencontrés sont alors des atteintes du système nerveux central (tremblements, irritabilité, concentration intellectuelle et troubles de la mémoire, diminution de la capacité psychomotrice et de la neurotransmission). L'exposition par inhalation, à long terme au mercure élémentaire, montre que le rein est aussi un organe cible. Enfin, un cas rapporté d'enfant après une exposition au mercure élémentaire décrit une allergie cutanée et un syndrome des ganglions lymphatiques muco-cutanés.

### **Mercure inorganique**

Chez l'homme, par inhalation, l'exposition au mercure inorganique est associée à une protéinurie, et parfois à une néphropathie qui pourrait être d'origine immunitaire. Une exposition par voie orale au mercure inorganique entraîne principalement des atteintes rénales qui ne manifestent pas une nécrose tubulaire pouvant conduire à une insuffisance rénale aiguë et au décès.

### **Mercure organique (méthylmercure)**

La voie orale est la voie d'absorption principale. Le cerveau est le principal organe cible d'une exposition par voie orale au mercure organique. Les fonctions sensorielles telles que la vue et l'ouïe et les zones du cerveau impliquées dans la coordination motrice sont généralement affectées. Les premiers symptômes observés sont une paresthésie (trouble de la sensibilité), un malaise général et une vision brouillée. Puis surviennent une restriction des champs visuels, la surdité, un défaut de parole, des troubles de la coordination musculaire. A dose très élevée, le mercure affecte aussi le système nerveux périphérique. A

plusieurs reprises, la population générale a été l'objet d'empoisonnement par des composés du méthyl et de l'éthylmercure : au Japon, en Irak et au Canada.

Le mercure élémentaire, le mercure inorganique et le mercure organique n'ont pas fait l'objet d'une classification pour leur caractère cancérigène par l'Union Européenne. L'IARC / CIRC a classé en 1993 le mercure et les composés inorganiques en groupe 3 (l'agent ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme), le méthylmercure a été classé en groupe 2B (l'agent pourrait être cancérigène pour l'homme). L'US EPA (IRIS) a classé en 1995 le chlorure mercurique et le méthylmercure en classe C (cancérigène possible pour l'homme).

Le mercure et ses dérivés n'ont pas été classés génotoxiques par l'Union Européenne.

Concernant l'effet du mercure élémentaire sur la reproduction et le développement chez l'homme, des études menées, sur des femmes enceintes, chez les dentistes et leur personnel, au Danemark, aux U.S.A., en Pologne, en Suède, en Union soviétique décrivent une augmentation des malformations congénitales et des avortements. De même, une diminution du poids des enfants à la naissance a été notée. Cependant, il semble que la relation entre l'exposition au mercure élémentaire et les effets sur la reproduction ne soit pas aussi évidente.

Chez l'animal, l'exposition à 1 000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de mercure élémentaire entraîne une diminution du poids des rats et des fœtus.

Concernant le mercure inorganique, seule, une étude menée chez les femmes travaillant dans une fonderie, exposées à 80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de mercure, a montré une augmentation des avortements spontanés.

Les études épidémiologiques menées à la suite des accidents qui ont eu lieu au Japon, en Irak, au Canada, en Nouvelle-Zélande, ont montré que le méthylmercure et l'éthylmercure provoquent des altérations du cerveau chez les enfants exposés in-utero. Les malformations les plus sévères (paralysie, retard de croissance, cécité) sont observées chez les enfants exposés pendant le second trimestre de la grossesse. Des études chez l'animal ont montré que le mercure organique est tératogène à des doses qui ne sont pas toxiques chez la mère. Ces effets se manifestent par un bec de lièvre et un retard d'ossification. L'exposition prénatale peut être associée à des troubles du comportement mais aussi à des modifications fonctionnelles du rein, du foie et du système immunitaire.

## **NICKEL (n° CAS du nickel élémentaire : 7440-02-0)**

---

### **EXPOSITION AIGUË**

Le composé du nickel ayant la plus forte toxicité aiguë est le tétracarbonylnickel. Des salariés exposés par inhalation à du tétracarbonylnickel (concentrations dans l'air supérieures à 50  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) avec des périodes d'exposition variant de 30 minutes à plus de 2 heures ont développé lors de la phase immédiate de toxicité des maux de tête, des vertiges, des nausées, des vomissements, de l'insomnie et une irritabilité. La phase retardée de toxicité est essentiellement pulmonaire avec des douleurs constrictives dans la poitrine, une toux sèche, une dyspnée, une cyanose, une tachycardie, des symptômes gastro-intestinaux occasionnels, une sudation, des perturbations visuelles et une débilité. Des cas de décès ont été rapportés entre le troisième et le trentième jour suivant l'exposition. Un décès par syndrome de détresse respiratoire a été observé chez une personne qui pulvérisait

du nickel. Pour la voie orale, une étude a rapporté le décès d'un enfant après ingestion accidentelle de 570 mg/kg de nickel (sous forme de sulfate de nickel). Un arrêt cardiaque est survenu 4 heures après l'ingestion. Des effets toxiques ont été observés chez des salariés ayant bu accidentellement de l'eau contaminée par du sulfate et du chlorure de nickel, et de l'acide borique. Les symptômes incluent des nausées, des vomissements, des diarrhées, des crampes abdominales, des maux de tête, et des sensations d'ébriété. Différentes études ont indiqué que l'administration d'une dose unique par voie orale de sulfate de nickel peut entraîner une exacerbation des symptômes de dermatite chez les sujets sensibilisés. Après une exposition cutanée au nickel, la dermatite de contact est l'effet le plus fréquemment rencontré dans la population générale.

Chez l'animal, les rats morts (4 sur 28) après une exposition par inhalation à 36,5 mg/m<sup>3</sup> de nickel sous forme de sulfate de nickel pendant 2 heures présentaient des hémorragies sévères des poumons. Une augmentation de la susceptibilité aux infections aux streptocoques a été observée chez des souris exposées à 0,46 mg/m<sup>3</sup> de nickel (sous forme de chlorure ou de sulfate) pendant 2 heures. Les données de toxicité aiguë du nickel par voie orale indiquent que les composés solubles du nickel (acétate, sulfate) sont plus toxiques que les composés moins solubles (monoxyde et disulfure de trinickel).

## **EXPOSITION CHRONIQUE**

Les études chez l'homme indiquent que le système respiratoire est la cible principale de la toxicité du nickel par inhalation. Des cas d'asthme ont été décrits à la suite d'une exposition professionnelle au nickel. L'exposition par inhalation à des composés solubles du nickel (sulfate et chlorure) à une concentration moyenne de 0,75 mg/m<sup>3</sup> de nickel induit une dysfonction des tubules rénaux. Chez 38 travailleurs exposés au nickel (composé non précisé), une augmentation significative des IgG, IgA et IgM ainsi qu'une diminution significative des IgE ont été observées. Ces modifications suggèrent que le système immunitaire a été stimulé par l'exposition au nickel. Par voie cutanée, l'allergie au nickel est l'allergie de contact la plus fréquente chez les femmes. L'exposition sensibilisante se produit le plus souvent par les produits de consommation, et plus particulièrement par les bijoux.

Chez l'animal, l'exposition par inhalation pendant deux ans de rats et de souris à du monoxyde de nickel, du disulfure de trinickel et du sulfate de nickel a entraîné des lésions respiratoires. Les lésions incluaient une augmentation du poids des poumons, une inflammation et/ou une fibrose des poumons. L'exposition au disulfure de trinickel induit également chez les rats une diminution du poids corporel. Une atrophie de l'épithélium olfactif a été observée avec le sulfate de nickel et des atteintes rénaux ont été observés après une exposition à 2 mg/m<sup>3</sup> de monoxyde de nickel et à 0,73 mg/m<sup>3</sup> de disulfure de trinickel. Une hyperplasie des ganglions lymphatiques bronchiques a été observée avec le monoxyde nickel, le disulfure de trinickel et le sulfate de nickel. Par voie orale, l'exposition à du chlorure de nickel pendant 91 jours induit des pneumonies, une diminution du gain de poids corporel d'au moins 10% et une diminution du poids du cœur. Le sulfate de nickel administré par voie orale pendant deux ans chez des rats Wistar et des chiens Beagle induit de l'emphysème, une diminution du taux d'hématocrite, une atteinte rénale et une augmentation du poids du foie chez les chiens ainsi qu'une augmentation du poids du cœur, une diminution du gain de poids corporel d'au moins 10% et une diminution du poids du foie chez le rat.

En ce qui concerne leur caractère cancérigène, le dioxyde de nickel, le disulfure de trinickel, le monoxyde de nickel, le sulfure de nickel et le trioxyde de di-nickel sont classés

par l'Union Européenne dans la catégorie 1 (substances que l'on sait être cancérigènes pour l'homme). Le nickel, le carbonate de nickel, le tétracarbonylnickel, le dihydroxyde de nickel et le sulfate de nickel sont classés dans la catégorie 3 (substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets cancérigènes possibles). L'IARC / CIRC en 1990 a classé les composés du nickel dans le groupe 1 (cancérigène pour l'homme) et le nickel métallique dans le groupe 2B (probablement cancérigène pour l'homme). L'US EPA a classé en 1991 le disulfure de trinickel et les poussières d'affinerie de nickel dans la classe A (substances cancérigènes pour l'homme) et le tétracarbonylnickel dans la classe B2 (substance probablement cancérigène pour l'homme).

Chez l'homme, les cancers les plus souvent rencontrés après une exposition au nickel sont les cancers du poumon et du nez.

Le nickel et ses composés n'ont pas été classés génotoxiques par l'Union Européenne.

Il n'existe pas d'étude chez l'homme concernant les effets induits par le nickel sur la reproduction et le développement après une exposition par voie orale ou cutanée. Il a été observé chez des femmes exposées par inhalation en milieu professionnel à du sulfate de nickel une augmentation du taux d'avortement spontané et du taux de malformations par rapport aux femmes non exposées.

Chez l'animal, par inhalation le nickel est très peu toxique pour la reproduction et le développement. Par voie orale, l'exposition au nickel augmente la proportion par portée de morts-nés ou de décès rapide après la naissance et le nombre d'avortements spontanés. Aucun effet tératogène du nickel n'a été signalé.

## **PLOMB (n° CAS du plomb élémentaire : 7439-92-1)**

---

Le plomb existe majoritairement sous sa forme inorganique.

### **EXPOSITION AIGUË**

Chez l'homme, l'intoxication aiguë est actuellement rare et se fait majoritairement par la voie orale. Les troubles digestifs sont parmi les symptômes les plus précoces d'une exposition aiguë au plomb par voie orale. Ces symptômes se traduisent par l'apparition de fortes coliques associées à des douleurs et à des crampes abdominales, ainsi qu'à des vomissements. Les enfants présentent en plus des coliques, des signes de constipations sévères, souffrent d'anorexie et de vomissements par phases intermittentes. L'atteinte rénale a été également décrite par différents auteurs, et plusieurs s'accordent à mentionner l'apparition de lésions tubulaires. La sévérité des lésions peut aller jusqu'à entraîner la mort des sujets exposés, mais l'administration rapide d'un traitement rend en principe les effets réversibles. En cas d'atteinte sévère, des lésions au niveau du système nerveux central se manifestent cliniquement par une encéphalopathie convulsive et un coma pouvant conduire à la mort. Plutôt rares chez l'adulte et uniquement pour des plombémies extrêmement élevées, ces manifestations sont plus fréquemment rencontrées chez l'enfant pour des intoxications conduisant à des plombémies pouvant varier de 900 à 8 000 µg/l. Des séquelles neurologiques ou psychomotrices graves ont été décrites chez les enfants. Des atteintes hépatiques ont parfois été observées chez des enfants présentant des signes d'intoxication aiguë par le plomb.

Chez l'animal, les études de toxicité aiguë au plomb et à ses dérivés inorganiques sont très limitées. Les doses ou concentrations létales ne sont pas connues. Les rares études

(essentiellement par voie orale) mentionnent des atteintes hématologiques, rénales, immunologiques et neurologiques.

## **EXPOSITION CHRONIQUE**

Chez l'homme, si l'exposition par ingestion prédomine dans la population générale, et l'inhalation en milieu professionnel, ces deux voies sont le plus souvent indiscernables l'une de l'autre. Pour pallier la difficulté qui consiste à identifier ces différentes voies et sources d'exposition, les effets du plomb chez l'homme sont identifiés à partir de la dose interne de plomb mesurée dans le sang (plombémie).

Les effets les plus souvent rencontrés lors d'une exposition au plomb sont les effets sur le système nerveux central. Chez l'adulte, les intoxications chroniques sévères (plombémies supérieures à 1 500 µg/l) se traduisent par une encéphalopathie saturnique grave, heureusement devenue très rare en milieu professionnel. Pour des intoxications moins importantes (plombémies inférieures à 1 000 µg/l) des troubles d'ordre neurologique ont été observés chez l'adulte comme chez l'enfant : irritabilité, troubles du sommeil, anxiété, perte de mémoire, confusion, sensation de fatigue. Chez l'enfant, on observe un effet sur le développement cérébral et les fonctions cognitives. Des troubles du comportement portant en particulier sur l'hyperactivité, l'inattention, l'impulsivité sont également souvent associés à plombémies supérieures à 110 µg/l. La toxicité neurologique du plomb est particulièrement préoccupante chez l'enfant. Le plomb entraîne également des effets sur le système nerveux périphérique. Le plus souvent il s'agit d'atteintes mineures représentées par une symptomatologie essentiellement subjective : paresthésie, faiblesse musculaire, crampes, etc. Le plomb induirait également une réduction de la vitesse des conductions nerveuses. Le plomb induit aussi des effets hématologiques, un des effets classiquement rencontré est l'anémie. Plusieurs enquêtes épidémiologiques en milieu professionnel, où prédomine l'exposition par inhalation, ont mis en évidence un excès de mortalité par insuffisance rénale chez les sujets qui avaient subi des expositions chroniques intenses au plomb. Les lésions qui se développent se caractérisent notamment par la présence de tissu interstitiel fibrotique, une atrophie glomérulaire et tubulaire qui conduisent à une altération irréversible de la fonction rénale.

Des études réalisées en milieu professionnel ont montré que le plomb peut exercer un effet dépresseur sur la glande thyroïde. Par contre, des résultats surprenants montrent l'absence d'effet du plomb sur la thyroïde chez les enfants, y compris pour des plombémies supérieures à 600 µg/l. Les enfants sont, par contre, la cible privilégiée des effets du plomb sur la croissance de l'os. Plusieurs études mettent en évidence une corrélation négative entre plomb d'une part, poids, taille et périmètre thoracique des enfants d'autre part, y compris pour des expositions très faibles. Les effets du plomb sur le système immunitaire se manifestent essentiellement par une réduction du pourcentage et de la valeur absolue des cellules T (CD3+) et cellules T helper (CD4+) observée chez des sujets ayant des plombémies supérieures à 250 µg/l et pouvant atteindre 1 000 µg/l.

Les études chez l'homme concernant les effets induits par le plomb étant très bien documentées, les données disponibles chez l'animal ne seront pas indiquées ici.

Concernant leur caractère cancérigène, les chromates, les sulfochromates et les sulfochromates molybdates de plomb sont classés en catégorie 3 par l'Union Européenne (substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent pas une évaluation satisfaisante). L'arséniate de plomb est classé en catégorie 1 par l'Union Européenne (substance cancérogène pour l'homme). L'IARC / CIRC a classé en 1980 le plomb et ses

dérivés inorganiques en groupe 2B (les agents pourraient être potentiellement cancérigènes pour l'homme). Les chromates et arsénates de plomb ont été classés en groupe 1 par l'IARC / CIRC en 1987 (les agents sont cancérigènes pour l'homme) et les composés organiques en groupe 3 (les agents ne peuvent être classés pour leur cancérogénicité pour l'homme). L'US EPA (IRIS) a classé en 1989 le plomb et ses dérivés en groupe B2 (les substances pourraient être potentiellement cancérigène pour l'homme).

Chez l'homme une conjonction de données indique qu'une exposition professionnelle pourrait être associée à un risque accru de cancer bronchique ou du rein (pour des expositions de longue durée).

Le plomb et ses dérivés n'ont pas été traités pour leur caractère génotoxique par l'Union Européenne.

Chez l'homme, la fertilité semble être affectée par l'exposition paternelle au plomb (réduction de la production des spermatozoïdes). Chez les femmes ayant une plombémie moyenne de 150 µg/l, plusieurs études n'ont montré aucune augmentation du risque d'avortement spontané comparativement à un groupe témoin. Cependant, une baisse de fécondité a pu être associée à un groupe de femmes qui présentait des plombémies comprises entre 290 et 500 µg/l. La comparaison de deux groupes de femmes avec des plombémies moyenne de 190 et 6 µg/l confirme l'absence de lien entre la durée de gestation, le poids à la naissance et l'exposition prénatale au plomb. Par contre, des études longitudinales ont mis en exergue le lien entre l'exposition prénatale, consécutive à la mobilisation du plomb contenu dans l'os de la mère, et le développement psychomoteur des enfants de 3 mois à 2 ans. Ce type d'études confirme également les effets à long terme d'une exposition au plomb en période postnatale sur le développement psychomoteur et la fonction cognitive de l'enfant. Enfin, des malformations du tube neural ont récemment pu être associées à la consommation d'eau contenant 10 µg/l, ou plus, de plomb et à une déficience en acide folique et en zinc.

Les effets du plomb et de ses dérivés sur la reproduction et le développement chez l'animal ne seront pas indiqués ici car ces effets sont bien documentés chez l'homme.

## **SELENIUM (n° CAS : 7782-49-2)**

---

### **EXPOSITION AIGUË**

Chez l'homme et par inhalation, le sélénium induit des brûlures importantes de la peau et des muqueuses ainsi qu'une irritation du tractus respiratoire et des douleurs à l'estomac. L'inhalation de larges quantités de vapeurs de sélénium élémentaire, d'oxyde de sélénium ou d'acide sélénhydrique entraînent un œdème pulmonaire du aux effets irritants locaux du sélénium. Des expositions de courtes durées et par voie orale causent des nausées, des vomissements et des diarrhées.

Chez l'animal, la DL<sub>50</sub> pour une exposition par voie orale à du sélénite de sodium varie entre 2,3 et 13 mg/kg de sélénium en fonction de l'espèce traitée. Une exposition aiguë par voie orale induit chez le rat et le chien des vomissements, des dyspnées, des spasmes tétaniques et la mort causée par une insuffisance respiratoire. Il est également observé des congestions du foie et des reins ainsi que des hémorragies. L'exposition aiguë par inhalation à différents composés du sélénium tels que le dioxyde de sélénium, l'acide sélénhydrique et les poussières de sélénium induisent chez les animaux une altération du tractus respiratoire, du foie et d'autres organes.

## **EXPOSITION CHRONIQUE**

La population générale est principalement exposée au sélénium par la nourriture. La population ainsi exposée développe une maladie appelée « selenosis » dont les symptômes sont une perte des cheveux, des ongles cassants et des atteintes neurologiques tels que des engourdissements. Des détériorations des dents peuvent être également observées. Une exposition chronique par inhalation au sélénium induit des irritations du tractus respiratoire, des spasmes bronchiques et de la toux.

La quantité de sélénium induisant des effets chez l'animal après une exposition par voie orale est variable en fonction notamment du composé testé. Ainsi, le sélénium élémentaire présent dans la nourriture a une faible toxicité en raison de son insolubilité. L'exposition à du sélénite de sodium (6,4 mg/kg de sélénium) pendant 4 semaines induit chez des jeunes rats en croissance, une inhibition de la croissance et une cirrhose du foie. A la dose de 8 mg/kg, des effets supplémentaires sont observés tels qu'un élargissement du pancréas, une anémie et la mort. Dans une autre étude, des rats exposés à 16 mg/kg de sélénium (sélénite de sodium) ont développé une hépatite aiguë.

Concernant son caractère cancérigène le sélénium n'a pas fait l'objet d'un examen par l'Union Européenne. L'IARC / CIRC a classé le sélénium et ses composés en groupe 3 (l'agent ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme). Le sélénium a été classé en groupe D (substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme) par l'US EPA (IRIS) en 1993 et le sulfure de sélénium a été classé en groupe B2 en 1993 (la substance pourrait être potentiellement cancérigène pour l'homme).

Des études épidémiologiques ont évalué le taux de sélénium dans le sang et le pourcentage de mort par cancer dans des zones contenant une concentration élevée de sélénium par rapport à des zones où le sélénium présent est d'origine naturelle. Cependant ces études sont limitées car elles n'évaluent pas l'effet spécifique du sélénium ni la corrélation entre l'exposition au sélénium et le risque de cancer.

Le sélénium et ses composés n'ont pas été classés génotoxiques par l'Union Européenne.

Chez l'homme, un possible effet du sélénium sur la reproduction a été suspecté dans de nombreuses études. Mais ces études sont anciennes. Après une analyse de différentes études portant sur le développement, il a été conclu qu'aucune observation récente n'a mis en évidence d'action tératogène d'une alimentation contaminée par le sélénium chez l'homme.

Les études chez l'animal ont montré que de fortes quantités de sélénium peuvent affecter la production des spermatozoïdes et le cycle de reproduction chez les femelles.

## **ZINC (n° CAS du zinc élémentaire : 7440-66-6)**

---

Le zinc sous sa forme métallique présente une faible toxicité par inhalation et par voie orale. Par contre, certains composés du zinc sont responsables d'effets délétères chez l'homme et l'animal.

### **EXPOSITION AIGUË**

Chez l'homme, l'inhalation de fumées contenant essentiellement du chlorure de zinc peut entraîner la mort à la suite d'une détresse respiratoire. A l'autopsie, une fibrose pulmonaire ainsi qu'une occlusion des artères pulmonaires sont souvent observés. Des fumées

contenant des particules ultrafines d'oxyde de zinc peuvent causer ce que l'on appelle « la fièvre des fondeurs », affection relativement rare maintenant. Cette affection est caractérisée par une gorge sèche et douloureuse, une toux, une dyspnée, de la fièvre, des douleurs musculaires, des céphalées et un goût métallique dans la bouche. Des effets cardiaques et gastro-intestinaux peuvent être également associés à l'exposition à ces fumées. L'ingestion de 12 g de zinc métal sur deux jours induit des vertiges, une léthargie, des difficultés à marcher et à écrire mais pas de lésions gastro-intestinales. Par contre, l'ingestion de sulfate de zinc peut induire des désordres gastro-intestinaux à la dose de 2 mg/kg de  $Zn^{2+}$ .

Chez l'animal comme chez l'homme, les composés du zinc inhalés ont également pour cible principale le système respiratoire. Parmi les différents dérivés du zinc, seul le chlorure de zinc apparaît toxique par inhalation. Il induit chez les rats, après une administration intratrachéale allant jusqu'à 5 mg/kg de  $ZnCl_2$  des œdèmes intra-alvéolaires. Par voie orale, les  $DL_{50}$  ont permis de classer les composés du zinc par ordre croissant de toxicité. Chez le rat, les composés les moins toxiques sont le zinc métal, l'oxyde de zinc, le stéarate de zinc et le phosphate de zinc puis le sulfate de zinc, le chlorure de zinc, le nitrate de zinc et l'acétate de zinc. Chez la souris, le chlorure de zinc est le moins toxique, puis le sulfate de zinc, le nitrate de zinc et l'acétate de zinc. Par voie cutanée, le chlorure de zinc est classé comme corrosif par la Commission Européenne. L'oxyde, le sulfate et le stéarate de zinc ne sont pas irritants.

## **EXPOSITION CHRONIQUE**

Chez l'homme, peu de choses sont connues sur la toxicité à long terme du zinc par inhalation. Il a été rapporté que des salariés dans la métallurgie présentaient une fréquence plus élevée de problèmes gastro-intestinaux (douleurs, nausées, vomissements, ulcères, épisodes de constipation). Cependant, ces salariés ont pu être exposés à d'autres composés chimiques. Par voie orale, des crampes d'estomac, des nausées et des vomissements ont été observés chez des volontaires ayant ingéré du sulfate de zinc en tablette (2 mg/kg.j de zinc) durant six semaines. L'ingestion d'oxyde de zinc a également été associée à de tels symptômes. De nombreux cas d'anémies ont été décrits chez des personnes supplémentées en zinc durant des périodes allant de 1 à 8 ans. Une exposition à 2 mg/kg.j de zinc sous forme de sulfate de zinc a également induit une anémie. Des doses élevées de zinc altèrent les réponses immunes et inflammatoires. Onze volontaires ayant ingéré du sulfate de zinc durant six semaines à raison de 4,3 mg/kg.j de zinc ont présenté des altérations fonctionnelles des lymphocytes et des polynucléaires sanguins. Les données chez l'animal confirme les données chez l'homme.

Le zinc sous forme de poudre, le chlorure de zinc et le sulfate de zinc n'ont pas été examinés par l'Union Européenne pour leur caractère cancérigène. Le zinc et ses dérivés n'ont pas fait l'objet d'une classification par l'IARC / CIRC. L'US EPA a classé en 1991 le zinc et ses dérivés en classe D (substances non classifiables quant à leur cancérogénicité pour l'homme).

Le zinc et ses dérivés n'ont pas été classés pour leur caractère génotoxique par l'Union Européenne.

Aucune donnée n'est disponible concernant la toxicité du zinc inhalé sur la reproduction et le développement humain. Par voie orale, une seule étude a mis en évidence des troubles du développement induits par une exposition trop importante au zinc. Sur quatre femmes supplémentées en sulfate de zinc à la dose de 0,6 mg/kg.j de zinc durant le troisième trimestre de la grossesse, trois ont eu un accouchement prématuré et une a donné naissance

à un enfant mort-né. La portée de cette étude reste limitée en raison d'un protocole d'étude trop peu détaillé.

Chez l'animal, les seules données existantes ont montré que l'exposition de rats, souris et cobayes à des vapeurs de chlorure de zinc (et à d'autres composés) durant 20 semaines à des doses allant jusqu'à 121,7 mg/m<sup>3</sup> de zinc n'induisait aucune altération des organes reproducteurs féminins. Par voie orale, un excès de zinc (200 mg/kg.j de ZnO) dans l'alimentation avant et/ou durant la gestation est à l'origine d'une augmentation des résorptions fœtales, d'une diminution du poids des fœtus et une diminution de la croissance des jeunes.

## **DIOXINES (n° CAS de la 2,3,7,8-TCDD : 1746-01-6)**

---

Les effets induits par la 2,3,7,8-TCDD (2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-para-dioxine) seront principalement rapportés puisque cette dioxine est la plus toxique et la mieux étudiée.

### **EXPOSITION AIGUË**

Chez l'homme, la chloracné est l'effet dermatologique le plus largement rencontré lors d'une exposition accidentelle des salariés à la 2,3,7,8-TCDD (exposition par inhalation et voie cutanée). D'autres effets dermatologiques peuvent être constatés tels que l'irritation oculaire, une conjonctivite et une hyperpigmentation de la peau. Une augmentation du volume du foie a été également rapportée.

Chez l'animal, la DL<sub>50</sub> varie en fonction de l'espèce et du sexe étudiés. La DL<sub>50</sub> par voie orale est de 2 570 µg/kg chez les souris mâles DBA2/2j, de 115 µg/kg chez le lapin et de 43 µg/kg chez le rat Sprague-Dawley mâle. A des doses élevées, la 2,3,7,8-TCDD provoque chez l'animal une réduction du poids ainsi que des tissus adipeux et musculaires. Le foie est l'organe cible de la 2,3,7,8-TCDD chez les rongeurs et les lapins après une exposition aiguë par voie orale, alors que chez le cobaye, les organes cibles sont le thymus et les tissus adipeux. Les lésions cutanées observées chez l'homme sont également constatées chez les singes mais pas chez les rongeurs. Après une administration de 2,3,7,8-TCDD, d'autres effets peuvent être observés tels que des hémorragies dans divers organes, une atrophie testiculaire et une réduction du poids de la prostate et de l'utérus.

### **EXPOSITION CHRONIQUE**

Chez l'homme, la preuve de la toxicité de la 2,3,7,8-TCDD n'est actuellement avérée que pour les effets dermatologiques et l'augmentation transitoire des enzymes hépatiques, mais il existe de plus en plus de preuves en faveur d'une association entre l'exposition aux dioxines et les maladies cardiovasculaires. Il existe également de nombreux cas rapportés associant une exposition chronique par inhalation à la présence de maux de tête, d'insomnie, de nervosité, d'irritabilité, de dépression, d'anxiété, de perte de libido et d'encéphalopathie.

Chez l'animal, aucune étude ne traite des effets induits par une exposition par inhalation aux dioxines. Une étude de toxicité chronique a montré que 100 ng/kg.j de 2,3,7,8-TCDD administré aux rats par l'alimentation pendant deux ans entraînait une augmentation de la mortalité, un amaigrissement, une augmentation de l'activité sérique des enzymes hépatiques, ainsi que des changements histopathologiques au niveau du foie, des poumons, des tissus lymphoïdes et vasculaires. A 10 ng/kg.j, les effets étaient moindres, avec

toujours des lésions hépatiques et pulmonaires. La dose de 1 ng/kg.j n'a pas produit d'effets toxiques décelables.

Les dioxines n'ont pas fait l'objet d'un examen par l'Union Européenne pour leur caractère cancérigène. L'IARC / CIRC a classé en 1997 la 2,3,7,8-TCDD en groupe 1 (agent cancérigène pour l'homme) et les dioxines autres que la 2,3,7,8-TCDD en groupe 3 en 1997 (agent non classable comme cancérigène pour l'homme). L'US EPA a classé la 2,3,7,8-TCDD en classe A en 2000 (substance cancérigène pour l'homme).

La 2,3,7,8-TCDD n'a pas été traité par l'Union européenne pour son caractère génotoxique. Les études ont toutefois mis en évidence que la 2,3,7,8-TCDD n'est pas mutagène et n'induit pas directement de lésions sur l'ADN.

Chez l'homme, les différentes études épidémiologiques disponibles tendent à conclure en une diminution de la fertilité masculine et féminine. Les dioxines et autres dérivés semblent chez l'homme induire des effets inducteurs de malformations au stade tardif de l'embryogenèse (bec de lièvre, anomalies dentaires) mais ne semble pas entraîner de fausses couches précoces. Les effets neuro-comportementaux liés à l'allaitement maternel et aux taux de dioxines ne sont pas clairs. Globalement, les enfants nourris au sein ont de meilleures performances que les enfants nourris au biberon. Toutefois, parmi les enfants allaités, ceux dont les mères ont les taux les plus élevés de dioxines ont de moins bonnes performances.

Chez l'animal, les études expérimentales ont montré une diminution de l'activité sexuelle lors de l'exposition aux dioxines. Chez les rongeurs mais aussi chez le grand singe, les dioxines ont été incriminées comme agent inducteur d'endométriase. Des effets sur la fertilité, l'importance des portées, la résorption des fœtus et leurs physiologies ont été observés à 0,1 µg de 2,3,7,8-TCDD ainsi qu'à 0,01 µg mais pas à 0,001 µg. La 2,3,7,8-TCDD exposée chez les mères pendant la gestation induit chez les petits une atrophie thymique, des effets sur les dents et des perturbations dans le développement de la morphologie sexuelle. Certaines études ont montré des modifications des fonctions d'apprentissage chez le singe et le rat.

## **PCB : POLYCHLOROBIPHENYLES (n° CAS : 1336-36-3)**

---

### **EXPOSITION AIGUË**

Chez l'homme, seuls les effets induits par une exposition cutanée ont été traités. Ainsi, lors d'une exposition professionnelle, des éruptions cutanées ont été observées quelques heures après une exposition aiguë aux PCB. Les effets consistaient en des sensations de cuisson, un picotement et une sudation.

Chez l'animal, l'évaluation de la toxicité des Aroclors et des autres mélanges de PCB est compliquée en raison de nombreux facteurs, comme la composition en congénères, les différences de susceptibilité des espèces animales, des données quantitatives contradictoires et le degré de contamination par d'autres composés toxiques. Les DL<sub>50</sub> ne sont pas indiquées ici car elles sont très variables en fonction de l'espèce animale utilisée, du sexe, de l'âge, des types d'Aroclors et des impuretés des composés administrés.

L'administration par gavage d'une dose unique de 4 g/kg d'un Aroclor particulier, l'Aroclor 1242 (dose proche de la dose létale) entraîne des dommages tubulaires rénaux 24 heures après l'administration.

## **EXPOSITION CHRONIQUE**

Chez l'homme, les études épidémiologiques ont montré que les PCB entraînaient des effets respiratoires, gastro-intestinaux, hépatiques, endocriniens et neurologiques. La population contaminée par un mélange de PCB contenant 48% de chlore, de petites quantités de quaterphényl polychlorés, et de polychlorodibenzofuranes à l'état de contaminant présentait des affections respiratoires, des diarrhées, des vomissements, une augmentation de la mortalité par cirrhose du foie et par d'autres pathologies hépatiques et une augmentation du risque de développer un goitre. Dans une étude plus récente, il a été observé une corrélation positive entre l'exposition d'adultes aux PCB et le rétrécissement de leur champ de vision, la diminution de la perception des couleurs, une moins bonne mémorisation du langage et une capacité auditive réduite.

Chez les animaux, seules les données par voie orale sont disponibles. Chez les rongeurs, une étude a été conduite sur les 4 Aroclors les plus utilisés commercialement. Ces composés ont été administrés dans la nourriture pendant 24 mois. Des troubles hépatiques (hypertrophie hépatocellulaire, augmentation du poids du foie, augmentation d'enzymes hépatiques) et une réduction du gain de poids corporel ont été notés. Les PCB peuvent également perturber la production et les taux d'hormones thyroïdiennes et induire une altération des performances neurocomportementales chez des singes exposés oralement de la naissance jusqu'à l'âge de vingt semaines à 0 ou à 0,0075 mg/kg.j d'un mélange de congénères de PCB analogue à la composition des congénères du lait maternel humain.

Les PCB n'ont pas fait l'objet d'une classification par l'Union Européenne pour leur caractère cancérigène. Les PCB ont été classés par l'IARC / CIRC en 1987 dans le groupe 2A (probablement cancérigène pour l'homme) et dans la classe B2 par l'US EPA (IRIS) en 1997 (substance probablement cancérigènes pour l'homme).

Les PCB n'ont pas été classés génotoxiques par l'Union Européenne. La génotoxicité des PCB a été testée dans des études in vivo et in vitro et les résultats sont le plus souvent négatifs.

Concernant les effets des PCB sur la reproduction et le développement, Il a été montré que la consommation par les femmes de poissons contaminés par les PCB pendant 3 à 6 ans est associée à une réduction de la fécondité. Des études suggèrent que les PCB sont toxiques pour le développement. Ainsi, il est toujours observé une diminution du poids à la naissance des enfants exposés in utero aux PCB.

La toxicité des PCB sur la reproduction, après administration orale à des animaux femelle, a été établie dans de nombreuses études et sur des espèces variées. Les PCB ne sont pas tératogènes chez l'animal.

## **HAP : HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES**

---

Les HAP pris en compte dans les épandages de boues sont l'acénaphène, le phénanthrène, le fluorène, le benzo[a]pyrène, le benzo[g,h,i]pérylène, l'indéno[1,2,3-c,d]pyrène, le fluoranthène, le benzo[b]fluoranthène, le benzo[j]fluoranthène, le benzo[k]fluoranthène. Parmi ces HAP certains sont considérés comme non-cancérigènes et induisent des effets systémiques : l'acénaphène, le phénanthrène, le fluorène et le fluoranthène. Les autres HAP sont considérés cancérigènes : l'indéno[1,2,3-c,d]pyrène, le benzo[g,h,i]pérylène, le benzo[a]pyrène et le benzo[j]fluoranthène. Les effets cancérigènes les mieux connus sont ceux induits par le benzo[a]pyrène.

## **EXPOSITION AIGUË**

Les HAP considérés comme non cancérigènes induisent une toxicité après une exposition aiguë. Cette toxicité par voie orale est faible. L'exposition aiguë aux HAP non cancérigènes conduit à des irritations de la peau, des yeux, des muqueuses et du tractus respiratoire.

## **EXPOSITION CHRONIQUE**

Les HAP considérés comme non cancérigènes induisent des effets systémiques après une exposition chronique. Ces effets sont divers et varient en fonction des HAP. Les symptômes les plus souvent rencontrés sont des altérations du foie (acénaphthène, fluorène, fluoranthène), des effets hématologiques (fluorène) et une diminution du poids relatif des reins (fluorène).

Les effets cancérigènes induits par les HAPs sont principalement locaux avec formations de tumeurs de la peau après une exposition cutanée, de tumeurs pulmonaires après une exposition par inhalation et de tumeurs de l'estomac après une exposition par voie orale. Les données les plus nombreuses concernent le benzo[a]pyrène. Chez l'homme l'inhalation de benzo[a]pyrène induit principalement des tumeurs pulmonaires. Chez l'animal, après une exposition par voie orale, le benzo[a]pyrène entraîne des tumeurs mammaires et des tumeurs pulmonaires.

Concernant son caractère cancérigène le benzo[a]pyrène est classé en catégorie 2 (la substance doit être assimilée à des substances cancérigènes pour l'homme) par l'Union Européenne. L'IARC / CIRC a classé en 1987 le benzo[a]pyrène en groupe 2A (la substance est probablement cancérigène pour l'homme). L'US EPA (IRIS) a classé en 1994 le benzo[a]pyrène en classe B2 ( la substance est probablement cancérigène pour l'homme).

Le benzo[a]pyrène est classé par l'Union Européenne en catégorie 2 pour son caractère génotoxique (substance devant être assimilée à des substances mutagènes pour l'homme).

Peu d'informations concernent les effets des HAP sur la reproduction et sur le développement. Ces effets sont observés à des concentrations où les effets cancérigènes sont relevant. Ainsi, chez l'animal, l'exposition in utero au benzo[a]pyrène induit une diminution de la sensibilité des mères aux œstrogènes et une diminution de la fertilité pour des doses comprises entre 10 et 150 mg par kg de masse corporelle. Des malformations ont été rapportées chez les embryons de canard après traitement des œufs avec 2 à 50 µg de benzo[a]pyrène.

## **FLUORANTHÈNE (n° CAS : 206-44-0)**

---

Chez l'homme, aucune étude ne traite spécifiquement des effets induits par le fluoranthène quels que soient le temps et la voie d'exposition. Les seules études disponibles ont été réalisées chez les animaux.

## **EXPOSITION AIGUË**

Pour le fluoranthène, la DL<sub>50</sub> par voie orale (dose entraînant 50% de la mort des animaux) est de 2 000 mg/kg chez le rat et de 3 180 mg/kg chez le lapin. Une exposition unique par gavage à 0, 100, 200, et 400 mg/kg de fluoranthène chez les rats induit une diminution de

l'activité motrice nocturne et une modification du comportement des rats traités, quelle que soit la dose administrée, par rapport aux rats témoins.

#### **EXPOSITION CHRONIQUE**

Les seules études disponibles ont montré que le fluoranthène induisait chez les souris une altération du foie et du rein. Les symptômes observés sont une augmentation du poids relatif du foie, une augmentation du taux d'enzymes hépatiques, une régénération du tubule rénal, des infiltrations de lymphocytes interstitiels et des fibroses.

Le fluoranthène n'a pas fait l'objet d'un examen par l'Union Européenne pour son caractère cancérigène. Il a été classé en groupe 3 par l'IARC / CIRC en 1987 (l'agent ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme) et en classe D par l'US EPA (IRIS) en 1990 (substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme).

Le fluoranthène n'a pas été traité pour son caractère génotoxique par l'Union Européenne. En raison de la non-cohérence des résultats obtenus dans les différentes études, aucune conclusion ne peut être émise concernant la génotoxicité du fluoranthène.

Le fluoranthène n'induit pas d'effet sur la reproduction ni sur le développement. Aucune altération des organes reproducteurs n'a été observé chez les rats mâles et femelles exposés

#### **BENZO[A]PYRENE (n° CAS : 50-32-8)**

Chez l'homme, aucune donnée concernant les effets induits spécifiquement par une exposition aiguë ou chronique au benzo[a]pyrène n'est disponible.

#### **EXPOSITION AIGUË**

Chez la souris, les DL<sub>50</sub> mesurées par voie orale sont supérieures à 16 000 mg/kg. Chez le rat, la DL<sub>50</sub> par voie sous-cutanée est de 50 mg/kg.

#### **EXPOSITION CHRONIQUE**

Aucune donnée n'est disponible par inhalation.

Par voie orale, le benzo[a]pyrène induit des troubles rénaux et hépatiques. Des rats exposés par voie orale à des doses de 50 ou de 150 mg/kg de benzo[a]pyrène quotidiennement pendant quatre jours présentent une diminution de l'activité des enzymes hépatiques.

Par voie cutanée, le benzo[a]pyrène induit des allergies de la peau. Une hypersensibilisation de contact a été observée chez le cobaye sensibilisé avec 250 µg de benzo[a]pyrène, deux à trois semaines avant une exposition de 24 heures à des solutions de benzo[a]pyrène (concentration entre 0,001 et 1 %). Des effets analogues ont été observés chez la souris.

Pour son caractère cancérigène, le benzo[a]pyrène a été classé en catégorie 2 par l'Union Européenne (le benzo[a]pyrène doit être assimilé à des substances cancérigène pour l'homme), en groupe 2A par l'IARC / CIRC en 1987 (l'agent est probablement cancérigène pour l'homme) et en classe B2 par l'US EPA en 1994 (la substance est probablement cancérigène pour l'homme).

En ce qui concerne son caractère génotoxique, le benzo[a]pyrène est classé par l'Union Européenne en catégorie 2 (substance devant être assimilée à des substances mutagènes pour l'homme).

Le benzo[a]pyrène est embryotoxique chez la souris et des études ont montré que le benzo[a]pyrène induisait une toxicité sur la reproduction des animaux. L'administration de benzo[a]pyrène chez les souris en gestation induit une augmentation de la stérilité des jeunes souris. Chez les rats femelles exposés au benzo[a]pyrène par la nourriture, une diminution du nombre de gestation a été constatée à 500 mg/kg.j de fluoranthène pendant treize semaines.

## **BENZO[B]FLUORANTHÈNE (n° CAS : 205-99-2)**

Très peu d'études sont disponibles.

### **EXPOSITION AIGUË**

Aucune étude, chez l'animal et chez l'homme ne traite des effets induits par une exposition aiguë au benzo[b]fluoranthène.

### **EXPOSITION CHRONIQUE**

Chez l'homme, aucune donnée ne traite des effets systémiques induits par une exposition chronique et spécifique au benzo[b]fluoranthène.

Chez l'animal, le benzo[b]fluoranthène induit des troubles immunologiques. Ainsi, une augmentation d'anticorps anti-benzo[b]fluoranthène a été observée chez les souris exposées par voie orale, deux fois par semaine pendant huit semaines à 0,5 et à 5 mg/kg de benzo[b]fluoranthène.

Le benzo[b]fluoranthène n'a pas fait l'objet d'un examen par l'Union Européenne pour son caractère cancérigène. Il a été classé en groupe 2B par l'IARC / CIRC en 1987 (l'agent pourrait être cancérigène pour l'homme) et en classe B2 par l'US EPA (IRIS) en 1994 (substance probablement cancérigène pour l'homme).

Le benzo[b]fluoranthène n'a pas été classé génotoxique par l'Union Européenne. Cependant, certaines études in vitro ont montré la capacité du benzo[b]fluoranthène à induire des détériorations génétiques.

Aucune donnée n'a étudié les effets du benzo[b]fluoranthène sur la reproduction et le développement.

## **DEHP : PHTALATE DE BIS(2-ETHYLHEXYLE) (n° CAS : 117-81-7)**

### **EXPOSITION AIGUË**

Chez l'homme très peu de données sont disponibles. L'ingestion de DEHP induirait des troubles gastriques modérés pour des doses comprises entre 5 et 10 g et une diarrhée moyenne pour une dose de 10 g.

Chez l'animal, les données concernant les effets induits par une exposition par inhalation au DEHP sont insuffisantes et ne permettent pas de conclure. Par voie orale, les DL<sub>50</sub> sont supérieures à 25 g/kg ce qui indique une faible toxicité aiguë par voie orale du DEHP.

### **EXPOSITION CHRONIQUE**

Les études chez l'homme sont peu nombreuses et ne permettent pas, en générale, de conclure. Une étude menée chez des salariés a montré que 47 sur 147 salariés présentaient une poly-neuropathie après une exposition à un mélange de phtalate comprenant du DEHP.

Aucune donnée n'est disponible chez l'animal sur les effets induits par une exposition par inhalation au DEHP. Chez les souris et les rats, l'administration par voie orale de DEHP induit des atteintes hépatiques (hyperplasies, hypertrophies, augmentation du poids relatif du foie) et une réduction du poids corporel.

Concernant son caractère cancérogène, le DEHP n'a pas fait l'objet d'une classification par l'Union Européenne, par l'IARC / CIRC ni par l' US EPA (IRIS). Chez l'animal, des doses élevées de DEHP (12 g/kg chez le rat et 6 g/kg chez la souris) entraînent une augmentation de l'incidence des tumeurs hépatiques.

Le DEHP n'a pas été classé par l'Union Européenne pour son caractère génotoxique. Toutefois, les différents tests réalisés ont mis en évidence que le DEHP et ses métabolites n'ont pas d'effet génotoxique direct.

Les études chez l'homme, ne permettent pas de conclure quant aux effets du DEHP sur la reproduction et le développement.

Les effets sur la reproduction et le développement sont les effets le plus souvent observés chez l'animal après une exposition chronique au DEHP. Une atrophie testiculaire est constatée chez de nombreux animaux après une exposition par voie orale au DEHP. Une administration par voie orale à 1 g/kg de DEHP chez des souris mâles et femelles induit une réduction significative de la fertilité. Chez les rats, un régime alimentaire avec 20 g/kg de DEHP pendant la gestation induit une augmentation de la résorption et n'induit pas de malformation. Enfin, 1 g/kg de DEHP administré par voie orale à des souris femelles pendant la gestation induit une augmentation de la létalité des embryons ainsi que des anomalies.

ANNEXE 5 :  
**ANALYSE ET SELECTION DES VALEURS  
TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE DANS LA  
BIBLIOGRAPHIE**

**SOMMAIRE**

---

Cadmium.....	2
Chrome.....	5
Cuivre.....	7
Mercure élémentaire .....	9
Chlorure mercurique .....	11
Méthylmercure.....	12
Acétate de phénylmercure .....	14
Mercure total.....	15
Mercure inorganique.....	16
Nickel.....	17
Plomb.....	21
Sélénium .....	25
Zinc .....	27
Dioxines.....	29
PCB : polychlorobiphénils.....	33
HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques.....	38
Benzo[a]pyrène.....	40
Benzo[b]fluoranthène .....	44
Fluoranthène .....	46
DEHP .....	48
Bibliographie .....	50

**Introduction**

---

Cette annexe propose d'analyser la pertinence scientifique des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) disponibles pour les substances chimiques retenues dans le cadre de la présente étude et de conseiller un choix de VTR.

Pour chaque substance chimique considérée, les VTR seront recherchées dans les bases suivantes :

- OMS : Organisation Mondiale de la Santé ;
- US EPA (IRIS) : United States Environmental Protection Agency (Integrated Risk Information System);
- ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry;
- RIVM : RijksInstituut voor Volksgezondheid en Milieu;
- OEHHA : Office of Environmental Health Hazard Assessment;
- Santé Canada<sup>1</sup>.

Dans un premier temps les trois premières bases (OMS, US EPA (IRIS) et ATSDR) seront consultées. Si aucune VTR n'est disponible dans ces bases, les trois autres organismes (RIVM, Santé Canada et OEHHA) seront regardés.

Ce choix de VTR a été effectué en se prononçant sur la qualité de la justification scientifique menée par l'organisme ayant établi la VTR et en regardant certains critères, comme le nombre d'études critiques retenues, le type (chez l'animal ou chez l'homme) et la date de ces études. Si pour certaines substances, cette méthode ne permet pas de conseiller un choix de VTR, il sera proposé de faire une analyse approfondie des études critiques.

## Cadmium

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Cadmium	US EPA	Orale (eau de boisson)	RfD = $5.10^{-4}$ mg/kg/j	1994	US EPA, 1985
		Orale (alimentation)	RfD = $1.10^{-3}$ mg/kg/j	1994	US EPA, 1985
Cadmium	ATSDR	Orale	MRL = $2.10^{-4}$ mg/kg/j	1999	Nogawa <i>et al.</i> , 1989
Cadmium	OMS	Orale	DHTP = $7.10^{-3}$ mg/kg	2004	JECFA, 1988
Cadmium		Orale (eau de boisson)	Valeur guide = $3.10^{-3}$ mg/L	2004	JECFA, 1988

#### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

##### US EPA

L'US EPA (IRIS) propose une RfD de  $5.10^{-4}$  mg/kg/j pour une exposition chronique par l'eau de boisson et une RfD de  $1.10^{-3}$  mg/kg/j pour une exposition chronique par la nourriture (1994).

<sup>1</sup> Les VTR pour les effets sans seuil établies par Santé Canada ne seront pas retenues car ces valeurs sont toujours exprimées en quantité de substances entraînant l'augmentation de 5 % de l'incidence de cancer et non en excès de risque unitaire.

Selon les résultats de plusieurs études, la concentration rénale en cadmium la plus élevée sans effet observé sur le rein a été établie à 200 µg/g de cortex rénal humain frais (US EPA, 1985). Un modèle toxicocinétique a permis d'évaluer la dose d'exposition chronique par voie orale aboutissant à cette teneur au niveau du rein, soit 0,005 mg Cd/kg/j dans l'eau de boisson (absorption présumée de 5 %) et 0,01 mg Cd/kg/j *via* l'alimentation (absorption présumée de 2,5 %). A partir de ces deux NOAEL, une RfD de 0,0005 mg Cd/kg/j dans l'eau de boisson et une RfD de 0,001 mg Cd/kg/j dans la nourriture ont été calculées.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 10 a été appliqué pour tenir compte des populations sensibles.

#### ATSDR

L'ATSDR a établi un MRL de  $2 \cdot 10^{-4}$  mg/kg/j pour une exposition chronique (1999).

Cette valeur est basée sur l'étude épidémiologique de Nogawa *et al.*, (1989) pour laquelle un NOAEL de 0,0021 mg/kg/j a été défini. L'étude a été réalisée sur une population asiatique de 1850 sujets exposés (hommes et femmes) et de 294 témoins (hommes et femmes). Une relation dose-effet a été mise en évidence, il s'agit de la survenue d'altérations rénales lors de l'exposition au cadmium. Cette étude est basée sur la relation entre les concentrations de cadmium ingéré lors de la consommation de riz et l'augmentation de la  $\beta_2$ -microglobulinurie chez les individus.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 10 est appliqué pour tenir compte des différences de sensibilité de la population.

#### OMS (nourriture)

L'OMS a établi une DHT provisoire de 7 µg/kg ( $7 \cdot 10^{-3}$  mg/kg) (2004).

L'OMS préconise une valeur établie par le JECFA (Comité mixte FAO/OMS d'experts sur les additifs alimentaires) en 1988. D'après le JECFA, les différentes études menées chez l'homme ont montré que la quantité de cadmium dans le cortex rénal peut être comprise entre 50 et 100 µg de cadmium/g de cortex rénal chez la population non exposée au cadmium. D'autres publications ont montré que la quantité critique de cadmium dans le cortex rénal est de 200 µg/g. Pour que la concentration de cadmium dans le cortex rénal ne dépasse pas 50 µg/kg, le JECFA a estimé que l'apport total de cadmium ne devrait pas excéder 1 µg/kg de poids corporel par jour. La DHTP proposée par l'OMS est alors fixée à 7 µg/kg de poids corporel. Il est reconnu que la marge entre la DHTP et la dose hebdomadaire de cadmium effectivement absorbée par la population générale est faible puisque le rapport entre les deux est inférieur à 10, et que cette marge est peut être encore réduite chez les fumeurs.

Cette valeur proposée par le JECFA en 1988 a été confirmée par le même groupe de travail en 1993 (OMS, 1996, 2004).

#### OMS (eau de boisson)

L'OMS propose une valeur guide dans l'eau de boisson de  $3 \cdot 10^{-3}$  mg/L (2004).

Cette valeur a été établie par l'OMS en 1996 à partir de la DHTP proposée pour l'ingestion de cadmium par la nourriture. Cette valeur a été confirmée en 2004.

## Commentaires et choix des VTR

### VTR pour l'ingestion par la nourriture

Dans l'étude source prise en compte par l'ATSDR (Nogawa *et al.*, 1989), les auteurs ont mesuré la  $\beta_2$ -microglobulinurie. L'ATSDR s'est basé sur ces résultats pour élaborer une VTR pour des atteintes rénales. Or, la  $\beta_2$ -microglobulinurie ne s'avère pas être un bon paramètre pour évaluer la toxicité rénale. La VTR proposée par l'ATSDR n'est donc pas retenue par l'INERIS.

L'US EPA (IRIS) et l'OMS proposent une VTR de  $1.10^{-3}$  mg de Cd/kg/j pour le cadmium présent dans la nourriture. Les informations prises en compte dans la littérature sont de bonnes qualités et le même raisonnement a été tenu pour établir les facteurs de sécurité. Néanmoins, la valeur proposée par l'US EPA (IRIS) est retenue car la valeur établie par l'OMS est provisoire. L'INERIS conseille, en général, de ne pas retenir les valeurs provisoires.

### VTR pour l'ingestion par l'eau de boisson

Deux valeurs ont été proposées, une RfD de  $5.10^{-4}$  mg/kg/j par l'US EPA (IRIS) en 1994 et une valeur guide de  $3.10^{-3}$  mg/L par l'OMS en 2004. La valeur établie par l'US EPA (IRIS) est retenue car la valeur guide recommandée par l'OMS a été établie à partir d'une DHT provisoire.

## VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Cadmium	*OEHHA	Inhalation	REL = $2.10^{-2}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	2003	Lauwerys <i>et al.</i> , 1974

\* La valeur de l'OEHHA est indiquée car l'OMS, l'US EPA (IRIS) et l'ATSDR ne proposent pas de valeur.

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

L'OEHHA propose un REL de  $2.10^{-2}$   $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition chronique (2003).

Cette valeur a été établie à partir d'une étude épidémiologique chez des travailleurs exposés au cadmium durant 1 à plus de 20 ans (Lauwerys *et al.*, 1974). Un LOAEL de  $21 \mu\text{g Cd}/\text{m}^3$  pour des effets rénaux et respiratoires a été établi. La concentration sans effet (NOAEL) a été établie à  $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition moyenne de 4,1 ans, ce qui équivaut à  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition continue ( $1,4 \times 10^3 / 20 \text{ m}^3 \times 5 \text{ j} / 7 \text{ j}$ ). Dix  $\text{m}^3$  est le volume respiré en 8 heures d'activité et  $20 \text{ m}^3$  le volume respiré en 24 heures.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 30 est appliqué. Un facteur 10 pour tenir compte des différences de sensibilité au sein de l'espèce humaine et un facteur 3 pour la faible durée d'exposition.

### Commentaires et choix des VTR

Le REL de  $2.10^{-2}$   $\mu\text{g}/\text{m}^3$  établi par l'OEHHA est la seule VTR proposée pour les effets à seuil induits par l'inhalation de cadmium. Il est donc conseillé de retenir cette valeur.

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

Aucune VTR n'est disponible.

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Cadmium	US EPA	Inhalation	$ERU_i = 1,8 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	1992	Thun <i>et al.</i> , 1985

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

L'US EPA (IRIS) a établi un  $ERU_i$  de  $1,8 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  pour une exposition chronique (1992).

Cette valeur a été établie à partir d'une étude réalisée sur une cohorte de 602 salariés de sexe masculin employés dans l'industrie des hauts fourneaux et chez lesquels un doublement de l'excès de risque de cancers de l'appareil respiratoire a été observé (Thun *et al.*, 1985). Au sein de cette population, des mesures de cadmium urinaire pratiquées chez 261 de ces salariés montrent qu'il s'agit d'individus fortement exposés. Dans ce travail, il a été montré que l'arsenic ou le tabac ne sont probablement pas à l'origine des effets observés. Un modèle mathématique à 2 étapes a été utilisé pour le calcul de l'excès de risque.

### Commentaires et choix des VTR

La VTR proposée par l'US EPA (IRIS) est la seule valeur disponible. Cette valeur est donc retenue par l'INERIS.

## Chrome III

---

## VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Chrome III	US EPA	Orale	RfD = 1,5 mg/kg/j	1998	Ivankovic et Preussman, 1975

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

L'US EPA propose une RfD de 1,5 mg/kg/j pour une exposition chronique (1998).

Cette valeur a été établie à partir d'une étude expérimentale réalisée chez le rat exposé à du  $\text{Cr}_2\text{O}_3$ , 5 jours/semaine pendant 90 jours (subchronique) ou 5 jours/semaine pendant 2 ans (Ivankovic et Preussman, 1975). Elle a permis d'établir un NOAEL de 1800 g/kg pour l'oxyde chromique pour la totalité de la dose administrée. Cette valeur a été ajustée à 1 468 mg/kg/j pour le chrome trivalent.

Calcul :  $1\,800 \times 0,6849 \times 1/600 \times 5 \text{ j} / 7 \text{ j} \times 1/100 \times 1/10 = 1,47 \text{ mg/kg/j}$  (arrondi à 1,5 mg/kg/j)

0,6849 = pourcentage de chrome trivalent présent dans  $\text{Cr}_2\text{O}_3$ .

600 = nombre de fois que les rats ont été exposés par voie orale.

$5 \text{ j} / 7 \text{ j}$  = rapport pour tenir compte d'une exposition continue.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 100 a été appliqué. Un facteur 10 pour l'extrapolation des données animales vers l'homme et un facteur 10 pour la variabilité au sein de la population humaine.

*Facteurs modifiants* : un facteur modifiant de 10 tient compte du manque de données expérimentales disponibles (aucune étude chez les non rongeurs, manque de données claires concernant les impacts sur la reproduction et questions soulevées par l'étude de Elbethia et Al-Harmood, 1997 sur les effets possibles sur la reproduction).

### Commentaires et choix des VTR

La seule VTR établie pour les effets à seuil induits par une exposition par voie orale au chrome III est celle proposée par l'US EPA (IRIS). Il est donc conseillé de prendre en compte cette valeur.

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Chrome III (métal et insoluble)	*RIVM	Inhalation	TCA = $6 \cdot 10^{-2} \text{ mg/m}^3$	2001	Triebig <i>et al.</i> , 1987

\* La valeur du RIVM est indiquée car l'OMS, l'US EPA (IRIS) et l'ATSDR ne proposent pas de valeur.

#### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

Le RIVM a établi une TCA de  $6 \cdot 10^{-2} \text{ mg/m}^3$  pour une exposition chronique au chrome III insoluble (Baars *et al.*, 2001).

Un NOAEC de  $0,6 \text{ mg/m}^3$  a été rapporté pour une exposition par inhalation chez l'homme au chrome métallique (Triebig *et al.*, 1987). Des études utilisant des composés insolubles du chrome trivalent ont abouti à des NOAEC d'environ  $2 \text{ mg/m}^3$  (ATSDR, 2000), mais ces études ne permettent pas d'établir une VTR.

En prenant un NOAEC de  $0,6 \text{ mg/m}^3$  pour le chrome métallique mais également pour les composés insolubles du chrome trivalent, le RIVM propose une TCA de  $60 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  pour les composés du chrome trivalent insolubles et le chrome métallique.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué pour la variabilité au sein de la population humaine.

Calcul :  $0,6 \text{ mg/m}^3 \times 1/10 = 0,06 \text{ mg/m}^3$

## Commentaires et choix des VTR

Cette valeur est la seule disponible, il est donc conseillé de la prendre en compte.

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

Aucune VTR n'est disponible

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune VTR n'est disponible

## Cuivre

---

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Cuivre	OMS	Orale (eau de boisson)	Valeur guide = 2 mg/L	2004	Non indiqué
Cuivre	ATSDR	Orale	MRL = 0,02 mg/kg/j (subchronique)	2002 (draft)	Non indiqué
Cuivre	RIVM	Orale	TDI = 0,14 mg/kg/j	2001	Vermeire <i>et al.</i> , 1991

#### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

##### ATSDR

L'ATSDR a établi un MRL de 0,02 mg/kg/j pour une exposition subchronique (2002)

Cette valeur est indiquée dans la liste des MRL proposés par l'ATSDR. Or, dans le rapport de l'ATSDR de 2002 (draft) sur le cuivre, seul un MRL de 0,02 mg/Kg/j pour une exposition aiguë est indiqué ainsi que la justification scientifique de son établissement. Aucun justification n'est donnée sur l'établissement du MRL proposé pour une exposition subchronique.

##### RIVM

Le RIVM propose une TDI de 0,14 mg/kg/j pour une exposition chronique (Baars *et al.*, 2001).

Cette dose journalière admissible a été déterminée sur la base d'un LOAEL de 4,2 mg/kg/j établi chez la souris au cours d'une exposition chronique (ATSDR, 1990). Selon le RIVM, les facteurs d'extrapolation conventionnels ne sont pas adéquats pour le cuivre. En effet, un facteur d'incertitude de 1 000 - correspondant aux variations interspécifiques (10), intraspécifiques (10) et pour l'extrapolation à un NOAEL (10) – aboutirait à une valeur de 4 µg/kg/j, inférieure aux valeurs limites minimales requises pour éviter une déficience en cuivre (de 20 à 80 µg/kg/j). De ce fait, le RIVM recommande de conserver la valeur établie par Vermeire *et al.*, (1991) de 140 µg/kg/j, qui laisse quand même une marge de sécurité de 30 (Rapport en néerlandais cité dans RIVM, 2001).

## OMS

L'OMS recommande une valeur guide de 2 mg/L dans l'eau de boisson pour une exposition chronique (2004).

Cette valeur a été établie afin de protéger la population contre les effets gastrointestinaux aiguës induits par le cuivre. Elle a été établie en 1993 à partir de la TDI provisoire de 0,5 mg/kg élaborée par le JECFA sur la base d'une étude relativement ancienne réalisée chez le chien (référence non indiquée dans le rapport de l'OMS). Cette étude ne prend pas en compte les différences de métabolisme du cuivre entre l'adulte et l'enfant. En 1993, la valeur guide recommandée dans l'eau de boisson était provisoire en raison des incertitudes sur la toxicité du cuivre chez l'homme. En 1998, l'OMS retient toujours cette valeur, elle demeure provisoire en raison des incertitudes concernant les relations dose-reponse entre le cuivre dans l'eau de boisson et les effets gastrointestinaux chez l'homme. Des études épidémiologiques (non indiquées par l'OMS) menées au Chili, en Suède et aux Etats Unis permettent actuellement de mieux quantifier les niveaux d'effets du cuivre. La valeur recommandée en 2004 est toujours la même, mais elle n'est plus provisoire.

Remarque : en 1996, l'OMS recommandait une TDI provisoire de 0,5 mg/kg pour des effets à seuil induits par une exposition par voie orale au cuivre. Cette valeur n'est plus indiquée dans le rapport de 2004 (OMS, 2004).

### Commentaires et choix des VTR

#### VTR pour l'ingestion par la nourriture

La TDI provisoire proposée par l'OMS en 1996, n'est plus recommandée en 2004. La valeur établie par l'ATSDR pour une exposition subchronique est issue d'un draft et n'est indiquée que dans la liste des MRL proposés par l'ATSDR sans aucune explication sur son établissement. Il est donc conseillé de retenir la TDI de 0,14 mg/kg/j établie par le RIVM en 2001.

#### VTR pour l'ingestion par l'eau de boisson

La seule valeur disponible est la valeur guide de 2 mg/L proposée par l'OMS en 2004, il est donc conseillé de prendre en compte cette valeur.

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Cuivre	*RIVM	Inhalation	TCA = 1 µg/m <sup>3</sup>	2001	Johansson <i>et al.</i> , 1983, 1984

\* La valeur du RIVM est indiquée car l'OMS, l'US EPA (IRIS) et l'ATSDR ne proposent pas de valeur.

#### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

Le RIVM propose une TCA de 1 µg/m<sup>3</sup> pour une exposition chronique (Baars *et al.*, 2001).

Cette concentration maximale tolérable dans l'air est dérivée d'un NOAEL de 0,6 mg/m<sup>3</sup> déterminé au cours d'une étude subaiguë (6 semaines, 5 jours/semaine, 6 heures/jour) chez

le lapin (Johansson *et al.*, 1983, 1984). A partir de ce NOAEL, un NOAEL pour une exposition continue a été calculée.

$$\text{NOAEL}_{\text{exposition continue}} = \text{NOAEL}_{\text{exposition discontinue}} \times 5 \text{ j} / 7 \text{ j} \times 6 \text{ h} / 24 \text{ h}$$

*Facteurs d'incertitude* : un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué. Un facteur 10 pour les variations interspèces et un facteur 10 pour les variations intraespèces.

$$\text{Calcul} : 0,6 \text{ mg/m}^3 \times (5 \text{ j} / 7 \text{ j} \times 6 \text{ h} / 24 \text{ h}) \times 1/100 = 0,001 \text{ mg/m}^3 = 1 \text{ }\mu\text{g/m}^3$$

### Commentaires et choix des VTR

La VTR de 1  $\mu\text{g/m}^3$  établie par le RIVM est la seule valeur actuellement disponible, il est donc conseillé de la prendre en compte.

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

Aucune VTR n'est disponible

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune VTR n'est disponible

## Mercure élémentaire

---

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

Aucune VTR n'est disponible

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Mercure élémentaire	US EPA	Inhalation	RfC = $3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/m}^3$	1995	Fawer <i>et al.</i> , 1983
	ATSDR	Inhalation	MRL = $2 \cdot 10^{-4} \text{ mg/m}^3$	2001	Fawer <i>et al.</i> , 1983

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

#### US EPA

L'US EPA (IRIS) propose une RfC de  $3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/m}^3$  pour une exposition chronique (1995).

Cette valeur a été établie à partir d'études épidémiologiques menées chez des ouvriers exposés à des vapeurs métalliques (Fawer *et al.*, 1983 ; Piikivi et Tolonen, 1989 ; Piikivi et Hanninen, 1989 ; Ngim *et al.*, 1992 ; Liang *et al.*, 1993). Dans ces études, les salariés exposés au mercure élémentaire présentaient des troubles de la mémoire, un manque d'autonomie ainsi que des tremblements de la main.

L'étude principale retenue est celle de Fawer *et al.*, 1983. Dans cette étude des salariés exposés à une moyenne de  $0,025 \text{ mg/m}^3$  de mercure élémentaire souffraient de tremblement. La TWA de  $0,025 \text{ mg/m}^3$  a été retenue comme LOAEL. Ce qui a permis,

après ajustement à une exposition continue, de déterminer un LOAEL de  $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Cet ajustement a été réalisé en prenant en compte les volumes d'air respirés pendant 8 h en activité ( $10 \text{ m}^3$ ) et pendant 24 h ( $20 \text{ m}^3$ ) et le nombre de jours d'exposition.

$$\text{LOAEL}_{\text{Adj}} = 0,026 \times (10 \text{ m}^3 / 20 \text{ m}^3) \times (5 \text{ j} / 7 \text{ j}) = 0,009 \text{ mg}/\text{m}^3$$

Deux études plus récentes (Liang *et al.*, 1993, Ngiam *et al.*, 1992) ont permis d'établir des LOAEL similaires, respectivement  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le LOAEL proposé par Fawer *et al.*, 1983 a été retenu car il correspond à une valeur médiane.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur de 30 est appliqué. Un facteur 10 pour protéger l'ensemble de la population et un facteur 3 pour combler le manque de données (notamment les effets sur le développement et la reproduction).

$$\text{Calcul} : 9 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 1/30 = 3.10^{-4} \text{ mg}/\text{m}^3$$

## ATSDR

L'ATSDR a établi un MRL de  $2.10^{-4} \text{ mg}/\text{m}^3$  pour une exposition chronique (2001).

Cette valeur a été déterminée à partir de l'étude de Fawer *et al.*, (1983) également retenue par l'US EPA (IRIS). Vingt six salariés ont été exposés en moyenne à  $0,025 \pm 0,004 \text{ mg}/\text{m}^3$  de mercure élémentaire et 3 salariés ont été exposés à plus de  $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$  de mercure. Un LOAEL de  $0,026 \text{ mg}/\text{m}^3$  a été retenu. Contrairement à l'US EPA (IRIS), lors de l'ajustement du LOAEL, l'ATSDR ne tient pas compte des volumes d'air inhalé mais uniquement du temps d'exposition (heures et jours).

$$\text{LOAEL}_{\text{Adj}} = 0,025 \times (8 \text{ h} / 24 \text{ h}) \times (5 \text{ j} / 7 \text{ j}) = 0,0062 \text{ mg}/\text{m}^3$$

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 30 est appliqué. Un facteur 3 pour l'utilisation du LOAEL et un facteur 10 pour la variabilité au sein de la population humaine.

L'ATSDR juge ce MRL suffisant pour protéger les effets affectant le développement neurologique du fœtus humain et des enfants qui représentent le sous groupe le plus sensible à la toxicité du mercure élémentaire.

$$\text{Calcul} : 6,2 \cdot 10^{-3} \times 1 / 30 = 2.10^{-4} \text{ mg}/\text{m}^3$$

## Commentaires et choix de VTR

Les deux valeurs disponibles ont été établies à partir de la même étude critique et les facteurs d'incertitude appliqués sont identiques. La différence entre les deux valeurs réside dans la manière dont l'ajustement à une exposition continue a été réalisée. Cette différence d'ajustement a peu d'influence sur les VTR proposées. Toutefois, l'ajustement par les volumes d'air respirés apparaît plus scientifique que l'ajustement par le nombre d'heures d'exposition. Il est donc conseillé de retenir la valeur de  $3.10^{-4} \text{ mg}/\text{m}^3$  proposée par l'US EPA (IRIS).

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

Aucune VTR n'est disponible

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune VTR n'est disponible

## Chlorure mercurique

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Chlorure mercurique	US EPA	Orale	RfD = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	1995	Andres, 1984 ; Bernaudin <i>et al.</i> , 1981 ; Druet <i>et al.</i> , 1978
	ATSDR	Orale	MRL = $2 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j (subchronique)	2001	NTP, 1993

#### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

##### US EPA

L'US EPA (IRIS) a établi une RfD de  $3 \cdot 10^{-4}$  mg/kg/j pour une exposition chronique (1995).

Cette valeur a été établie à partir de 3 études expérimentales réalisées chez le rat (Andres, 1984 ; Bernaudin *et al.*, 1981 ; Druet *et al.*, 1978). Des LOAEL peu différents ont été définis dans ces 3 études et ont permis de calculer la RfD. Un LOAEL de 0,317 mg/kg/j a été calculé pour une réaction auto-immune mesurée par la présence d'IgG dans les reins à partir de l'étude de Druet *et al.*, 1978. A partir de l'étude de Bernaudin *et al.*, 1981, un LOAEL de 0,226 mg/kg/j a été établi pour un dépôt d'IgG dans les glomérules. Enfin, dans l'étude de Andres, 1984 des rats 'Brown Norway' et des rats 'Lewis' ont été exposés, par gavage, à du chlorure mercurique dans l'eau de boisson. Un dépôt d'IgG a été observé au niveau du glomérule chez les rats 'Brown Norway' ainsi que des lésions du colon et de l'iléum et un dépôt anormal d'IgA au niveau de la lame basale des glandes intestinales. Aucun effet néfaste n'a été observé chez les rats 'Lewis'. Le LOAEL le plus faible a été retenu pour établir la VTR.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 1 000 a été appliqué. Un facteur 10 pour l'utilisation d'un LOAEL, un facteur 10 pour l'extrapolation de données subchroniques à des données chroniques et un facteur 10 pour l'extrapolation de données animales à l'homme, en tenant compte des populations sensibles.

$$\text{Calcul} = 0,226 \text{ mg/kg/j} \times 1/1\,000 = 2,26 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg.j} = 2 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$$

##### ATSDR

L'ATSDR propose un MRL de  $2 \cdot 10^{-3}$  mg/kg/j pour une exposition subchronique (2001).

Cette valeur est fondée sur l'étude du NTP (1993) menée chez des rats Fischer 344. Ces rats ont été exposés, par gavage, à 0, 0,23, 0,46, 0,93, 1,9 et à 3,7 mg de chlorure mercurique/kg/j présent dans de l'eau déionisée, 1 fois par jour, 5 jours par semaine pendant 26 semaines. L'effet critique retenu est l'atteinte rénale. Un NOAEL de 0,23 mg/kg/j a été défini.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur de 100 a été appliqué. Un facteur 10 pour l'extrapolation des données animales à l'homme et un facteur 10 pour la variabilité au sein de la population humaine.

Calcul =  $0,23 \text{ mg/kg/j} \times (5 \text{ j} / 7 \text{ j}) \times 1/100 = 1,6 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$  (arrondi à  $2 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$ )

### Commentaires et choix des VTR

L'ATSDR a établi une VTR pour des expositions subchroniques ( $2 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$ ) et l'US EPA (IRIS) a établi une VTR pour des expositions chroniques ( $2 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$ ). Il est alors conseillé de retenir la VTR en adéquation avec la durée d'exposition.

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune VTR n'est disponible.

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

Aucune VTR n'est disponible

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune VTR n'est disponible

## Méthylmercure

---

### VTR A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Méthylmercure	US EPA	Orale	RfD = $10^{-4} \text{ mg/kg/j}$	2001	Myers <i>et al.</i> , 1997 ; Myers et Davidson, 1998 ; Davidson <i>et al.</i> , 1995a, b, 1998 ; Grandjean <i>et al.</i> , 1997
	ATSDR	Orale	MRL = $3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$	2001	Davidson <i>et al.</i> , 1998

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

#### US EPA

L'US EPA (IRIS) a établi une RfD de  $10^{-4} \text{ mg/kg/j}$  pour une exposition chronique (2001).

Plusieurs études épidémiologiques menées dans trois localisations différentes (les îles Seychelles, les îles Féroé et la Nouvelle-Zélande) ont permis d'établir la RfD de  $10^{-4} \text{ mg/kg/j}$ . Les études longitudinales sur le développement réalisées dans les îles Seychelles (Myers *et al.*, 1997 ; Myers et Davidson, 1998 et Davidson *et al.*, 1995a, b, 1998) ont été menées chez 779 enfants issus de mères contaminées par le méthylmercure présent dans les poissons consommés. Les enfants ont été suivis de la naissance jusqu'à l'âge de 5,5 ans et certains paramètres neuropsychologiques ont été étudiés. La quantité de mercure présent dans les cheveux des mères exposées a été mesurée. Dans l'étude menée dans les îles Féroé, 900 enfants issus de mères contaminées par le méthylmercure furent examinés (Grandjean *et al.*, 1997). La quantité de mercure présent dans le sang et dans les cheveux

des mères exposées a été mesurée. A l'âge de 7 ans les enfants ont subi des tests de comportement.

Les études menées en Nouvelle-Zélande sont des études prospectives dans lesquelles 38 enfants dont les mères avaient une concentration de mercure dans les cheveux supérieure à 6 ppm pendant la grossesse ont été étudiés. Des tests neuropsychologiques ont été menés chez ces enfants et comparés aux tests réalisés chez des enfants dont les mères avaient une plus faible concentration de mercure dans les cheveux. Les tests ont été réalisés chez les enfants à l'âge de 6 ans.

Afin de quantifier les relations dose-effet à partir des trois études citées ci-dessus, l'US EPA (IRIS) utilise l'analyse en BMD (benchmark dose). Une BMDL<sub>05</sub> (benchmark dose lower limit) pour une augmentation de 5 % de la réponse a été calculée pour chaque point critique énoncé dans les 3 publications précédentes.

A partir des études réalisées dans les îles Féroé, une BMDL<sub>05</sub> comprise entre 0,857 et 1,472 µg/kg/j a été calculée. Soit une moyenne de 1,16 µg/kg/j.

A partir des études réalisées en Nouvelle-Zélande, une RfD de 0,05 µg/kg/j a été déterminée.

Après une analyse intégrative des 3 études, une RfD de 0,1 µg/kg/j a été proposée par l'US EPA (IRIS).

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 10 a été appliqué. Un facteur 3 pour la variabilité et l'incertitude des modèles pharmacocinétiques utilisés dans l'estimation d'une dose ingérée à partir de la concentration de mercure présent dans le sang. Un facteur 3 pour la variabilité et l'incertitude globale apportée par l'utilisation d'un modèle pharmacocinétique.

Calcul = 1,16 µg/kg/j x 1/10 = 10<sup>-4</sup> mg/kg/j

## ATSDR

L'ATSDR propose un MRL de 3.10<sup>-4</sup> mg/kg/j pour une exposition chronique (2001).

Cette valeur a été estimée à partir de l'étude de Davidson *et al.*, (1998) réalisée aux Seychelles. Les effets sur le développement neurologique des enfants nés de mères exposées, par ingestion à du méthylmercure, ont été évalués dans une série de tests comportementaux. Les doses ingérées par ces femmes ont été évaluées à partir des concentrations de mercure présent dans les cheveux. Les différents tests menés chez les enfants n'ont montré aucune anomalie du comportement. La concentration moyenne la plus élevée de mercure trouvé dans les cheveux des femmes enceintes est de 15,3 ppm. Cette valeur a été retenue par l'ATSDR comme NOAEL.

La concentration de mercure présent dans les cheveux est considérée comme étant 250 fois plus élevée que la concentration de mercure dans le sang. La valeur de 15,3 ppm correspondant à une concentration de 0,061 mg/L de méthylmercure dans le sang .

La dose ingérée est alors calculée à partir des concentrations de mercure présent dans le sang des mères exposées comme indiqué ci-dessous.

$$C = (f \times d) / (b \times V) \times (AD \times AB \times d) / (b \times V)$$

C = concentration dans le sang : 0,061 mg/L

f = fraction de la dose ingérée par jour allant dans le sang :

d = dose ingerée par jour : 0,075 mg/j

b = constante d'élimination

AD = pourcentage de mercure absorbé après une ingestion de mercure présent dans la nourriture

AB = Pourcentage de ce qui est absorbé parmi ce qui rentre dans le sang

V = volume de sang dans le corps

*Poids moyen des femmes = 60 kg.*

Un NOAEL de 0,0013 mg/kg/j a ainsi été calculé.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 4,5 est appliqué. Un facteur 3 pour la variabilité induite par des modèles pharmacocinétiques et pharmacodynamiques et un facteur 1,5 pour tenir compte de l'étude menée dans les îles Féroé.

Calcul :  $1,3 \mu\text{g/kg/j} \times 1/4,5 = 2,8 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j} = 3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$

### Commentaires et choix des VTR

Les VTR établies par l'US EPA (IRIS) et par l'ATSDR sont proches, elles sont basées sur des études récentes et de bonnes qualités. Les raisonnements scientifiques menés par les deux organismes sont également de bonnes qualités. Cependant, nous conseillons de retenir la valeur de  $10^{-4} \text{ mg/kg/j}$  proposée par l'US EPA (IRIS) car elle a été établie à partir de trois études différentes, alors que la VTR établie par l'ATSDR est basée uniquement sur une étude.

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune VTR n'est disponible.

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

Aucune VTR n'est disponible.

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune VTR n'est disponible.

## Acétate de phénylmercure

---

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Acétate de phénylmercure	US EPA	Orale	RfD = $8 \cdot 10^{-5} \text{ mg/kg/j}$	1996	Fitzhugh <i>et al.</i> , 1950

## Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

L'US EPA (IRIS) a établi une RfD de  $8.10^{-5}$  mg/kg/j pour une exposition chronique (1996).

Cette valeur a été établie à partir de l'étude de Fitzhugh *et al.*, (1950). Dans cette étude des rats ont été exposés, par la nourriture, à 0, 0,1, 0,5, 2,5, 10 40 et à 160 ppm d'acétate de phénylmercure pendant 2 ans. Cette étude a permis de calculer un NOEL de 0,1 ppm (0,0084 mg/kg/j) pour des atteintes rénales chez le rat et un LOAEL de 0,5 ppm (0,042 mg/kg/j) pour des atteintes rénales chez le rat femelle.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 100 est appliqué. Un facteur 10 pour l'extrapolation de données animales à l'homme et un facteur 10 pour la variabilité au sein de la population humaine.

Calcul :  $0,0084 \text{ mg/kg/j} \times 1/100 = 8.10^{-5} \text{ mg/kg/j}$

## Commentaires et choix des VTR

La seule VTR disponible est la VTR proposée par l'US EPA (IRIS), il est donc conseillé de prendre en compte cette valeur.

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune VTR n'est disponible.

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

Aucune VTR n'est disponible.

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune VTR n'est disponible.

## Mercure total

---

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Mercure total	OMS	Orale (nourriture)	DHTP = $5.10^{-3}$ mg/kg	2004	JECFA, 1972
	OMS	Orale (eau de boisson)	Valeur guide = 0,001 mg/L	2004	JECFA, 1972

## Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

L'OMS propose une DHT provisoire de  $5.10^{-3}$  mg/kg (2004).

L'OMS propose la même valeur que celle établie par le JECFA en 1972, c'est à dire une DHT provisoire de 5 µg/kg soit une DJT provisoire de  $6.10^{-4}$  mg/kg/j pour un adulte de 70

kg. Aucun autre renseignement n'est disponible concernant l'établissement de cette valeur. L'OMS précise que la quantité de méthylmercure ne doit pas dépasser 3,3 µg/kg.

L'OMS propose une valeur guide de 0,001 mg/L (2004).

Cette valeur a été établie à partir de la DHT provisoire de 5 µg/kg

### **Commentaires et choix des VTR**

#### **VTR pour l'ingestion par la nourriture**

Très peu de renseignements sont fournis concernant l'établissement de la DHT. De plus, cette valeur est provisoire. L'INERIS conseille, en général, de ne pas retenir les valeurs provisoires. Or, cette valeur est la seule disponible pour les effets à seuil induits par une exposition par voie orale au mercure totale.

#### **VTR pour l'ingestion par l'eau de boisson**

La valeur guide proposée par l'OMS est calculée à partir de la DHT provisoire. Il est donc difficile de la recommander. Or, cette la valeur est la seule disponible pour le mercure totale.

#### **VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION**

Aucune VTR n'est disponible.

#### **VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE**

Aucune VTR n'est disponible.

#### **VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION**

Aucune VTR n'est disponible.

## **Mercure inorganique**

---

#### **VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE**

Aucune valeur n'est disponible.

#### **VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION**

#### **Présentation des VTR**

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Mercure inorganique	OMS	Inhalation	Valeur guide = 1 µg/m <sup>3</sup>	2000	Non indiqué

## Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

L'OMS recommande une valeur guide de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition d'un an à du mercure inorganique sous forme de vapeur (2000).

A partir d'un LOAEL compris entre  $15$  et  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (moyenne  $22,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) établi pour des atteintes rénales (publications de référence non indiquées), l'OMS propose une valeur guide de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition d'un an.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 20 est appliqué. Un facteur 10 pour l'incertitude liée à la population hautement sensible et un facteur 2 pour l'utilisation d'un LOAEL.

Calcul :  $22,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 1/20 = 1,12 \cdot 10^{-3} \text{ mg}/\text{m}^3$  (arrondi à  $1 \cdot 10^{-3} \text{ mg}/\text{m}^3$ )

## Commentaires et choix des VTR

La valeur recommandée par l'OMS est la seule valeur disponible, il est donc conseillé de la prendre en compte.

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

Aucune VTR n'est disponible.

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune VTR n'est disponible.

## Nickel

---

## VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etude critique
Nickel (sels solubles)	US EPA	Orale	RfD = $2 \cdot 10^{-2} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$	1996	Ambrose <i>et al.</i> , 1976
	OMS	Orale	TDI = $5 \cdot 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$	2004	Ambrose <i>et al.</i> , 1976
	OMS	Orale (eau de boisson)	Valeur guide provisoire = $0,02 \text{ mg}/\text{L}$	2004	Ambrose <i>et al.</i> , 1976

## Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

### US EPA

L'US EPA (IRIS) a établi une RfD de  $2 \cdot 10^{-2} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$  pour une exposition chronique aux sels solubles de nickel (1996).

Cette valeur a été établie à partir d'une étude réalisée chez des rats exposés à 0, 100, 1 000 ou 2500 ppm de sulfate de nickel (soit 0, 5, 50 et 125 mg de nickel/kg/j) dans la nourriture, pendant 2 ans (Ambrose *et al.*, 1976). Une réduction significative du poids corporel a été observée à la plus forte concentration chez les mâles et les femelles. Pour les deux plus fortes concentrations, une augmentation du ratio du poids du cœur par rapport au poids

corporel, et une diminution du ratio du poids du foie par rapport au poids corporel ont été observées chez les femelles. Un LOAEL de 50 mg/kg/j et un NOAEL de 5 mg/kg/j ont été déterminés.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 300 a été appliqué. Un facteur 10 a été utilisé pour la variabilité au sein de la population humaine, un facteur 10 pour l'extrapolation de données animales à l'homme, et un facteur 3 pour tenir compte des incohérences dans les études de reproduction.

Calcul :  $5 \text{ mg/kg/j} \times 1/300 = 0,0166 \text{ mg/kg/j}$  (arrondi à 0,02 mg/kg/j)

#### OMS (nourriture)

L'OMS recommande une TDI de  $5 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$  pour les sels solubles du nickel (2004).

Cette valeur a été établie à partir de la même étude que précédemment (Ambrose *et al.*, 1976) où un NOAEL de 5 mg/kg/j a été déterminé.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 1 000 a été appliqué. Un facteur 10 a été utilisé pour la variabilité au sein de la population humaine, un facteur 10 pour l'extrapolation de données animales à l'homme et un facteur 10 pour compenser le manque d'études adéquates sur la toxicité chronique, sur les effets sur la reproduction et le peu de données disponibles sur la cancérogénicité par voie orale.

Calcul :  $5 \text{ mg/kg/j} \times 1/1\ 000 = 0,005 \text{ mg/kg/j}$  (soit 5 µg/kg/j)

#### OMS (eau de boisson)

L'OMS recommande une valeur guide provisoire de 0,02 mg/L pour les sels solubles du nickel (2004).

Cette valeur guide a été calculée à partir de la TDI, en prenant en compte 10 % de la TDI et en admettant que le poids moyen d'un individu est de 60 kg et que sa consommation d'eau est de 2 L/j. Cette valeur est provisoire en raison des incertitudes concernant la mortalité prénatale.

### Commentaires et choix des VTR

#### VTR pour l'ingestion par la nourriture

Les deux VTR proposées ont été établies à partir de la même étude critique, seuls les facteurs d'incertitude diffèrent. L'OMS applique un facteur d'incertitude de 1 000 et l'US EPA un facteur de 300. La différence entre ces facteurs provient du fait que l'OMS applique un facteur 10 pour compenser le manque d'études adéquates en toxicité chronique et en reprotoxicité et le peu d'études en cancérogenèse, alors que l'US EPA applique un facteur de 3. Un facteur de 3 semble suffisant. Il apparaît donc plus justifié de retenir la valeur établie par l'US EPA (IRIS) de 0,02 mg/kg/j.

#### VTR pour l'ingestion par l'eau de boisson

La valeur guide proposée par l'OMS en 2004 est provisoire. L'INERIS ne conseille pas en général de retenir une valeur provisoire. Or, cette valeur est la seule disponible.

## VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET PAR INHALATION

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Nickel (sels solubles)	ATSDR	Inhalation (Subchronique)	MRL = $2.10^{-4}$ mg/m <sup>3</sup>	2003 (draft)	NTP, 1996c
	ATSDR	Inhalation (Chronique)	MRL = $9.10^{-5}$ mg/m <sup>3</sup>	2003 (draft)	NTP, 1996c
Nickel et ses composés	RIVM	Inhalation (Chronique)	TCA = $5.10^{-5}$ mg/m <sup>3</sup>	2001	NTP, 1996c

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

#### ATSDR (subchronique)

L'ATSDR propose un MRL de  $2.10^{-4}$  mg/m<sup>3</sup> pour une exposition subchronique aux sels solubles du nickel (Draft 2003).

Cette valeur a été établie à partir d'une étude réalisée chez des groupes de 10 mâles et 10 femelles rats F344, exposés à 0, 0,03, 0,06, 0,11, 0,22 et 0,44 mg de nickel/m<sup>3</sup> sous forme de sulfate de nickel hexahydrate (diamètre aérodynamique médian en masse = 1,8-3,1 µm) 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 13 semaines (NTP, 1996c). Un NOAEL de 0,06 mg/m<sup>3</sup> a été déterminé pour les effets inflammatoires. Pour tenir compte d'une exposition continue, cette valeur a été ramenée à 0,011 mg/m<sup>3</sup> (0,03 x 6 h / 24 h x 5 j / 7 j). Pour extrapoler la sédimentation des particules du rat à l'homme, un facteur de 0,474 a été utilisé (*regional deposited dose ratio*).

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 30 a été appliqué. Un facteur 10 pour la variabilité au sein de la population humaine et un facteur 3 pour l'extrapolation de données animales à l'homme.

Calcul :  $(0,011 \text{ mg/m}^3 \times 0,474) \times 1/30 = 0,000173 \text{ mg/m}^3$  (arrondi à  $2.10^{-4}$  mg/m<sup>3</sup>)

#### ATSDR (chronique)

L'ATSDR propose un MRL de  $9.10^{-5}$  mg/m<sup>3</sup> pour une exposition chronique aux sels solubles du nickel (Draft 2003).

Cette valeur a été établie également à partir de l'étude du NTP, 1996c. Des rats F344 ont été exposés à 0, 0,03, 0,06 et 0,11 mg de nickel/m<sup>3</sup> sous forme de sulfate de nickel hexahydrate (diamètre aérodynamique médian en masse = 1,8-3,1 µm) 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 2 ans (NTP, 1996c). Un NOAEL de 0,03 mg/m<sup>3</sup> a été déterminé pour les effets inflammatoires et la fibrose pulmonaire. Pour tenir compte d'une exposition continue, cette valeur a été ramenée à 0,0054 mg/m<sup>3</sup> (0,03 x 6 h / 24 h x 5 j / 7 j). Pour extrapoler la sédimentation des particules du rat à l'homme, un facteur de 0,506 a été utilisé (*regional deposited dose ratio*).

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 30 a été appliqué. Un facteur 10 pour la variabilité au sein de la population humaine et un facteur 3 pour l'extrapolation de données animales à l'homme.

Calcul :  $(0,0054 \text{ mg/m}^3 \times 0,506) \times 1/30 = 0,000091 \text{ mg/m}^3$  (arrondi à  $9.10^{-5}$  mg/m<sup>3</sup>)

## RIVM

Le RIVM propose une TCA de  $5.10^{-5} \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition chronique au nickel et à ses composés (Baars *et al.*, 2001)

Comme pour l'ATSDR, la TCA proposée par le RIVM a été calculée à partir du NOAEC de  $0,03 \text{ mg}/\text{m}^3$  établi pour une atteinte du système respiratoire chez le rat à partir de l'étude du NTP, 1996c après une exposition de 2 ans au nickel. Un NOAEC de  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a été déterminé pour une exposition continue ( $0,03 \times 6 \text{ h} / 24 \text{ h} \times 5 \text{ j} / 7 \text{ j}$ ).

*Facteur d'incertitude* : un facteur 100 a été appliqué. Un facteur 10 pour la variation interspèces et un facteur 10 pour la variation intraespèces.

Calcul :  $(0,005 \text{ mg}/\text{m}^3) \times 1/100 = 0,00005 \text{ mg}/\text{m}^3$  (arrondi à  $5.10^{-5} \text{ mg}/\text{m}^3$ )

## Commentaires et choix des VTR

Les MRL établis par l'ATSDR en 2003 pour une exposition subchronique et pour une exposition chronique sont des valeurs issues d'un draft. L'INERIS conseille de ne pas retenir les valeurs issues d'un draft. Il est donc conseillé de prendre en compte la TCA de  $5.10^{-5} \text{ mg}/\text{m}^3$  proposée par le RIVM pour une exposition chronique.

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

Aucune valeur n'est disponible.

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Poussières d'affinerie de nickel	US EPA	Inhalation	$\text{ERU}_i = 2,4.10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	1991	Chovil <i>et al.</i> , 1981 ; Enterline et Marsh, 1982 ; Magnus <i>et al.</i> , 1982 ; Peto <i>et al.</i> , 1984
Disulfure de trinickel	US EPA	Inhalation	$\text{ERU}_i = 4,8.10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	1991	Chovil <i>et al.</i> , 1981 ; Enterline et Marsh, 1982 ; Magnus <i>et al.</i> , 1982 ; Peto <i>et al.</i> , 1984
Nickel	OMS	Inhalation	$\text{ERU}_i = 3,8.10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	2000	Non indiqué

## Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

US EPA (poussières d'affinerie de nickel)

L'US EPA (IRIS) a établi un  $\text{ERU}_i$  de  $2,4.10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  pour une exposition chronique aux poussières d'affinerie de nickel (1991a)

Cette valeur a été calculée à partir des études épidémiologiques de cancérogénèse effectuées sur des travailleurs d'affinerie de nickel (Chovil *et al.*, 1981 ; Enterline et Marsh, 1982 ; Magnus *et al.*, 1982 ; Peto *et al.*, 1984) par un modèle d'extrapolation additif et multiplicatif. Selon les recommandations de l'US EPA (IRIS), ce risque unitaire ne devrait pas être utilisé si la concentration de nickel dans l'air dépasse  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

## US EPA (disulfure de nickel)

L'US EPA (IRIS) propose un  $ERU_i$  de  $4,8 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  pour une exposition chronique au disulfure de trinickel (1991b).

Les poussières d'affinerie de nickel sont constituées d'environ 50 % de disulfure de trinickel. Ainsi, la valeur de l' $ERU_i$  du disulfure de trinickel a été obtenue en multipliant par deux la valeur de l' $ERU_i$  calculée pour les poussières d'affinerie de nickel.

Selon les recommandations de l'US EPA (IRIS), ce risque unitaire ne devrait pas être utilisé si la concentration de nickel dans l'air dépasse  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

## OMS (nickel)

L'OMS recommande un  $ERU_i$  de  $3,8 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  pour une exposition chronique au nickel (2000).

L'OMS indique que selon les informations les plus récentes concernant l'exposition au nickel et les risques estimés chez la population industrielle, un risque de  $3,8 \cdot 10^{-4}$  a été établi pour une concentration de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de nickel dans l'air ambiant.

## Commentaires et choix des VTR

Les trois valeurs proposées sont à prendre en compte en fonction de la spéciation du nickel.

## Plomb

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Plomb (inorganique)	OMS	Orale	DHTP : $25 \mu\text{g}/\text{kg}$	2004	Ziegler <i>et al.</i> , 1978 ; Rye <i>et al.</i> , 1983
Plomb (inorganique)	OMS	Orale (eau de boisson)	Valeur guide = $10 \mu\text{g}/\text{L}$	2004	Ziegler <i>et al.</i> , 1978 ; Rye <i>et al.</i> , 1983
Plomb (inorganique)	US EPA	Orale	En discussion	2004	-
Tétraéthyle de plomb	US EPA	Orale	RfD = $10^{-7} \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$	1988	Schepers, 1964
Plomb et dérivés	RIVM	Orale	TDI = $3,6 \cdot 10^{-3} \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$	2001	Ziegler <i>et al.</i> , 1978 ; Rye <i>et al.</i> , 1983 ; JECFA, 1993

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

#### OMS (nourriture)

L'OMS recommande une DHT provisoire de  $25 \cdot 10^{-3} \text{mg}/\text{kg}$  soit une DJT de  $3,5 \cdot 10^{-3} \text{mg}/\text{kg}$  pour le plomb inorganique (OMS, 2004 ; JECFA 1993).

Cette valeur est issue de divers travaux qui semblent montrer chez l'enfant qu'en deçà de 4 µg/kg/j, on ne note pas d'augmentation de la plombémie, qu'une augmentation peut intervenir à partir de 5 µg/kg/j (Ziegler *et al.*, 1978 ; Rye *et al.*, 1983). Initialement attribuée aux nourrissons et aux jeunes enfants (1987), cette valeur a depuis été appliquée à la population générale (1993). Elle correspond à la moitié de la valeur recommandée par l'OMS en 1972. Cette valeur a été confirmée en 2004 par l'OMS.

*Facteurs d'incertitude* : l'établissement de cette valeur, qui fait référence à des études chez l'homme, n'a nécessité l'application d'aucun facteur d'incertitude.

#### OMS (eau de boisson)

L'OMS recommande une valeur guide de 10 µg/L dans l'eau de boisson pour le plomb inorganique (2004)

Afin d'établir cette valeur, l'OMS s'est basé sur la DHT provisoire de 25 µg/kg. Il a été admis que la valeur par l'eau de boisson été égale à 50 % de la DHTP, que le poids moyen d'un enfant est de 5 kg et que sa consommation d'eau est de 0,75 L/j.

#### US EPA (plomb inorganique)

L'US EPA (IRIS) est actuellement en discussion pour la détermination de la RfD du plomb inorganique (août 2004).

#### US EPA (tétraéthyle de plomb)

L'US EPA (IRIS) a établi une RfD de  $10^{-7}$  mg/kg/j pour une exposition chronique au tétraéthyle de plomb (1988).

Cette valeur est basée sur l'existence de lésions hépatiques et neuronales chez des rats exposés 20 semaines (5j/semaine) au tétraéthyle de plomb administré par gavage. Un LOAEL de 1,2 µg/kg/j a été recalculé pour une exposition de 7 jours à partir du LOAEL de 1,7 µg/kg/j initialement établi pour une exposition de 5 jours (Schepers, 1964).

*Facteurs d'incertitude* : un facteur de 10 000 a été appliqué (10 pour l'utilisation d'un LOAEL, 10 pour l'extrapolation de données animales vers l'homme, 10 pour la durée de l'étude (utilisation de données subchroniques pour évaluer un risque chronique) et 10 pour la variabilité au sein de la population).

#### RIVM (plomb et dérivés)

Le RIVM propose une TDI de  $3,6 \cdot 10^{-3}$  mg/kg/j pour une exposition chronique au plomb et à ses dérivés (Baars *et al.*, 2001).

Cette valeur est directement issue de la dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) de 25 µg/kg proposée par le "Joint Expert Committee on Food Additives (FAO/WHO)" en 1993 (publiée par IPCS, 1995). Cette DHTP, initialement proposée en 1987 pour les enfants, a été étendue à l'ensemble des classes d'âge en 1993, pour protéger notamment les fœtus *in utero*.

Calcul :  $25 \text{ µg/kg/semaine} \times 1/7 = 3,6 \text{ µg/kg/j}$

Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est élevée.

## Commentaires et choix des VTR

### VTR pour l'ingestion par la nourriture

La valeur établie par l'OMS pour une exposition au plomb inorganique est une valeur provisoire. La TDI proposée par le RIVM est établie à partir de la valeur provisoire recommandée par l'OMS et est égale à la DJT recommandée par l'OMS. L'INERIS conseille, en général, de ne pas retenir les valeurs provisoires. Or, ces deux valeurs sont les seules disponibles pour le plomb et ses dérivés inorganiques. La VTR retenue pour le plomb inorganique sera finalement la DJT proposée par l'OMS malgré son caractère provisoire.

La RfD proposée par l'US EPA (IRIS) est la seule valeur disponible pour le tétraéthyle de plomb. Il est donc conseillé de prendre en compte cette valeur.

### VTR pour l'ingestion par l'eau de boisson

La valeur guide de 10 µg/L établie par l'OMS est la seule valeur disponible. Cette valeur est établie à partir de la DHT provisoire recommandée par l'OMS. L'INERIS conseille de ne pas retenir les valeurs provisoires. Or, cette valeur est la seule disponible.

## VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision
Plomb et composés inorganiques	OMS	Inhalation	*Valeur guide = 0,5 µg/m <sup>3</sup>	2000

\* Valeur annuelle

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

L'OMS préconise pour le plomb et ses dérivés inorganiques que la valeur annuelle ne dépasse par 0,5 µg/m<sup>3</sup> (2002)

L'OMS retient comme concentration critique dans le sang, 100 µg/L. Cette concentration est supposée protéger 98 % de la population. La concentration de 0,5 µg/m<sup>3</sup> conduit à garantir une augmentation de la plombémie inférieure à 24 µg/L. Ce qui compte tenu d'un niveau d'imprégnation de la population générale de 30 µg/L, assure à cette population une plombémie inférieure à 100 µg/L.

### Commentaires et choix des VTR

La valeur guide de 0,5 µg/m<sup>3</sup> établie par l'OMS pour une exposition annuelle au plomb est la seule disponible. Il est donc conseillé de retenir cette valeur.

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Plomb et composés inorganiques	*OEHHA	Orale	$ERU_o = 8,5 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$	2002	Azar <i>et al.</i> , 1973

\* La valeur de l'OEHHA est indiquée car l'OMS, l'US EPA (IRIS) et l'ATSDR ne proposent pas de valeur.

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

L'OEHHA propose un  $ERU_o$  de  $8,5 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$  pour une exposition chronique au plomb et à ses dérivés inorganiques (2002).

Cette valeur a été calculée à partir d'une étude de cancérogénèse expérimentale chez le rat (Azar *et al.*, 1973). Les rats ont reçu une nourriture enrichie en plomb, aux doses nominales de 0, 10, 50, 100, 500, 1000 et 2000 ppm durant deux ans. Des tumeurs rénales ont été observées de façon dose dépendante chez les mâles exposés au trois plus fortes concentrations. Des tumeurs ont également été observées chez les femelles exposées à 2000 ppm (7/20).

L'utilisation d'un modèle multiétape linéarisé a permis de calculer une limite supérieure à 95 % de  $8,5 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$  ( $ERU_o$ ).

### Commentaires et choix des VTR

La proposition de l' $ERU_o$  de  $8,5 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$  faite par l'OEHHA a été examinée par les toxicologues de l'INERIS et par des toxicologues extérieurs. L'étude de Azar *et al.*, 1973 n'est pas une étude de cancérogénèse menée sur 2 ans et les doses administrées aux rats sont extrêmement fortes. Pour ces raisons, les toxicologues ont décidé de ne pas retenir cette valeur (voir note INERIS sur le plomb).

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Plomb et composés inorganiques	*OEHHA	Orale	$ERU_i = 1,2 \cdot 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$	2002	Owen, 1990

\*La valeur de l'OEHHA est indiquée car l'OMS, l'US EPA (IRIS) et l'ATSDR ne proposent pas de valeur.

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

L'OEHHA propose un  $ERU_i$   $1,2 \cdot 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$  pour une exposition chronique au plomb et à ses dérivés inorganiques (2002).

Cette valeur a été calculée à partir de l'ERU<sub>o</sub> de  $8,5 \cdot 10^{-3}$  (mg/kg/j)<sup>-1</sup> proposée par l'OEHHA. Les données humaines disponibles indiquent que 50 % du plomb inhalé est absorbé, comparé à 10 % du plomb ingéré (Owen, 1990). Si l'on considère que ces taux d'absorption sont identiques chez le rat, et en considérant un adulte moyen de 70 kg respirant 20 m<sup>3</sup> par jour, une ingestion de 1 mg/kg/j correspond à une inhalation de 3 500 µg/m<sup>3</sup> par 24 heures. L'ERU<sub>o</sub> équivaut à un risque par inhalation de  $2,4 \cdot 10^{-6}$  µg/m<sup>3</sup>, multiplié par 5 pour tenir compte de l'absorption par inhalation qui est 5 fois supérieure à l'ingestion, ce qui donne un ERU<sub>i</sub> de  $1,2 \cdot 10^{-5}$  (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>.

### Commentaires et choix des VTR

L'ERU<sub>i</sub> de  $1,2 \cdot 10^{-5}$  (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> proposé par l'OEHHA a été calculé à partir de l'ERU<sub>o</sub> élaboré par l'OEHHA, soit  $8,5 \cdot 10^{-3}$  (mg/kg/j)<sup>-1</sup>. Comme pour l'ERU<sub>o</sub> et pour les raisons citées ci-dessus, les toxicologues de l'INERIS et les toxicologues extérieurs conseillent de ne pas retenir l'ERU<sub>i</sub> proposé par l'OEHHA. Il est donc conseillé de ne pas prendre en compte cette valeur.

## Sélénium

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Sélénium et ses composés	US EPA	Orale	RfD = $5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	1991	Yang <i>et al.</i> , 1989a,b
Sélénium et ses composés	ATSDR	Orale	MRL = $5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	2003 (Draft)	Yang et Zhou, 1994
Sélénium et ses composés	OMS	Orale (eau de boisson)	Valeur guide = 0,01 mg/L	2004	Non indiqué

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

#### US EPA

L'US EPA (IRIS) a établi une RfD de  $5 \cdot 10^{-3}$  mg/kg/j pour une exposition chronique (1991).

Cette valeur a été calculée à partir d'une étude épidémiologique menée en Chine, Yang *et al.*, 1989a,b. Un NOAEL de 0,015 mg/kg/j et un LOAEL de 0,023 mg/kg/j ont été calculés en se basant sur la corrélation existant entre l'exposition au sélénium par la nourriture, le taux de sélénium dans le sang des individus et l'incidence de sélénozes cliniques chez l'adulte.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur d'incertitude de 3 est appliqué afin de prendre en compte la population sensible.

Calcul :  $(0,015 \text{ mg/m}^3) \times 1/3 = 0,005 \text{ mg/m}^3$  (arrondi à  $5 \cdot 10^{-3}$  mg/m<sup>3</sup>)

## ATSDR

L'ATSDR a établi un MRL de  $5.10^{-3}$  mg/kg/j pour une exposition chronique (2003 draft).

Cette valeur a été établie à partir de l'étude de Yang et Zhou, 1994 qui est une synthèse des deux études de Yang et al., 1989a,b. En reprenant les valeurs obtenues en 1989 et en admettant que le poids moyen de la population en Chine est de 55 kg, Yang et Zhou ont calculé que la consommation moyenne de  $1,270 \mu\text{g/j}$  de sélénium était associée à une sélénose. Un LOAEL de  $0,023 \text{ mg/kg/j}$  et un NOAEL de  $0,015 \text{ mg/kg/j}$  ont été ainsi calculés.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur d'incertitude de 3 est appliqué afin de prendre en compte la population sensible.

Calcul :  $(0,015 \text{ mg/m}^3) \times 1/3 = 0,005 \text{ mg/m}^3$  (arrondi à  $5.10^{-3} \text{ mg/m}^3$ )

## OMS

L'OMS recommande une valeur guide de  $0,01 \text{ mg/L}$  dans l'eau de boisson (2004).

Cette valeur a été établie à partir d'un NOAEL de  $4 \mu\text{g/kg/j}$  estimé chez un groupe de 142 personnes ne présentant aucun signe de sélénose après avoir ingéré  $4 \mu\text{g/kg/j}$  de sélénium. Il a été admis que la valeur guide dans l'eau de boisson correspond à 10 % de la NOAEL, que le poids moyen d'un individu est de 60 kg et que sa consommation d'eau est de 2 L/j.

## Commentaires et choix des VTR

### VTR pour l'ingestion par la nourriture

La valeur de  $5.10^{-3} \text{ mg/kg/j}$  établie par l'ATSDR provient d'un draft, cette valeur n'est donc pas retenue. Il est alors conseillé de retenir la valeur proposée par l'US EPA (IRIS).

### VTR pour l'ingestion par l'eau de boisson

La valeur guide recommandée par l'OMS est la seule valeur disponible pour le sélénium dans l'eau de boisson. Il est donc conseillé de retenir cette valeur.

## VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Sélénium et ses composés	*OEHHA	Inhalation	$REL_i = 2.10^{-2} \text{ mg/m}^3$	2001	Yang <i>et al.</i> , 1989a,b

\*La valeur de l'OEHHA est indiquée car l'OMS, l'US EPA (IRIS) et l'ATSDR ne proposent pas de valeur.

## Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

### OEHHA

L'OEHHA a établi un  $REL_i$  de  $2.10^{-2} \text{ mg/m}^3$  pour une exposition chronique (2004).

Cette valeur a été établie à partir de la RfD de  $5.10^{-3} \text{ mg/kg/j}$  établie par l'US EPA (IRIS) pour une exposition chronique par voie orale.

## Commentaires et choix des VTR

La valeur établie par l'OEHHA est la seule valeur établie pour une exposition chronique par inhalation au sélénium. Cette valeur est obtenue en réalisant en dérivation voie à voie à partir de la valeur établie par l'US EPA (IRIS) pour la voie orale. Il est conseillé de prendre en compte cette valeur.

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

Aucune VTR n'est disponible.

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune VTR n'est disponible.

## Zinc

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Zinc et composés	ATSDR	Orale	MRL = 0,3 mg zinc/kg/j (subchronique et chronique)	1994	Yadrick <i>et al.</i> , 1989
Zinc et composés	US EPA	Orale	RfD = 0,3 mg zinc/kg/j	1992	Yadrick <i>et al.</i> , 1989
Phosphore de zinc	US EPA	Orale	RfD = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	1990	Bai <i>et al.</i> , 1980
Cyanure de zinc	US EPA	Orale	RfD = $5 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j	1996	Howard et Hanzal, 1955 ; Philbrick <i>et al.</i> , 1979

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

#### ATSDR (zinc et composés)

L'ATSDR a établi un MRL de 0,3 mg zinc/kg/j pour une exposition subchronique ou chronique au zinc et à ses composés (1994).

Cette valeur a été établie en prenant en compte les effets sanguins (diminution de l'hématocrite, de la ferritine sanguine et de l'activité de la superoxyde dismutase érythrocytaire) observés chez des femmes supplémentées en gluconate de zinc à raison de 50 mg zinc/j (0,83 mg/kg/j) durant 10 semaines (Yadrick *et al.*, 1989). Un LOAEL de 1 mg/kg/j a été défini en ajoutant cette dose à l'estimation de l'apport journalier en zinc chez les femmes (0,16 mg/kg/j) établi par la FDA (Pennington *et al.*, 1986).

*Facteurs d'incertitude* : un facteur minimal de 3 a été appliqué car l'étude concerne une population sensible et également car le zinc est un nutriment essentiel.

Calcul :  $(0,83 + 0,16) \text{ mg/kg/j} \times 1/3 = 0,3 \text{ mg/kg/j}$

## US EPA (zinc et composés)

L'US EPA (IRIS) a établi une RfD de 0,3 mg/kg/j pour une exposition chronique au zinc et à ses composés (1992).

La démarche utilisée pour l'établissement de cette valeur est similaire à celle suivie par l'ATSDR pour évaluer le MRL concernant les effets subchroniques et chroniques par voie orale.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur de 3 a été appliqué car l'étude prise en compte est de durée moyenne, que la population prise en compte est la population la plus sensible et que un LOAEL a été utilisé. Il faut également considéré que le zinc est un nutriment essentiel.

Calcul :  $(0,83 + 0,16) \text{ mg/kg/j} \times 1/3 = 0,3 \text{ mg/kg/j}$

## US EPA (phosphure de zinc)

L'US EPA (IRIS) propose une RfD de  $3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$  pour une exposition chronique au phosphure de zinc (rodenticide) (1990).

Cette valeur a été établie à partir d'une étude expérimentale chez des rats femelles supplémentées en phosphure de zinc durant 13 semaines à des doses allant de 50 à 500 ppm dans la nourriture (Bai *et al.*, 1980). Une réduction dans la prise de nourriture et "donc" du poids corporel a été notée dans tous les groupes. Pour cet effet, un LOAEL de 50 ppm (3,48 mg/kg/j) a été établi.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 10 000 a été appliqué. Un facteur 10 pour l'extrapolation interespèces, un facteur 10 pour la variabilité au sein de la population, un facteur 10 pour l'extrapolation d'une durée subchronique à chronique et un facteur 10 pour l'utilisation d'un LOAEL.

Calcul :  $3,48 \text{ mg/kg/j} \times 1/10\ 000 = 0,0003 \text{ mg/kg/j}$

## US EPA (cyanure de zinc)

L'US EPA (IRIS) a établi une RfD de  $5 \cdot 10^{-2} \text{ mg/kg/j}$  pour une exposition chronique au cyanure de zinc (1996).

Remarque : cette RfD a été établie pour les cyanures (CN), qui sont beaucoup plus toxiques que le zinc.

Cette valeur a été établie à partir de deux études expérimentales réalisées chez le rat.

Des rats ont été exposés au cyanure de zinc *via* leur nourriture durant 2 ans. Les consommations moyennes étaient de 73 et 183 mg CN/kg nourriture (soit 4,3 et 10,8 mg CN/kg poids corporel). A ces deux doses, aucune toxicité n'a été notée (Howard et Hanzal, 1955). Cette étude a conduit à l'établissement d'un NOAEL de 10,8 mg CN/kg/j, converti en 24,3 mg cyanure de zinc/kg/j.

L'étude de Philbrick *et al.* (1979) a montré que des rats ayant ingéré 30 mg CN/kg/j présentaient une diminution de poids et des niveaux en thyroxine ainsi qu'une dégénérescence de la myéline (Philbrick *et al.*, 1979). Cette étude a conduit à l'établissement d'un LOAEL de 30 mg CN/kg/j, converti en 67,5 mg cyanure de zinc/kg/j.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 500 a été appliqué. Un facteur 10 pour l'extrapolation interespèces et un facteur 10 pour la variabilité au sein de la population. Un facteur supplémentaire de 5 pour tenir compte du fait que les cyanures sont mieux tolérés lorsqu'ils sont ingérés avec de la nourriture plutôt que par gavage ou dans l'eau de boisson.

Calcul :  $24,3 \text{ mg/kg/j} \times 1/500 = 0,0486 \text{ mg/kg/j}$  (arrondi à  $5 \cdot 10^{-2}$ )

### **Commentaires et choix des VTR**

#### **VTR pour le zinc et ses composés**

Les deux VTR proposées sont identiques (0,3 mg zinc/kg/j). L'ATSDR recommande cette VTR pour des expositions subchroniques ou chroniques et l'US EPA (IRIS) propose cette VTR pour des expositions chroniques. Quelque soit la durée d'exposition, subchronique ou chronique, il est conseillé de retenir la valeur de 0,3 mg zinc/kg/j.

#### **VTR pour les dérivés particuliers du zinc**

Pour les dérivés particuliers du zinc, il est conseillé de retenir la valeur en fonction de la spéciation.

### **VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION**

Aucune VTR n'est disponible.

### **VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE**

Aucune VTR n'est disponible.

### **VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION**

Aucune VTR n'est disponible.

## **Dioxines**

---

### **Notion de facteur d'équivalence toxique**

Parmi les PCDD, les congénères chlorés en position latérale (2,3,7,8) sont les plus toxiques. Le potentiel toxique de ces congénères peut être exprimé en référence au composé ayant la plus forte toxicité par l'intermédiaire du concept d'équivalent toxique (FET, facteur d'équivalence toxique). Cette méthode a été développée en 1977 pour donner une valeur toxicologique à un mélange de composés chimiquement proches et ayant le même mécanisme d'action, c'est à dire actifs sur le même récepteur, le récepteur Ah. Défini à partir des résultats *in vitro* modulés par des données *in vivo*, le FET est attribué à chaque congénère selon les barèmes internationaux par rapport à celui du congénère le plus toxique (2,3,7,8-TCDD) qui est arbitrairement fixé à 1. A chaque congénère est ainsi attribué un coefficient de toxicité (FET), qui a été estimé en comparant l'activité du composé considéré à celle de la 2,3,7,8, TCDD.

Différentes tables de FET sont actuellement disponibles pour les dioxines. Ces tables sont présentées ci-dessous.

Valeurs de facteurs d'équivalent toxique proposées par l'OTAN (1994) et l'OMS (1997) pour les mammifères, humains compris (INVS, 2000) :

Congénères		I-TEF <sub>OTAN</sub>	I-TEF <sub>OMS</sub>
PCDD	2,3,7,8-TCDD	1	1
	1,2,3,7,8 -PeCDD	0,5	1
	1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1
	1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1
	1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01
	OCDD	0,001	0,0001

Les PCDD sont produits sous forme de mélanges complexes de congénères. Aussi, les valeurs rapportées pour exprimer leur toxicité sont généralement exprimées en équivalent toxique (TEQ) (INSERM, 2000).

Cet indice international de toxicité est obtenu en sommant les concentrations de chaque congénère, pondérées par leur TEF respectif, soit :  $C_x \text{ I-TEQ} = S (C_i \cdot \text{I-TEF}_i)$

Avec  $C_x$  I-TEQ : concentration du mélange x en équivalents toxiques internationaux

$C_i$  : concentration du congénère i

I-TEF<sub>i</sub> : facteur international d'équivalence toxique du congénère i

## VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
2,3,7,8-TCDD	ATSDR	Orale (Subchronique)	MRL = $2 \cdot 10^{-5}$ µg/kg/j	1998	DeCaprio <i>et al.</i> , 1986
		Orale (Chronique)	MRL = $1 \cdot 10^{-6}$ µg/kg/j	1998	Schantz <i>et al.</i> , 1992
Dioxines et composés dioxine like	OMS	Orale via la chaîne alimentaire après dépôt	DJA = 1 à $4 \cdot 10^{-6}$ µg TEQ/kg/j =	2000	Van Leeuwen <i>et al.</i> , 2000a ; Van Leeuwen et Younes, 2000b

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

#### ATSDR

L'ATSDR a établi un MRL de  $2 \cdot 10^{-5}$  µg/kg/jour pour une exposition subchronique au 2,3,7,8-TCDD (1998).

Cette valeur a été établie en se basant sur une étude de toxicité subchronique (90 jours) chez des cobayes exposés *via* l'alimentation à des doses de 0,0001 ; 0,0007 ; 0,005 ou 0,028 µg/kg/jour de 2,3,7,8-TCDD. Un NOAEL de 0,0007 µg/kg a été défini (DeCaprio *et al.*, 1986).

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 30 a été appliqué. Un facteur 10 pour l'extrapolation de l'animal à l'homme et un facteur 10 pour la variabilité humaine.

Calcul :  $0,0007 \text{ µg/kg} \times 1/30 = 2,33 \cdot 10^{-5} \text{ µg/kg/jour}$  (arrondi à  $2 \cdot 10^{-5}$  µg/kg/jour)

## ATSDR

L'ATSDR a établi un MRL de  $1.10^{-6}$  µg/kg/jour pour une exposition chronique au 2,3,7,8-TCDD (1998). Cette valeur a été établie en se basant sur une étude de toxicité sur la reproduction chez des singes rhésus, sur une durée de 16,2 +/- 0,4 mois. Les singes étaient nourris avec une alimentation contenant des doses de 0 ; 5 ou 25 ppt de 2,3,7,8-TCDD. Un NOAEL de 5 ppt a été défini (Schantz et al., 1992).

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 90 a été appliqué. Un facteur 3 pour l'utilisation d'un LOAEL et non d'un NOAEL, un facteur 3 pour l'extrapolation de l'animal à l'homme et un facteur 10 pour la variabilité humaine.

Facteur de conversion permettant de passer d'une dose exprimée en ppt dans l'alimentation à une dose exprimée en µg/kg de poids corporel :

Les auteurs ont estimé que la dose totale ingérée sur 16,2 mois (492 jours) était de 59,6 ng/kg pour une dose de 5 ppt dans l'alimentation.

La dose journalière est donc :  $59,6 \text{ ng/kg} / 492 \text{ jours} = 0,12 \text{ ng/kg/j} = 1,2.10^{-4} \text{ µg/kg/j}$

Calcul :  $1,2.10^{-4} \text{ µg/kg/j} \times 1/90 = 1,33.10^{-6} \text{ µg/kg/jour}$  (arrondi à  $1.10^{-6} \text{ µg/kg/j}$ )

## OMS

L'OMS recommande une DJA de 1 à 4 pg ( $1 \text{ à } 4.10^{-6} \text{ µg}$ ) TEQ/kg/j (2000).

Lors de la réévaluation du risque des dioxines pour la santé en 1998 (Van Leeuwen *et al.*, 2000a ; Van Leeuwen et Younes, 2000b), il a été conclu que les données humaines ne se prêtaient pas à la détermination d'une TDI (tolerable daily intake), ou DJA (dose journalière admissible). En conséquence, la TDI est basée sur des données animales. On estime que les apports journaliers chez l'homme, correspondant à des charges corporelles similaires à celles associées avec des LOAELs chez le rat et le singe, sont de l'ordre de 14 à 37 pg/kg de poids corporel. En appliquant un facteur d'incertitude de 10 à cette fourchette de LOAELs, on a établi une TDI exprimée comme une fourchette allant de 1 à 4 pg équivalent toxique par kg de poids corporel, pour les dioxines et les composés dioxine-like (OMS, 2000). Les effets retenus pour l'établissement de cette VTR sont des atteintes du système immunitaire et du développement du système psychomoteur du nouveau né ainsi que des effets sur la reproduction.

## Commentaires et choix des VTR

L'ATSDR propose deux VTR pour la 2,3,7,8-TCDD, une pour une exposition subchronique et une pour une exposition chronique. Alors que l'OMS recommande une DJA pour les dioxines et les composés dioxine-like. Il est conseillé de prendre en compte les VTR proposées par l'ATSDR si le risque à évaluer est spécifique de la 2,3,7,8-TCDD. L'un ou l'autre des MRL sera retenu en fonction du temps d'exposition. Si le risque à évaluer est lié à un mélange de dioxine, la DJA de 1 à 4 pg TEQ/kg/j recommandée par l'OMS est alors à prendre en compte.

## VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune valeur n'est disponible.

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Dioxines	US EPA	Ingestion (chronique)	$1.10^{-3}$ par pg/TEQ/kg p.c./j	2000	Non indiqué

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

#### US-EPA

L'US EPA (IRIS) propose une valeur de  $1.10^{-3}$  par pg/TEQ/kg p.c./j comme estimation majorante du risque de cancer.

Seule l'US EPA (IRIS) donne une valeur toxicologique de référence pour des effets sans seuil. Il faut cependant noter que cette valeur est issue de la version de septembre 2000 du "Rapport de réévaluation des risques pour la 2,4,7,8-TCDD et les composés apparentés" (EPA/600/P-00/001Bg) et que cette dernière version a un statut de version préliminaire.

L'US EPA (IRIS) suggère l'utilisation d'une valeur de  $1.10^{-3}$  par pg/TEQ/kg p.c./j comme estimation majorante du risque de survenue de cancer.

#### Commentaires et choix des VTR

La seule valeur disponible pour les effets sans seuil induits par la 2,4,7,8-TCDD est la valeur établie par l'US EPA (IRIS). Cette valeur provient d'un draft et l'INERIS, en général, conseille de ne pas retenir les valeurs issues d'un draft. Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France de même que l'Observatoire des pratiques de l'évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact considèrent que les effets cancérigènes induits par les dioxines sont des effets à seuil. Conformément à ces avis, les effets cancérigènes des dioxines seront considérés comme à seuil et la VTR de 1 pg/kg/j est retenue (valeurs la plus contraignante fournie par l'OMS).

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune VTR n'est disponible.

## PCB

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Aroclor 1016	US EPA	Orale (chronique)	RfD = $7 \cdot 10^{-5}$ mg/kg/j (0,07 µg/kg/j)	1996a	Barsotti et Van Miller, 1984 ; Levin <i>et al.</i> , 1988 ; Schantz <i>et al.</i> , 1989, 1991
Aroclor 1254		Orale (chronique)	RfD = $2 \cdot 10^{-5}$ mg/kg/j (0,02 µg/kg/j)	1996b	Arnold <i>et al.</i> , 1993a, 1993b ; Tryphonas <i>et al.</i> , 1989, 1991a, 1991b
PCB	ATSDR	Orale (chronique)	MRL = 0,02 µg/kg/j	2000	Tryphonas <i>et al.</i> , 1989, 1991a
		Orale (subchronique)	MRL = 0,03 µg/kg/j	2000	Rice, 1997, 1998 ; Rice et Hayward, 1999
	OMS	Orale (chronique)	DJT = 0,02 µg/kg/j	2003	Tryphonas <i>et al.</i> , 1989, 1991a

#### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

##### US EPA (aroclors 1016)

L'US EPA (IRIS) propose une RfD de  $7 \cdot 10^{-5}$  mg/kg/j pour l'Aroclor 1016 (1996a).

Cette valeur a été établie à partir d'études réalisées chez des singes Rhésus (Barsotti et Van Miller, 1984 ; Levin *et al.*, 1988 ; Schantz *et al.*, 1989, 1991) exposés par la nourriture à 0,007-0,028 mg/kg/j d'Aroclor 1016 pendant 22 mois (de 7 mois avant l'accouplement et jusqu'à ce que les petits aient 4 mois). Il n'est pas observé d'effets sur l'appétit de la mère, l'apparence générale, l'hématologie, la chimie du sérum (transaminases, lipides, cholestérol) et le nombre de reproductions. Une diminution du poids de naissance de la progéniture est observée pour la dose de 0,028 mg/kg/j. En se basant sur la réduction du poids de naissance de singes exposés de façon prénatale à l'Aroclor 1016, un NOAEL de 0,007 mg/kg/j et un LOAEL de 0,028 mg/kg/j sont définis.

##### Facteurs d'incertitude :

Un facteur de 3 a été appliqué pour tenir compte de la variabilité au sein de la population humaine.

Un facteur de 3 a été appliqué pour l'extrapolation de données animales vers l'homme. Il n'est pas jugé nécessaire de prendre un facteur 10 en raison des similitudes des réponses toxiques et du métabolisme des PCB entre les singes et les humains et compte tenu des similarités physiologiques entre ces espèces.

Un facteur de 3 a été appliqué pour tenir compte du peu de données disponibles.

comme la durée de l'étude est considérée comme légèrement plus longue que subchronique et plus courte que chronique, un facteur partiel de 3 a été utilisé pour extrapoler d'une exposition subchronique à une RfD chronique.

Le facteur d'incertitude global de 81 ( $3 \times 3 \times 3 \times 3$ ) a été arrondi à 100.

Calcul :  $0,007 \text{ mg/kg/j} \times 1/100 = 0,00007 \text{ mg/kg/j}$  (soit  $7.10^{-5} \text{ mg/kg/j}$ )

#### US EPA (aroclor 1254)

L'US EPA (IRIS) propose une RfD de  $2.10^{-5} \text{ mg/kg/j}$  ( $0,02 \text{ } \mu\text{g/kg/j}$ ) pour l'Aroclor 1254 (1996b).

Cette valeur a été établie à partir d'études réalisées chez des singes Rhésus femelles exposées par ingestion de capsules contenant de  $0,005$  à  $0,08 \text{ mg/kg/j}$  d'Aroclor 1254 pendant plus de 5 ans (Arnold *et al.*, 1993a, 1993b ; Tryphonas *et al.*, 1989, 1991a, 1991b). A la plus faible dose testée, il est observé un exsudat oculaire, une proéminence et inflammation des glandes de Meibomius et une croissance déformée des ongles des pieds et des mains. Une relation dose-effet est démontrée. Des perturbations similaires ont été observées chez des humains après ingestion orale accidentelle de PCB. Parmi les différentes fonctions immunologiques testées, la diminution de la réponse des IgG et IgM aux érythrocytes de mouton est la plus significative. La réponse immunitaire induite par les érythrocytes de mouton est d'une importance particulière, puisqu'elle met en jeu les trois principales cellules du système immunitaire (les macrophages, les lymphocytes B et T). Un LOAEL de  $0,005 \text{ mg/kg/j}$  est déterminé.

*Facteur d'incertitude* : un facteur de 10 a été appliqué pour tenir compte de la variabilité au sein de la population humaine, un facteur de 3 pour l'extrapolation de données animales vers l'homme, et un facteur de 10 pour l'utilisation d'un LOAEL et non d'un NOAEL.

Calcul :  $0,005 \text{ mg/kg/j} \times 1/300 = 0,000016 \text{ mg/kg/j}$  (arrondi à  $2.10^{-5} \text{ mg/kg/j}$ )

#### ATSDR (PCB, subchronique)

L'ATSDR propose un MRL de  $0,03 \text{ } \mu\text{g/kg/j}$  pour une exposition subchronique aux PCB (2000).

Cette valeur a été établie à partir des études d'exposition postnatale de singe à un mélange de congénères de PCB représentant 80 % des congénères présents dans le lait maternel des femmes canadiennes (Rice, 1997, 1998 ; Rice et Hayward, 1999). Les singes mâles ont été exposés oralement à 0 ou  $0,0075 \text{ mg/kg/j}$  de la naissance jusqu'à l'âge de 20 semaines. La dose représente l'apport journalier moyen d'un enfant nourri avec du lait maternel contenant 50 ppb de PCB (concentration maximale dans le lait maternel recommandée par Santé Canada). Un LOAEL de  $0,0075 \text{ mg/kg/j}$  a été déterminé pour la toxicité neurocomportementale.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur 300 a été appliqué. Un facteur 10 pour la variabilité au sein de la population humaine, un facteur 10 pour l'utilisation d'un LOAEL et non d'un NOAEL et un facteur 3 pour l'extrapolation de données animales à l'homme.

Calcul :  $0,0075 \text{ mg/kg/j} \times 1/300 = 0,000025 \text{ mg/kg/j}$  soit  $0,025 \text{ } \mu\text{g/kg/jour}$  (arrondi à  $0,03 \text{ } \mu\text{g/kg/jour}$ )

#### ATSDR (PCB, chronique)

L'ATSDR propose un MRL de  $0,02 \text{ } \mu\text{g/kg/j}$  pour une exposition chronique aux PCB (2000).

Cette valeur a été établie à partir des deux études, Tryphonas *et al.*, 1989, 1991a décrit ci-dessus dans lesquelles un LOAEL de  $0,005 \text{ mg/kg/j}$  a été déterminé pour l'Aroclor 1254. La même démarche que celle suivie par l'US EPA (IRIS) a été menée. Cependant, la VTR calculée est proposée pour l'ensemble des PCB et non pour l'Aroclor 1254 seul.

*Facteur d'incertitude* : un facteur de 300 a été appliqué. Un facteur de 10 pour tenir compte de la variabilité au sein de la population humaine, un facteur de 3 pour l'extrapolation de données animales vers l'homme, et un facteur de 10 pour l'utilisation d'un LOAEL et non d'un NOAEL.

Calcul :  $0,005 \text{ mg/kg/j} \times 1/300 = 0,000016 \text{ mg/kg/j}$  (arrondi à  $2.10^{-5} \text{ mg/kg/j}$ )

### OMS (PCB, chronique)

L'OMS propose une DJT de  $0,02 \text{ } \mu\text{g/kg/j}$  pour les PCB (2003).

Cette valeur établie pour les PCB a été calculée à partir des mêmes études critiques retenues par l'US EPA (IRIS) pour établir la RfD pour l'Aroclor 1254 et par l'ATSDR. Les mêmes facteurs d'incertitude ont été appliqués.

### Commentaires et choix des VTR

L'US EPA (IRIS) a établi des RfD pour des Aroclors spécifiques (l'Aroclor 1016 et l'Aroclor 1254). L'ATSDR et l'OMS ont établi des VTR pour l'ensemble des PCB. Les VTR établies pour une exposition chronique aux PCB par l'ATSDR et par l'OMS sont identiques à la RfD de  $0,02 \text{ } \mu\text{g/kg/kg}$  établie pour l'Aroclor 1254. Le raisonnement scientifique et l'étude critique retenue sont identiques. Ces VTR devraient donc être recommandées pour l'Aroclor 1254 et non pour l'ensemble des PCB. La seule VTR établie à partir d'une étude critique dans laquelle les animaux ont été exposés à un mélange de PCB est le MRL de  $0,03 \text{ } \mu\text{g/kg/j}$  proposé pour une exposition subchronique par l'ATSDR. Pour l'Aroclor 1016, il est conseillé de prendre en compte la RfD de  $7.10^{-5} \text{ mg/kg/j}$  établie par l'US EPA (IRIS) et pour l'Aroclor 1254 de retenir la RfD de  $2.10^{-5} \text{ mg/kg/j}$  établie par l'US EPA (IRIS). Pour l'ensemble des PCB, il est conseillé de retenir pour une exposition subchronique le MRL de  $0,03 \text{ } \mu\text{g/kg/jour}$  établi par l'ATSDR. Pour une exposition chronique, il est conseillé de prendre en compte les VTR établies par l'ATSDR et par l'OMS (VTR identiques), même si ces valeurs ont été établies à partir d'une étude menée sur l'Aroclor 1254. Les deux organismes ont certainement estimés que la relation dose-réponse des PCB était identique à celle de l'Aroclor 1254.

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Aroclor 1254	*RIVM	Inhalation	CTA = $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$	2001	Non indiqué
PCB		Inhalation	CTA = $0,5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$	2001	Non indiqué

\*Les valeurs du RIVM sont indiquées car l'OMS, l'US EPA (IRIS) et l'ATSDR ne proposent pas de valeur.

#### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

##### RIVM (aroclors 1254)

Le RIVM propose une concentration acceptable dans l'air (CTA) de  $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  pour l'Aroclor 1254 (Baars *et al.*, 2001).

Les informations concernant les risques après inhalation sont très limitées. Pour des expositions chroniques de divers animaux de laboratoires à l'Aroclor 1254 (5 jours par semaine, 7 heures par jour), un LOAEC de 1,5 mg/m<sup>3</sup> a été établi pour des effets secondaires (diminution de poids corporel et atteinte hépatique), soit une valeur de 0,3 mg/m<sup>3</sup> pour tenir compte d'une exposition continue (cité dans Baars *et al.*, 2001).

*Facteurs d'incertitude* : un facteur de 300 est appliqué. Un facteur de 3 pour extrapoler ces effets peu importants à un NOAEC et un facteur de 100 a été appliqué pour les variations intra et inter espèces.

Calcul : 0,3 mg/m<sup>3</sup> x 1/300 = 0,001 mg/m<sup>3</sup> soit 1 µg/m<sup>3</sup>

### RIVM (PCB)

Le RIVM propose une CTA de 0,5 µg/m<sup>3</sup> pour les PCB (Baars *et al.*, 2001).

L'exposition aux différents PCB a été évaluée par l'utilisation de 7 congénères servant d'indicateurs (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, et 180). Ces 7 indicateurs représentent de 40 à 50 % en masse de l'Aroclor 1254.

Ainsi, la CTA des PCB correspondent à 50 % de la TCA calculée pour l'Aroclor 1254.

Calcul : 1 µg/m<sup>3</sup> x 1/2 = 0,5 µg/m<sup>3</sup> (CTA)

### Commentaires et choix des VTR

Les deux VTR proposées par le RIVM sont les seules disponibles pour les effets à seuil induits après inhalation de PCB. Une valeur a été établie pour l'Aroclor 1254 et l'autre pour l'ensemble des PCB. Il est donc conseillé de prendre en compte ces valeurs en fonction du type de substance considérée (Aroclor ou ensemble des PCB).

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
			ERU <sub>o</sub> = 2,0 (mg/kg/j) <sup>-1</sup> (risque et persistance élevés)		
PCB	US EPA	Orale	ERU <sub>o</sub> = 0,4 (mg/kg/j) <sup>-1</sup> (risque et persistance faibles)	1997	Norback et Weltman, 1985 ; Brunner <i>et al.</i> , 1996
			ERU <sub>o</sub> = 0,07 (mg/kg/j) <sup>-1</sup> (risque et persistance les plus bas)		

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

L'US EPA (IRIS) propose trois valeurs d'excès de risque unitaire (ERU<sub>o</sub>) de 2, 0,4 et 0,07 (mg/kg/j)<sup>-1</sup> pour une exposition chronique aux PCB.

Ces valeurs ont été calculées à partir des données concernant l'incidence des tumeurs hépatiques chez des rats (Norback et Weltman, 1985 ; Brunner *et al.*, 1996) en utilisant un modèle d'extrapolation multiétape quadratique linéaire.

	Dose administrée (ppm)	Dose équivalente pour l'homme (mg/kg/j)	Incidence des tumeurs
Aroclor 1260	0	0	1/85
	25	0,35	10/49
	50	0,72	11/45
	100	1,52	24/50
Aroclor 1254	0	0	1/85
	25	0,35	19/45
	50	0,76	28/49
	100	1,59	28/49
Aroclor 1242	0	0	1/85
	50	0,75	11/49
	100	1,53	15/45
Aroclor 1016	0	0	1/85
	50	0,72	1/48
	100	1,43	7/45
	200	2,99	6/50

Les trois valeurs proposées pour la voie orale correspondent à différents scénarios d'expositions :

- la valeur de  $2,0 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$  (« *high risk and persistence* ») est à utiliser quelle que soit la voie d'exposition en cas d'exposition précoce (*in utero* ou dans l'enfance), et a été obtenue à l'aide des données des Aroclors 1260 et 1254 ;
- la valeur de  $0,4 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$  (« *low risk and persistence* ») est à utiliser en cas d'ingestion de congénères solubles dans l'eau, d'inhalation ou d'exposition cutanée. Elle a été obtenue à l'aide des données de l'Aroclor 1242 ;
- la valeur de  $0,07 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$  (« *lowest risk and persistence* ») est à utiliser en cas d'exposition à un mélange de PCB contenant moins de 0,5 % de congénères à quatre chlores ou plus. Elle a été obtenue à l'aide des données de l'Aroclor 1016.

### Commentaires et choix des VTR

Les trois VTR proposées par l'US EPA (IRIS) sont à retenir en fonction des scénarios d'exposition. Si aucune donnée sur le scénario d'exposition n'est disponible, la valeur moyenne de  $0,4 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$  sera retenue.

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
PCB	US EPA	Inhalation	$ERU_i = 0,1 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$	1997	Norback et Weltman, 1985 ; Brunner <i>et al.</i> , 1996

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

L'US EPA (IRIS) propose une valeur d'excès de risque unitaire par inhalation ( $ERU_i$ ) de  $0,1 \text{ (mg/kg)}^{-1}$  pour une exposition chronique aux PCB

Cette valeur a été calculée à partir de l' $ERU_o$  de  $0,4 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$  proposé par l'US EPA (IRIS) en 1997. La méthode utilisée n'a pas été spécifiée par l'US EPA (IRIS).

### Commentaires et choix des VTR

Cet  $ERU_i$  est le seul disponible pour les PCB. Il est donc conseillé de prendre en compte cette valeur.

## HAP

### RAPPORT DE L'INERIS SUR LES HAP

Dans le rapport « Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs) » de l'INERIS [Doornaert et Pichard, 2003], les différentes méthodes permettant d'évaluer le risque induit par un mélange de HAP ont été abordées.

Dans ce rapport, il a été recommandé de privilégier l'approche par Facteur d'Equivalence Toxique (FET) pour évaluer le risque cancérigène des HAP. Après analyse des principales tables de FET disponibles, la table établie par Nisbet et LaGoy [1992] a été conseillée. Toutefois, certains points ont été discutés concernant le dibenzo[a,h]anthracène et le naphthalène. L'INERIS a ensuite proposé une table de Nisbet et LaGoy [1992] modifiée. Cette table est présentée page 40.

### DISCUSSION SUR LE DIBENZO[A,H]ANTHRACENE ET SUR LE NAPHTALENE

#### Dibenzo[a,h]anthracène

Afin d'établir le FET du dibenzo[a,h]anthracène, Nisbet et LaGoy [1992] se sont basés sur les études de Bryan et Shimkin, 1943 et de Pfeiffer, 1977. Or, dans ces études, les HAP ont été injectés par voie sous-cutanée. De plus, l'étude de Pfeiffer [1977] a mis en évidence que le potentiel du dibenzo[a,h]anthracène est 5 fois plus élevé que celui du benzo[a]pyrène uniquement pour une dose testée ( $3,12 \mu\text{g}$  de benzo[a]pyrène et  $2,35 \mu\text{g}$  de dibenzo[a,h]anthracène). Alors que pour les autres doses ( $6,25$ ,  $12,5$ ,  $25$ ,  $50$  et  $100$  pour le benzo[a]pyrène et  $4,7$ ,  $9,3$ ,  $18,7$ ,  $37,5$ ,  $7$  pour le dibenzo[a,h]anthracène) les potentiels cancérigènes des deux HAP sont identiques. Enfin, la seule étude réalisée après une application cutanée (Wynder et Hoffmann, 1959) a montré que le potentiel du

dibenzo[a,h]anthracène était similaire à celui du benzo[a]pyrène. Il apparaît alors préférable d'attribuer au dibenzo[a,h]anthracène un FET de 1 au lieu de 5.

### **Naphtalène**

Dans la table de Nisbet et LaGoy [1992], le naphtalène a été considéré comme un composé non cancérigène. De plus, il était classé dans le groupe 3 par l'IARC/CIRC, dans la classe D par l'US EPA (IRIS) et considéré comme non cancérigène par l'union européenne. Or, son classement pour son caractère cancérigène a été récemment révisé. Il a été classé en classe C, en 1998 par l'US EPA (IRIS) et dans le groupe 2B par l'IARC/CIRC en 2002. La justification scientifique de ces classements a été examinée et ne nous apparaît pas évidente dans les documents publiés par l'US EPA (IRIS) et l'IARC/CIRC. Le naphtalène est non génotoxique et induit par inhalation des tumeurs pulmonaires chez la souris. Le mécanisme d'apparition de ces tumeurs est difficilement transposable à l'homme car le métabolisme du naphtalène dans les microsomes du foie est 10 à 100 fois moins important chez l'homme que chez la souris. Le naphtalène induit également par inhalation chez le rat des neuroblastomes de l'épithélium olfactif et des adénomes de la muqueuse nasale, mais ces tumeurs ne sont pas transposables à l'homme (NTP, 2000). La faiblesse de ces arguments nous amène à maintenir un FET de 0,001 pour le naphtalène. Le FET de 0,001 attribué aux HAPs considérés comme non cancérigènes est maintenu car certaines études ont montré que ces HAP pourraient induire une activité cancérigène (US EPA (IRIS), 1991).

### **CHOIX DE VTR POUR LE BENZO[A]PYRENE**

Dans le rapport « HAP », un choix de VTR a été également réalisé pour le benzo[a]pyrène et pour les effets sans seuil. Les études critiques retenues et le raisonnement scientifique mené par chaque organisme ont été analysés et commentés. Un choix a été fait pour l'exposition par voie orale et par inhalation. L'explication de ce choix est détaillé dans le rapport « HAP » et sera repris plus succinctement dans le chapitre intitulé « Benzo[a]pyrène » de ce document.

Pour l'exposition par inhalation au benzo[a]pyrène, un ERU<sub>i</sub> de  $8,7.10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  a été entre autre proposé par l'OMS. Cette valeur n'est pas un ERU<sub>i</sub> spécifique du benzo[a]pyrène. En effet, lors de l'élaboration de cette valeur, les effets liés à l'exposition au mélange de HAP émis par la cokerie ont été attribués au seul benzo[a]pyrène retenu alors comme indicateur. L'OMS parle d'un ERU<sub>i</sub> pour le benzo[a]pyrène considéré, dans ce cas, comme un indicateur d'un mélange de HAP. Dans le rapport « HAP », l'INERIS conseille d'utiliser les FET. Toutefois, pour l'inhalation et dans le cas où une analyse du mélange de HAP a été réalisée et que le profil de ce mélange est similaire à celui de l'étude critique retenue par l'OMS, il est plus approprié de retenir, sans application des FET, la valeur de  $8,7.10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  proposée par l'OMS. Cependant, ce cas est rarement rencontré en raison de la forte variabilité de la composition des mélanges en HAP, même issus d'émissions de cokeries.

Substances	Nisbet et LaGoy, 1992	Proposition INERIS
Acénaphène	0,001	0,001
Acénaphthylène	0,001	0,001
Anthracène	0,01	0,01
Benz[a]anthracène	0,1	0,1
Benzo[a]pyrène	1	1
Benzo[b]fluoranthène	0,1	0,1
Benzo[g,h,i]perylène	0,01	0,01
Benzo[k]fluoranthène	0,1	0,1
Chrysène	0,01	0,01
Coronène	0,001	0,001
Cyclopenta[c,d]pyrène	0,1	0,1
Dibenz[a,c]anthracène	0,1	0,1
Dibenz[a,h]anthracène	5	1
Fluoranthène	0,001	0,001
Fluorène	0,001	0,001
Indeno[1,2,3-cd]pyrène	0,1	0,1
Naphtalène	0,001	0,001
Phénanthrène	0,001	0,001
Pyrène	0,001	0,001

*Table des FET préconisés par l'INERIS*

## **Benzo[a]pyrène**

Le choix des VTR pour le benzo[a]pyrène a été discuté dans le rapport de l'INERIS intitulé « Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs) » [Doornaert et Pichard, 2003]. Les VTR proposées par les six organismes (OMS, ATSDR, US EPA (IRIS), RIVM, Santé Canada et OEHHA) ont été consultées. Un choix a été donné en fonction de la pertinence scientifique de chaque VTR après avoir analysé l'étude critique retenue et le raisonnement mené par les organismes ayant établi les VTR. Le choix conseillé dans le rapport « HAP » sera retenu et indiqué ci-dessous.

### **VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE**

Aucune VTR n'est disponible.

### **VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION**

Aucune VTR n'est disponible.

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Benzo[a]pyrène	US EPA	Orale	$ERU_o = 7,3 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$	1994	Neal et Rigdon, 1967, Rabstein <i>et al.</i> , 1973, Brune <i>et al.</i> , 1981
	RIVM	Orale	$CR_{\text{oral}} = 5.10^{-4} \text{ mg/kg/j}$	2001	Kroese <i>et al.</i> , 2001
	OEHHA	Orale	$ERU_o = 12 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$	2002	Neal and Rigdon, 1967

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

#### US EPA

L'US EPA (IRIS) a établi un  $ERU_o$  de  $7,3 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$  pour une exposition chronique (1994).

L'excès de risque unitaire vie entière pour la voie orale proposé par l'US EPA (IRIS) est une moyenne géométrique qui a été calculée à partir de trois études expérimentales pratiquées chez le rat et la souris (Neal et Rigdon, 1967, Rabstein *et al.*, 1973, Brune *et al.*, 1981). Quatre modèles statistiques et mécanistiques différents ont été utilisés. Les types de cancer pris en compte sont des papillomes à cellules squameuses et des carcinomes épidermoïdes de l'estomac pour les études réalisées chez la souris ainsi que des papillomes et des carcinomes de l'estomac, de la trachée et de l'œsophage pour l'étude réalisée chez le rat.

Il s'agit d'une valeur calculée pour laquelle l'étendue des différentes extrapolations est de 4,5 à  $11,7 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$ .

#### RIVM

Le RIVM propose un  $CR_{\text{oral}}$  de  $5.10^{-4} \text{ mg/kg/j}$  pour une exposition chronique (Baars *et al.*, 2001).

Cette concentration correspond à un excès de risque cancérigène de  $1.10^{-4}$  pour une exposition continue durant toute la vie. Elle est issue des données d'une étude expérimentale par gavage chez le rat (0, 3, 10 et 30 mg/kg/j durant 2 ans, 5j/sem) (Kroese *et al.*, 2001). Une augmentation dose-dépendante de l'incidence de tumeurs a été observée dans de nombreux organes et tissus, notamment le foie et l'estomac et également l'œsophage, la peau, la glande mammaire, le canal auditif, la cavité orale, l'intestin grêle et les reins. Les auteurs ont conclu à un excès de risque cancérigène  $1.10^6$  vie entière de 5 ng benzo[a]pyrène/kg/j, soit un  $ERU_o$  de  $0,2 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$ .

Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est élevée.

#### OEHHA

L'OEHHA a établi un  $ERU_o$  de  $12 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$  pour une exposition chronique (2002).

Cette valeur est issue des données d'une étude de cancérogenèse réalisée chez la souris, exposée au benzo[a]pyrène *via* l'alimentation durant 4 à 6 mois, à des doses de 50 à 250 mg/kg de nourriture (ppm) (Neal and Rigdon, 1967). Les animaux ont développé des

tumeurs gastriques (papillomes et carcinomes), des adénomes pulmonaires et des leucémies.

### Commentaires et choix des VTR

L'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (Afssa) a publié un avis le 29 juillet 2003 dans lequel les méthodes et le choix des études critiques retenues par l'US EPA (IRIS) et par le RIVM pour l'établissement des ERU<sub>o</sub> ont été analysés. Après comparaison des deux justifications scientifiques, l'Afssa a retenu la proposition du RIVM.

Selon l'Afssa, la valeur proposée par le RIVM apparaît actuellement la plus adaptée pour une approche d'évaluation des risques liés aux HAP, car le calcul de cette valeur est basée sur une dose expérimentale issue d'une étude récente (2001) et sur un modèle simple d'extrapolation aux faibles doses.

L'INERIS retient l'avis proposé par l'Afssa (2003) dont le raisonnement scientifique paraît fondé et propose donc l'utilisation de la valeur établie par le RIVM, soit une DVS de 5 ng/kg p.c/j pour un excès de risque de cancer de  $1 \cdot 10^{-6}$ , ce qui correspond à un ERU<sub>o</sub> de 0,2 (mg/kg/j)<sup>-1</sup>.

La valeur proposée par l'US EPA (IRIS) n'a pas été retenue car il n'apparaît pas cohérent de réaliser une moyenne géométrique à partir de résultats disparates calculés en utilisant des modèles mathématiques différents. De plus, les études prises en compte sont relativement anciennes (entre 1967 et 1981).

Le 'Slope factor' proposé par l'OEHHA n'a pas été retenu par l'INERIS car cette valeur a été élaborée à partir d'une étude relativement ancienne (Neal et Rigdon, 1967) et de qualité moindre que celle prise en compte pour l'élaboration de la DVS proposée par le RIVM. De plus, l'étude de Neal et Rigdon, 1967 n'a pas été réalisée sur deux ans.

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Benzo[a]pyrène	OMS	Inhalation	ERU <sub>i</sub> = $8,7 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	2000	US EPA, 1984
	Santé Canada	Inhalation	CT <sub>0,05</sub> = 1,6 mg/m <sup>3</sup>	1993	Thyssen <i>et al.</i> , 1981
	OEHHA	Inhalation	ERU <sub>i</sub> = $1,1 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	2002	Thyssen <i>et al.</i> , 1981

#### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

##### OMS

L'OMS propose un ERU<sub>i</sub> de  $8,7 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  pour une exposition chronique (2000).

Cette valeur a été établie à partir de données épidémiologiques chez des salariés travaillant dans une cokerie (US EPA, 1984). Les effets liés à l'exposition au mélange de HAP émis par la cokerie ont été attribués au seul benzo[a]pyrène retenu alors comme indicateur. L'OMS parle donc d'ERU<sub>i</sub> pour le benzo[a]pyrène considéré, dans ce cas, comme un indicateur d'un mélange de HAPs.

L'OMS a d'abord calculé, en utilisant un modèle linéaire multiétapes, un excès de risque individuel pour la vie entière associé à une exposition continue à  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de la fraction soluble dans le benzène des particules présentes dans les émissions de fours à coke (ancienne méthode de mesure globale des 'goudrons' dans les particules de cokeries). Cette valeur a été estimée à  $6,2 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ . En utilisant le benzo[a]pyrène comme indicateur du mélange de HAP présent dans les émissions de fours à coke et en tenant compte qu'il y a 0,71 % de benzo[a]pyrène dans la fraction soluble dans le benzène, un  $\text{ERU}_i$  pour le benzo[a]pyrène, considéré comme un indicateur des HAP présents dans l'air, a été estimé par l'OMS à  $8,7 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ .

Il faut noter que cet  $\text{ERU}_i$  a été établi à partir d'une étude dans laquelle les travailleurs ont été exposés à un mélange de HAP et non à du benzo[a]pyrène. De plus, lors de l'établissement de cet  $\text{ERU}_i$ , seules les particules solubles dans le benzène sont prises en considération et l'hypothèse selon laquelle 0,71 % de benzo[a]pyrène sont présents dans la fraction soluble dans le benzène conduit à une surestimation du potentiel cancérigène du benzo[a]pyrène.

### OEHHA

L'OEHHA a établi un  $\text{ERU}_i$  de  $1,1 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  pour une exposition chronique (2002).

Cette valeur a été établie à partir d'une étude de cancérogenèse expérimentale chez le hamster, exposé par inhalation au benzo[a]pyrène à des doses de 0, 2,2, 9,5 et 45,6  $\text{mg}/\text{m}^3$  durant 96 semaines (7j/7, 4,5h/j pendant les 10 premières semaines puis 3h/j) (Thyssen *et al.*, 1981). L'incidence des tumeurs (type non spécifié) du tractus respiratoire supérieur (cavités nasales, larynx et trachée) était de 0/27 pour les témoins, 0/27 pour 2,2  $\text{mg}/\text{m}^3$ , 9/26 (34,6 %) pour 9,5  $\text{mg}/\text{m}^3$  et 13/25 (52 %) pour 45,6  $\text{mg}/\text{m}^3$ .

L'extrapolation des données expérimentales aux concentrations environnementales a été réalisée en utilisant un modèle multiétape linéarisé, en éliminant les données du groupe exposé à la plus forte concentration en raison d'une durée de vie trop faible (59 semaines contre 96 semaines dans les autres groupes). En prenant un volume respiratoire de 0,063  $\text{m}^3/\text{j}$  et un poids corporel "standard" de 0,12 kg pour le hamster, on obtient une valeur de risque de  $0,43 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$ . En utilisant un facteur de correction de  $(70/0,1)^{1/3}$ , cette valeur équivaut à un  $\text{ERU}_i$  de  $1,1 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  pour l'homme.

### Santé Canada

Santé Canada a établi une  $\text{CT}_{0,05}$  provisoire de 1,6  $\text{mg}/\text{m}^3$  (1993).

Cette valeur a été établie à partir d'une étude de cancérogenèse expérimentale chez le hamster, exposé par inhalation au benzo[a]pyrène à des doses de 0, 2,2, 9,5 et 45,6  $\text{mg}/\text{m}^3$  durant 96 semaines (7j/7, 4,5h/j pendant les 10 premières semaines puis 3h/j) (Thyssen *et al.*, 1981). L'augmentation de l'incidence des tumeurs (type non spécifié) du tractus respiratoire supérieur (cavités nasales, larynx et trachée) était de 0/27 pour les témoins, 0/27 pour 2,2  $\text{mg}/\text{m}^3$ , 9/26 pour 9,5 (34,6%)  $\text{mg}/\text{m}^3$  et 13/25 (52%) pour 45,6  $\text{mg}/\text{m}^3$ . Une augmentation des néoplasmes (non spécifiés) a été également notée au niveau du pharynx (0, 0, 23 et 56%), de l'œsophage (0, 0, 0 et 8%) et de l'estomac (0, 0, 4 et 4%). Aucune tumeur pulmonaire n'a été observée.

La  $\text{CT}_{0,05}$  a été estimée à l'aide d'un modèle multiétape reprenant les données observées au niveau du tractus respiratoire. Le groupe exposé à la plus forte dose n'a pas été pris en compte en raison d'une durée de vie trop faible (59 semaines contre 96 semaines dans les autres groupes).

Comme toutes les valeurs établies par Santé Canada pour les effets sans seuil et selon Santé Canada lui-même, cette valeur ne peut être prise en compte pour l'évaluation de risque car elle n'est pas exprimée en excès de risque unitaire, mais en quantité de substances entraînant l'augmentation de 5 % de l'incidence de cancer.

### Commentaires et choix des VTR

La VTR proposée par l'US EPA (IRIS) n'est pas spécifique du benzo[a]pyrène, en effet, cette valeur a été établie à partir d'une étude dans laquelle les travailleurs ont été exposés à un mélange de HAP et non à du benzo[a]pyrène seul. Les effets liés à l'exposition au mélange de HAP émis par la cokerie ont été ensuite attribués au seul benzo[a]pyrène retenu alors comme indicateur. Il n'est donc pas justifié de retenir cette valeur comme ERU<sub>i</sub> de benzo[a]pyrène. Il est conseillé de prendre en compte le seul Excès de Risque Unitaire (ERU<sub>i</sub>) spécifique du benzo[a]pyrène, soit l'ERU<sub>i</sub> de  $1,1 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  proposé par l'OEHHA.

## Benzo[b]fluoranthène

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

Aucune valeur n'est disponible.

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune valeur n'est disponible.

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

#### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision
Benzo[b]fluoranthène	RIVM	Orale	$CR_{\text{oral}} = 5 \cdot 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$	2001
	OEHHA	Orale	$ERU_o = 1,2 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$	2002

\*Les valeurs du RIVM et de l'OEHHA sont indiquées car l'OMS, l'US EPA (IRIS) et l'ATSDR ne proposent pas de valeur.

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

#### RIVM

Le RIVM propose une  $CR_{\text{oral}}$  de  $5 \cdot 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}/\text{jour}$  pour une exposition chronique (Baars *et al.*, 2001).

Le RIVM a attribué un FET (facteur d'équivalence toxique) de 0,1 au benzo[b]fluoranthène et a appliqué à cette valeur la  $CR_{\text{oral}}$  de  $5 \cdot 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$  établi pour le benzo[a]pyrène par le RIVM en 2001.

Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est élevée.

## OEHHA

L'OEHHA recommande un ERU<sub>o</sub> de 1,2 (mg/kg/j)<sup>-1</sup> pour une exposition par voie orale (2002).

Cette valeur dérive de l'excès de risque unitaire par voie orale du benzo[a]pyrène, qui est de 12 (mg/kg/j)<sup>-1</sup> (voir le benzo[a]pyrène), sachant que le benzo[b]fluoranthène a été affecté d'un facteur d'équivalence toxique de 0,1.

### Commentaires et choix des VTR

Dans le rapport INERIS intitulé 'HAP' il est conseillé, pour évaluer le risque cancérigène de chaque HAP, de prendre en compte les facteurs d'équivalence toxique (FET) indiqués dans la table de Nisbet et LaGoy, 1992 modifiée (voir chapitre 'HAP') et de leurs appliquer les excès de risque unitaire du benzo[a]pyrène. Pour la voie orale, il est conseillé de retenir la CR<sub>oral</sub> de 5.10<sup>-4</sup> mg/kg/j établi par le RIVM pour le benzo[a]pyrène. Dans la table de Nisbet et LaGoy, 1992 modifiée, un FET de 0,1 est attribué au benzo[b]fluoranthène. Ainsi, une valeur de 5.10<sup>-3</sup> mg/kg/j peut être calculée pour le benzo[b]fluoranthène. Cette valeur correspond à la CR<sub>oral</sub> de 5.10<sup>-3</sup> mg/kg/jour recommandée par le RIVM.

## VTR SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision
Benzo[b]fluoranthène	*OEHHA	Inhalation	ERU <sub>i</sub> = 1,1.10 <sup>-4</sup> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	2002

\* La valeur de l'OEHHA est indiquée car l'OMS, l'US EPA (IRIS) et l'ATSDR ne proposent pas de valeur.

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

L'OEHHA propose un ERU<sub>i</sub> de 1,1.10<sup>-4</sup> (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> pour une exposition chronique (2002).

Cette valeur dérive de l'excès de risque unitaire du benzo[a]pyrène par inhalation, qui est de 1,1.10<sup>-3</sup> (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>, sachant que le benzo[b]fluoranthène a été affecté d'un facteur d'équivalence toxique de 0,1.

### Commentaire et choix des VTR

Le même raisonnement que pour la voie orale est appliqué. Dans la table de Nisbet et LaGoy, 1992 modifiée, un FET de 0,1 a été attribué au benzo[b]fluoranthène. De plus, dans le rapport 'HAP', il est conseillé de retenir pour une exposition par inhalation au benzo[a]pyrène l'ERU<sub>i</sub> de 1,1.10<sup>-3</sup> (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> établi par l'OEHHA. Ainsi une valeur de 1,1.10<sup>-4</sup> (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> peut être calculée pour le benzo[b]fluoranthène. Cette valeur est identique à l'ERU<sub>i</sub> proposé par L'OEHHA pour le benzo[b]fluoranthène.

# Fluoranthène

## VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

### Présentation des VTR

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision	Etudes critiques
Benzo[b]fluoranthène	ATSDR	Orale	MRL = 0,4 mg/kg/j (subchronique)	1995	l'US EPA 1988c
	US EPA	Orale	RfD = 4.10 <sup>-2</sup> mg/kg/j (chronique)	1993	l'US EPA 1988c

### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

#### ATSDR

L'ATSDR a établi un MRL de 0,4 mg/kg/j pour une exposition subchronique.

Cette valeur a été établie à partir de l'étude de l'US EPA (1988c), dans laquelle 4 groupes de souris CD-1 (20 souris par lot et par sexe) ont été exposés par voie orale (gavage) à 0, 125, 250 ou 500 mg/kg/j de fluoranthène pendant 90 jours. Le poids des souris, la consommation de nourriture, la mortalité, le poids des organes et les paramètres hématologiques ont été étudiés. Des analyses histopathologiques des organes cibles du fluoranthène ont été également réalisées. A partir de cette étude, un NOAEL de 125 mg/kg/j et un LOAEL de 250 mg/kg/j ont été calculés pour une augmentation significative du taux de la GGT et une augmentation du poids relatif et absolu du foie associés à des lésions histologiques.

Pour établir le MRL, l'ATSDR retient un LOAEL de 125 mg/kg/j car une néphropathie, une augmentation de la salivation et une augmentation du taux des enzymes hépatiques ont été observées à cette dose. Dans son étude, l'US EPA précise que ces signes ne sont pas statistiquement significatifs dans le groupe exposé à 125 mg/kg/j de fluoranthène et qu'ils ne sont pas considérés comme néfastes.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué au LOAEL de 125 mg/kg/j. Un facteur 3 pour l'utilisation d'un LOAEL, un facteur 10 pour la transposition de l'animal à l'homme et un facteur 10 pour la variabilité au sein de la population humaine.

Calcul :  $125 \text{ mg/kg/j} \times 1/300 = 0,41 \text{ mg/kg/j}$

#### US EPA

L'US EPA (IRIS) a établi une RfD de 4.10<sup>-2</sup> mg/kg/j pour une exposition chronique

Cette valeur a été également établie à partir de l'étude de l'US EPA, 1988c, dans laquelle les souris mâles et femelles ont été exposées par gavage à 0, 125, 250 ou à 500 mg/kg/j de fluoranthène pendant 90 jours. Sur la base de cette étude, l'US EPA (IRIS) retient un NOAEL de 125 mg/kg/j pour une augmentation significative du taux de la GGT et une augmentation du poids relatif et absolu du foie associées à des lésions histologiques du foie.

*Facteurs d'incertitude* : un facteur d'incertitude de 3 000 est appliqué. Un facteur 10 pour la transposition de l'animal à l'homme, un facteur 10 pour la variabilité au sein de la population humaine, et un facteur 30 pour l'utilisation d'une étude subchronique et pour le

manque de données concernant la reproduction et le développement et concernant la toxicologie chez une seconde espèce.

Calcul :  $125 \text{ mg/kg/j} \times 1/3\ 000 = 3,75 \times 10^{-2} \text{ mg/kg/j}$  (arrondi à  $4.10^{-2}$ )

### Commentaires et choix des VTR

Les deux VTR disponibles, celle de l'ATSDR ( $0,4 \text{ mg/kg/j}$ ) et celle de l'US EPA (IRIS) ( $4.10^{-2} \text{ mg/kg/j}$ ) ont été établies à partir de la même étude critique et le même raisonnement a été mené. Par contre, elles sont proposées respectivement pour une exposition subchronique et une exposition chronique. Il est donc conseillé de prendre en compte ces valeurs en adéquation avec la durée d'exposition.

### VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune valeur n'est disponible.

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

#### Présentation des VTR

Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision
*RIVM	Orale	$CR_{\text{oral}} = 5.10^{-2} \text{ mg/kg/j}$	2001

\* La valeur du RIVM est indiquée car l'OMS, l'US EPA (IRIS) et l'ATSDR ne proposent pas de valeur.

#### Analyses des raisonnements menés par les organismes ayant établi les VTR

Le RIVM propose une  $CR_{\text{oral}}$  de  $5.10^{-2} \text{ mg/kg/j}$  pour une exposition chronique (Baars *et al.*, 2001).

Cette concentration correspond à un excès de risque cancérigène de  $1.10^4$  pour une exposition continue durant toute la vie. Elle a été calculée en prenant en compte un FET de 0,01 pour le fluoranthène et la  $CR_{\text{oral}}$  de  $5.10^{-4} \text{ mg/kg/j}$  établie par le RIVM pour le benzo[a]pyrène.

Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est élevée.

### Commentaires et choix des VTR

Dans le rapport INERIS intitulé 'HAP' il est conseillé, pour évaluer le risque cancérigène des HAP de prendre en compte les FET présentés dans la table de Nisbet et LaGoy, 1992 modifiée (voir chapitre 'HAP') et de leurs appliquer les excès de risque unitaire du benzo[a]pyrène. Pour la voie orale, il est conseillé d'utiliser la  $CR_{\text{oral}}$  de  $5.10^{-4} \text{ mg/kg/j}$  établi par le RIVM. Dans la table de Nisbet et LaGoy, 1992 modifiée, le FET attribué au fluoranthène est de 0,001. Ainsi une valeur de  $5.10^{-2} \text{ mg/kg/j}$  peut être déterminée pour le fluoranthène. Cette valeur diffère de celle proposée par le RIVM car le FET attribué au fluoranthène par le RIVM est de 0,01 et celui attribué dans la table de Nisbet et LaGoy, 1992 modifiée est de 0,001.

### VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR L'INHALATION

Aucune VTR n'est disponible.

## **DEHP : phtalate de di(2-éthylhexyle) (CAS 117-81-7)**

### **VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE**

#### **Présentation des VTR**

Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	année de révision	Effet ou organe critique	Etudes
US EPA	orale	RfD=2.10 <sup>-2</sup> mg/kg/j	1987	foie	Carpenter et al., 1953
OMS	orale	TDI=2,5.10 <sup>-2</sup> mg/kg/j	2003	foie	
ATSDR	orale	MLR=6.10 <sup>-2</sup> mg/kg/j	2002	testicules	David et al., 2000
RIVM	orale	TDI=4.10 <sup>-3</sup> mg/kg/j	2000	testicules	Poon et al., 1997
Health Canada	orale	TDI=4,4.10 <sup>-2</sup> mg/kg/j	1992	toxicité pour la mère et le fœtus	Wolkowski-Tyl et al., 1984

#### **US EPA**

L'US-EPA propose une RfD de 2.10<sup>-2</sup> mg/kg/j pour une exposition chronique par voie orale.

Cette valeur est issue d'une étude chez l'animal (guinea pigs) de Carpenter et al. (1953). Cette RfD a été établie à partir d'un LOAEL de 19 mg/kg/j vis-à-vis de l'augmentation du poids relatif du foie des porcs.

Les facteurs d'incertitude suivants ont été appliqués :

- 10 pour l'extrapolation de données animales à humaines,
- 10 pour prendre en compte la variabilité des sensibilités au sein de l'espèce humaine ;
- 10 pour prendre en compte le fait que la durée de l'exposition des animaux était comprise entre une exposition sub-chronique et une exposition vie entière et que la VTR est dérivée d'un LOAEL (et non un NOAEL) mais relatif à des effets minimes.

L'US EPA attribue un niveau de confiance moyen à cette RfD.

#### **OMS**

L'OMS propose une TDI de 2,5.10<sup>-2</sup> mg/kg/j pour une exposition chronique par voie orale.

Cette dose journalière tolérable proposée par l'OMS a été établie sur la base d'une étude réalisée chez le rat, dans laquelle un NOAEL de 2,5mg/kg a été déterminé vis-à-vis d'effets critiques relatifs au foie. Afin de prendre en compte la variabilité inter- et intra-spécifique, un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué à ce NOAEL pour obtenir une dose journalière tolérable.

#### **ATSDR**

L'ATSDR propose un MLR de 6.10<sup>-2</sup> mg/kg/j pour une exposition chronique par voie orale.

Cette valeur est issue d'une étude expérimentale menée chez le rat pendant 104 semaines (David et al., 2000). Un NOAEL de 5,8 mg/kg/j a été déterminé pour les pathologies testiculaires chez le rat mâle. Le MLR a été dérivé en divisant le NOAEL pour les effets testiculaires par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'extrapolation de l'homme à l'animal et 10 pour la variabilité au sein de l'espèce humaine).

## RIVM

Le RIVM propose une TDI de  $4 \cdot 10^{-3}$  mg/kg/j pour une exposition chronique par voie orale.

Cette valeur repose sur une étude menée chez la souris par Poon et al. (1997), dans laquelle un NOAEL de 3,7mg/kg/j a été déterminé pour les effets testiculaires. La durée de l'expérimentation était de 13 semaines. A cette valeur, des facteurs d'incertitude de 10 et de 100 ont été appliqués pour prendre en compte respectivement l'extrapolation de la durée de l'expérimentation à une exposition chronique et les variations inter- et intra-spécifiques.

## Santé Canada

Health Canada propose un TDI de  $4,4 \cdot 10^{-2}$  mg/kg/j pour une exposition chronique par voie orale. Un NOAEL de 44 mg/kg/j a été déterminé vis-à-vis des effets fœtotoxiques et toxiques pour la mère à partir d'une étude expérimentale menée chez la souris (Wolkowski-Tyl et al., 1984). A partir de ce NOAEL, le TDI proposé a été obtenu en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 : 100 pour la variabilité inter- et intra-spécifique, et 10 pour prendre en compte les effets teratogéniques potentiels du DEHP.

## Choix de la VTR

L'ensemble des VTR proposées sont issues d'études chez l'animal et sont dérivées sans prise en compte de différences toxico-cinétiques entre l'espèce animale étudiée et l'homme. A l'exception de la valeur du RIVM, l'ensemble des VTR proposées sont du même ordre de grandeur. Les VTR proposées par l'US EPA, l'OMS et l'ATSDR sont consultées en priorité en raison de la renommée et la fiabilité des organismes les fournissant. Bien que la VTR de l'US EPA soit déduite d'un LOAEL (et non d'un NOAEL) et qu'elle ait été établie par une étude plus ancienne que les deux autres, c'est cette dernière qui sera retenue dans le cadre de l présente évaluation car il s'agit de la valeur la plus conservatoire pour la santé.

## VTR POUR LES EFFETS A SEUIL ET POUR LA VOIE INHALATION

Aucune VTR n'est disponible pour les effets à seuils par la voie d'exposition faisant intervenir l'inhalation.

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE ORALE

### Présentation des VTR

Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	année de révision	Effet ou organe critique	Etudes
US EPA	orale	ERU= $1,4 \cdot 10^{-2}$ (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	1988	foie	NTP, 1982
OEHHA	orale	SF= $8,4 \cdot 10^{-3}$ (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	2003	foie	NTP, 1982

### US EPA

L'US EPA propose un ERU de  $1,4 \cdot 10^{-2}$  (mg/kg/j)<sup>-1</sup> pour une exposition par voie orale. Cette valeur est dérivée d'une étude expérimentale menée chez le rat et la souris (NTP, 1982), dans laquelle une augmentation significative du nombre de tumeurs du foie a été observée suite à l'exposition des animaux au DEHP par voie orale. Cet ERU a été déterminé à partir de la relation dose-réponse concernant la souris mâle. Le modèle d'extrapolation des fortes doses vers les faibles doses est un modèle multi-étapes linéarisé.

## OEHHA

L'OEHHA propose un ERU de  $8,4 \cdot 10^{-3} \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$  pour une exposition par voie orale, reposant sur l'étude NTP, 1982 ayant également servi de base à la VTR proposée par l'US EPA.

### Choix de la VTR

Les deux VTR proposées par l'US EPA et l'OEHHA sont issues de la même étude. La VTR de l'US EPA est plus conservatoire que la VTR proposée par l'OEHHA. C'est donc cette valeur qu'il est proposé de retenir.

## VTR POUR LES EFFETS SANS SEUIL ET POUR LA VOIE INHALATION

### Présentation des VTR

Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	année de révision	Effet ou organe critique	Etudes
OEHHA	inhalation	URF= $2,4 \cdot 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$	2003	foie	NTP, 1982

L'OEHHA propose un ERU de  $2,4 \cdot 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$  pour la voie d'exposition par inhalation. Cette valeur est issue de la dérivation voie à voie de la VTR proposée par ce même organisme pour la voie orale alors que le caractère cancérigène du DEHP par voie inhalation n'est pas prouvé.

### Choix de la VTR

Puisque la VTR proposée par l'OEHHA pour la voie orale n'a pas été retenue, il ne peut être envisagé de retenir une dérivation de cette valeur pour la voie inhalation. De plus, puisque les effets cancérigènes du DEHP par cette voie ne sont pas prouvés, aucune VTR n'est retenue.

## Bibliographie

AFSSA. *Avis de l'AFSSA relatif à une demande d'avis sur l'évaluation des risques présentés par le benzo[a]pyrène (B[a]P) et par d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), présents dans diverses denrées ou dans certaines huiles végétales, ainsi que sur les niveaux de concentration en HAP dans les denrées au-delà desquels des problèmes de santé risquent de se poser.* Saisine n°2000-SA-0005. 2003. Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments, 2003. Disponibilité : [www.afssa.fr](http://www.afssa.fr)

AMBROSE A. (M.), LARSON D. (S.), BORZELLECA J. (R.) et HENNIGAR G. R. J. Long-term toxicologic assessment of nickel in rats and dogs. *J Food Sci Technol*, 1976, vol. 13, pp. 181-187.

ANDRES P. Brief communications: IgA-IgG disease in the intestine of Brown-Norway rats ingesting mercuric chloride. *Clin Immunol Immunopathol*, 1984, vol. 30, pp. 488-494.

ARNOLD D. (L.), BRYCE F., STAPLEY R., McGUIRE P. (F.), BURNS D., TANNER J. (R.) et KARPINSKI K. (1993a) - Toxicological consequences of Aroclor 1254 ingestion by female rhesus (*Macaca mulatta*) monkeys. Part 1A. Prebreeding phase: clinical health findings. *Food Chem Toxicol*, 1993a, vol. 31, n°11, pp. 799-810.

ARNOLD D. (L.), BRYCE F., KARPINSKI K., MES J., FERNIE S., TRYPHONAS H., TRUELOVE J., McGUIRE P. (F.), BURNS D. et TANNER J.R. Toxicological consequences of Aroclor 1254 ingestion by female rhesus (*Macaca mulatta*) monkeys. Part 1B. Prebreeding phase: clinical and analytical laboratory findings. *Food Chem Toxicol*, 1993b, vol. 31, n°11, pp. 811-824.

ATSDR. *Toxicological Profiles for copper*. Atlanta : Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S department of Health and Human Services, Public Health Services, 1990. Disponibilité : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

ATSDR. *Minimal Risk Levels (MRLs) for zinc*. Atlanta : Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S department of Health and Human Services, Public Health Services, 1994. Disponibilité : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

ATSDR. *Toxicological Profiles for substance - Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. Atlanta : Agency for Toxic Substances and Disease Registry Atlanta, U.S department of Health and Human Services, Public Health Services, 1995. Disponibilité <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

ATSDR. *Toxicological Profiles for Chlorinated Dibenzo-p-dioxins (CDDs)*. Atlanta : Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S department of Health and Human Services, Public Health Services, 1998. Disponibilité : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

ATSDR. *Minimal Risk Levels (MRLs) for cadmium*. Atlanta : Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S department of Health and Human Services, Public Health Services, 1999. Disponibilité : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

ATSDR. *Toxicological profile for chromium*. Atlanta : Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S department of Health and Human Services, Public Health Services, 2000. Disponibilité : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

ATSDR. *Toxicological Profiles for PCB*. Atlanta : Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S department of Health and Human Services, Public Health Services, 2000. Disponibilité : <http://www.atsdr.cdc.gov>.

ATSDR. *Mercury - Minimal Risk Levels (MRLs) for Hazardous Substances*. Atlanta : Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S department of Health and Human Services, Public Health Services, 2001. Disponibilité : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

ATSDR. *Minimal Risk Levels (MRLs) for Hazardous - Copper*. Draft. Atlanta : Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S department of Health and Human Services, Public Health Services, 2002. Disponibilité : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

ATSDR. *Minimal Risk Levels (MRLs) for selenium and compounds*. Draft. Atlanta : Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S department of Health and Human Services, Public Health Services, 2003. Disponibilité : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

ATSDR. *Toxicological Profiles for nickel*. Draft. Atlanta : Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S department of Health and Human Services, Public Health Services, 2003. Disponibilité : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

AZAR A., TROCHIMOWICZ H. (J.) et MAXFIELD M. (E.). *Review of lead studies in animals carried out at Haskell laboratory: two year feeding study and response to hemorrhage study*. Environmental health aspects of lead: Proceedings, International Symposium (Octobre 1972). Amsterdam : Commission of the European Communities, 1973. pp. 199-210.

- BAARS A.J., THEELEN R.M.C., JANSSEN P.J.C.M., HESSE J.M., van APELDOORN M.E., MEIJERINK M.C.M., VERDAM L. et ZEILMAKER M.J. *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. Report 711 701 025. RIVM : Rijnsinstituut voor volksgezondheid en milieu, 2001.
- BAI K. (M.), KRISHNAKUMARI M. (K.), RAMESH H. (P.), SHIVANANDAPPA T. et MAJUNDER S. (K.). Short term toxicity study of zinc phosphide in albinos rats. *Indian J Exper Biol*, 1980, vol. 18, pp. 854-857.
- BARSOTTI D. (A.) et Van MILLER J. (P.). Accumulation of a commercial polychlorinated biphenyl mixture (Aroclor 1016) in adult rhesus monkeys and their nursing infants. *Toxicology*, 1984, vol. 30, n°1, pp. 31-44.
- BERNAUDIN J. (F.), DRUET E., DRUET P. et MASSE R. Inhalation or ingestion of organic or inorganic mercurials produces auto-immune disease in rats. *Clin Immunol Immunopathol*, 1981, vol. 20, n°1, pp. 129-135.
- BORNEFF J., ENGELHARDT K., GRIEM W., KU N TE H. et REICHERT J. Carcinogenic substances in water and soil: mouse drinking water study with 3,4-benzopyrene and potassium chromate. *Arch Hyg Bakteriol*, 1968, vol. 152, pp. 45-53.
- BRUNE H., DEUTSCH-WENZEL R. (P.), HABS M., IVANKOVIC S. et SCHMAHL D. Investigation of the tumorigenic response to benzo(a)pyrene in aqueous caffeine solution applied orally to Sprague-Dawley rats. *J Cancer Res Clin Oncol*, 1981, vol. 102, vol. 2, pp. 153-157.
- BRUNNER M. (J.), SULLIVAN T. (M.), SINGER A. (W.), RYAN M. (J.), TOFT J. (D.), MENTON R. (G.), GRAVES S. (W.) et PETERS A. (C.). *An assessment of the chronic toxicity and oncogenicity of Arochlor-1016, Arochlor-1242, Arochlor-1254, et Arochlor-1260 administered in diet to rats*. Battelle study No. SC920192, chronic toxicity and oncogenicity report. Columbus, 1996.
- BRYAN W. (R.) et SHIMKI M. (B.). Quantitative analysis of dose-response data obtained with three carcinogenic hydrocarbons in strain C3H male mice. *J Natl Cancer Inst*, 1943, vol. 3, pp. 503-531.
- CHOVIL A., SUTHERLAND R. (B.) et HALLIDAY M. Respiratory cancer in a cohort of nickel sinter plant workers. *Br J Ind Med*, 1981, vol. 38, n°4, pp. 327-333.
- DAVIDSON P. (W.), MYERS G. (J.) et COX C. Neurodevelopmental test selection, administration, and performance in the main Seychelles child development study. *Neurotoxicol*, 1995a, vol. 16, n°4, pp. 665-676.
- DAVIDSON P. (W.), MYERS G. (J.) and COX C. Longitudinal neurodevelopmental study of Seychellois children following in utero exposure to methylmercury from maternal fish ingestion: Outcomes at 19 and 29 months. *Neurotoxicol*, 1995b, vol. 16, n°4, pp. 677-688.
- DAVIDSON P. (W.), MYERS G. (J.) et COX C. Effects of prenatal and postnatal methylmercury exposure from fish consumption on neurodevelopment: Outcomes at 66 months of age in the Seychelles child development study. *J Am Med Assoc*, 1998, vol. 280, n°8, pp. 701-707.
- DeCAPRIO A. (P.), McMARTIN D. (N.), O-KEEFE P. (W.), REJ R., SILKWORTH J. (B.) et KAMINSKY L. (S.). Subchronic oral toxicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin in the guinea pig: comparisons with a PCB-containing transformer fluid pyrolysate. *Fundam Appl Toxicol*, 1986, vol. 6, n° 3, pp. 454-463.

- DOORNAERT B. et PICHARD A. *HAPs - Evaluation de la relation dose-réponse pour des effets cancérigènes : approche substance par substance (facteurs d'équivalence toxique - FET) et approche par mélanges. Evaluation de la relation dose-réponse pour des effets non cancérigènes : Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR)*. Verneuil en Halatte : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2003. 64 p.
- DRUET P., DRUET E. et POTDEVIN F. Immune type glomerulonephritis induced by HgCl<sub>2</sub> in the Brown Norway rat. *Ann Immunol*, 1978, vol. 129c, pp. 777-792.
- ENTERLINE P. (E.) et MARSH G. (M.). Mortality among workers in a nickel refinery and alloy manufacturing plant in West Virginia. *J Natl Cancer Inst*, 1982, vol. 68, n°6, pp. 925-933.
- FAWER R. (F.), DeRIBAUPIERRE Y. et GUILLEMIN M. (1983) - Measurement of hand tremor induced by industrial exposure to mettalic mercury. *Br J Ind Med*, 1983, vol. 40, pp. 204-208.
- FITZHUGH O. (G.), NELSON A. (A.), LAUG E. (P.) and Kunze F. (M.). Chronic oral toxicities of mercuri-phenyl and mercuric salts. *Arch Ind Hyg Occup Med*, 1950, vol. 2, pp. 433-442.
- GLASER U., HOCHRAINER D. et STEINHOFF D. Investigation of irritating properties of inhaled CrVI with possible influence on its carcinogenic action , 2. *Environ Hyg*, 1990, vol. 2, pp. 235-245.
- GRANDJEAN P., WEIHE P. et WHITE R. (F.) Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. *Neurotoxicol Teratol*, 1997, vol. 19, n°6, pp. 417-428.
- HAYES R. (B.), LILENFELD A. (M.) et SNELL L. (M.). Mortality in chromium chemical production workers : a retrospective study. *Int J Epidemiol*, 1979, vol. 8, pp. 365-374.
- HOWARD J. (W.) et HANZAL R. (F.). Chronic toxicity for rats by food treated with hydrogen cyanide. *Agric Food Chem*, 1955, vol. 3, pp. 325-329.
- IARC. *Some traditional herbal medecines, some mycotoxins, naphthalene and styrene. Iarc monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*. Volume 82. Lyon : IARC Press, 2002.
- INVS/CAREPS. *Etude sur les dioxines et les furanes dans le lait maternel en France*. Institut de veille sanitaire / Centre Rhône-Alpes d'Épidémiologie et de Prévention Sanitaire, 2000.
- IVANKOVIC S. et PREUSSMAN R. Absence of toxic and carcinogenic effects after administration of high doses of chromic oxide pigment in subacute and long-term feeding experiments in rats. *Food Cosmet Toxicol*, 1975, vol. 13, n°3, pp. 347-351.
- JEFCA. *Evaluation of mercury, lead, cadmium and thee food additives amaranth, diethylpyrocarbonate, and octyl gallate*. Joint FAO/WHO - Expert committee on food additives. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. Who Food Additives Series 4. Geneva., 1972.
- JEFCA. *Cadmium*. Joint FAO/WHO - Expert committee on food additives. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. Who Food Additives Series 24. Geneva, 1988.
- JEFCA. *Copper and lead*. Joint FAO/WHO - Expert committee on food additives. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. Who Food Additives Series 17. Geneva, 1993.

- JOHANSSON A., CAMNER P., JARSTRAND C. et WIERNIK A. Rabbit alveolar macrophages after inhalation of soluble cadmium, cobalt, and copper: a comparison with the effects of soluble nickel. *Environ Res*, 1983, vol. 31, n°2, pp. 340-354.
- JOHANSSON A., CURSTEDT T., ROBERTSON B. et CAMNER P. Lung morphology and phospholipids after experimental inhalation of soluble cadmium, copper, and cobalt. *Environ Res*, 1984, vol. 34, n°2, pp. 295-309.
- KROESE E. (D.), MULLER J.J. (A.), MOHN G. (R.), DORTANT P. (M.) et WESTER P. (W.) *Tumourigenic effects in Wistar rats orally administered benzo[a]pyrene for two years (gavage studies). Implications for human cancer risks associated with oral exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons.* RIVM, n° 658603 010. Bilthoven : National Institute of Public Health and the Environment., 2001.
- LANGARD S. A survey of respiratory symptoms and lung function in ferrochromium and ferrosilicon workers. *Int Arch Occup Environ Health*, 1980, vol. 46, pp. 1-9.
- LANGARD S., ANDERSEN A. et RAVNESTAD J. Incidence of cancer among ferrochromium and ferrosilicon workers: an extended observation period. *Br J Ind Med*, 1990, vol. 47, pp. 14 -19.
- LAUWERYS R. (R.), BUCHET J. (P.), ROELS H. (A.), BROUWERS J. et STANESCU D. Epidemiological survey of workers exposed to cadmium. *Arch Environ Health*, 1974, vol. 28, pp. 145-148.
- LEVIN E. (D.), SCHANTZ S. (L.) et BOWMAN R. (E.) (1988) - Delayed spatial alternation deficits resulting from perinatal PCB exposure in monkeys. *Arch Toxicol*, 1988, vol. 62, n°4, pp. 267-273.
- LIANG Y. (X.), SUN R. (K.), SUN Y., CHEN Z. (Q.) et LI L. (H.). Psychological effects of low exposure to mercury vapor: Application of a computer-administered neurobehavioral evaluation system. *Environ Res*, 1993, vol. 60, pp. 782-790.
- LINDBERG (E.) et HEDENSTIERNA G. Chrome plating: symptoms, findings in the upper airways, and effects on lung function. *Arch Environ Health*, 1983, vol. 6, pp. 367-374.
- MacKERNZIE R. (D.), BYERRUM R. (U.) et DECVKER C. (F.) Chronic toxicity studies II. Hexavalent and trivalent chromium administered in drinking water to rats. *Arch Ind Health*, 1958, vol. 18, pp. 232-234.
- MAGNUS K., ANDERSEN A. et HOGETVEIT A. (C.). Cancer of respiratory organs among workers at a nickel refinery in Norway. *Int J Cancer*, 1982, vol. 30, n°6, pp. 681-685.
- MANCUSO T. (F.). *Considerations of chromium as an industrial carcinogen.* International Conference on Heavy Metals in the Environment. Toronto : T. C. Hutchinson Eds, 1975. pp. 343-356.
- MYERS G. (J.) et DAVIDSON P. (W.). Prenatal methylmercury exposure and children: neurologic, developmental, and behavioral research. *Environ Health Perspect*, 1998, vol. 106, n°3, pp. 841-847.
- MYERS G. (J.), DAVIDSON P. (W.) et SHAMLAYE C. (F.). Effects of prenatal methylmercury exposure from a high fish diet on developmental milestones in the Seyshelles child development study. *Neurotoxicol*, 1997, vol. 18, n°3, pp. 819-829.
- NEAL J. et RIGDON R. (H.) Gastric tumors in mice fed benzo(a)pyrene: a quantitative study. *Tex Rep Biol Med*, 1967, vol. 25, n°4, pp. 553-557.

- NGIM C. (H.), FOO S. (C.) et BOEY K. (W.). Chronic neurobehavioural effects of elemental mercury in dentists. *Br J Ind Med*, 1992, vol. 49, n°11, pp. 782-790.
- NISBET I.C. (T.) and LaGOY P. (K.) Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Reg Toxicol Pharmacol*, 1992, vol. 16, pp. 290-300.
- NOGAWA K., HONDA R., KIDO T., TSURITANI I., YAMADA Y., ISHIZAKI M. et YAMAYA H. A dose-response analysis of cadmium in the general environment with special reference to total cadmium intake limit. *Environ Res*, 1989, vol. 48, n°1, pp.7-16.
- NORBACK D. (H.) et WELTMAN R. (H.). Polychlorinated biphenyl induction of hepatocellular carcinoma in the Sprague-Dawley rat. *Environ Health Perspect*, 1985, vol. 60, pp. 97-105.
- NTP (National Toxicology Programme). *Toxicology and carcinogenesis studies of mercuric chloride (CAS n°7487-94-7) in F344/N rats and B6C3F mice (feed studies)*. Technical report series n°345. U.S. Research Triangle Park : Department of health and human service, 1993.
- NTP (National Toxicology Programme). *NTP technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of nickel sulfate (CAS No. 10101-97-0) in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies)*. NC. NTP-TRS No. 454. Research Triangle Park : U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Institute of Health, 1996c.
- NTP (National Toxicology Programme). *Toxicology and carcinogenesis studies of naphthalène (CAS N°91-20-3) in F344/N rats (inhalation studies)*. NTP technical report N° 500. NIH Publ. N°01-4434. Triangle Park : National Toxicology Program, National institute of Environmental Health Sciences, U.S. Departement of Health and Human Services, Public Health Service, National Institute of Health. Research, 2000.
- OEHHA. *REL Selenium and compounds*. Office of Environmental Health Hazard Assessment, 2001. Disponibilité : [http://www.oehha.ca.gov/air/chronic\\_rels/pdf/](http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/).
- OEHHA. *Chromium - ERU<sub>o</sub>*. Office of Environmental Health Hazard Assessment, 2002. Disponibilité : <http://www.oehha.ca.gov/>.
- OEHHA. *ERU<sub>i</sub> and ERU<sub>o</sub> . B[a]P*. Office of Environmental Health Hazard Assessment, 2002. Disponibilité : <http://www.oehha.ca.gov/>.
- OEHHA. *ERU<sub>i</sub> and ERU<sub>o</sub> . Benzo[b]fluoranthène*. Office of Environmental Health Hazard Assessment, 2002. Disponibilité : <http://www.oehha.ca.gov/>.
- OEHHA. *ERU<sub>i</sub> and ERU<sub>o</sub> Lead*. Office of Environmental Health Hazard Assessment, 2002. Disponibilité : [http://www.oehha.ca.gov/air/chronic\\_rels/pdf/](http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/).
- OEHHA. *REL Cadmium*. Office of Environmental Health Hazard Assessment, 2003. Disponibilité : [http://www.oehha.ca.gov/air/chronic\\_rels/pdf/](http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/).
- OMS. *Guidelines for drinking-water quality*. 2nd, vol 2. Genève : World Health Organization, 1996.
- OMS. *Circulaire du 30 mai 1997 relative aux dioxines et furanes*. Genève : World Health Organization, 1997.
- OMS *Air Quality Guidelines for Europe*. 2<sup>nd</sup>. Copenhague : World Health Organization, 2000.
- OMS. *Polychlorinated biphenyls:human health aspects*. Concise International Chemical Assessment Document 55. Genève : World Health Organization, 2003.

OMS. *Guidelines for drinking-water quality*. 3<sup>rd</sup>. Genève : World Health Organization, 2004.

OTAN/CDSM. *Pilot Study on Internal Information Exchange on Dioxins and Related Compounds. International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF). Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds*. Rapport n°176. Organisation du Traité de l'Atlantique Nord et Comité sur les défis de la société moderne, 1994. 26p.

OWEN B. (A.). Literature-derived absorption coefficients for 39 chemicals via oral and inhalation routes of exposure. *Regul Toxicol pharmacol*, 1990, vol. 11, pp. 237-252.

PETO J., CUCKLE H., DOLL R., HERMON C. et MORGAN L. (G.). *Respiratory cancer mortality of Welsh nickel refinery workers. Nickel in the human environment : Proceedings of a joint symposium held at IARC, 8-11 March 1983*. Lyon, France : IARC Scientific Publication, 1984. pp. 37-46

PFEIFFER E. (H.). Oncogenic interaction of carcinogenic and non-carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in mice. *IARC Sci Publ*, 1977, vol. 16, pp. 69-77.

PHILBRICK D. (J.), HOPKINS J. (B.), HILL D. (C.), ALEXANDER J. (C.) et THOMSON R. (G.). Effects of prolonged cyanide and thiocyanate feeding in rats. *J Toxicol Environ Health*, 1979, vol. 5, n°4, pp. 579-592.

PIIKIVI L. et HANNIEN H. Subjective symptoms and psychological performance of chlor-alkali workers. *Scand J Work Environ Health*, 1989, vol. 15, n°1, pp. 69-74.

PIIKIVI L. et TOLONEN U. EEG findings in chlor-alkali workers subjected to low long term exposure to mercury vapour. *Br J Ind Med*, 1989, vol. 46, n°6, pp. 370-375.

RABSTEIN L. (S.), PETERS R. (L.) et SPAHN G. (J.). Spontaneous tumors and pathologic lesions in SWR-J mice. *J Natl Cancer Inst*, 1973, vol. 50, n°3, pp. 751-758.

RICE D. (C.). Effects of postnatal exposure of monkeys to a PCB mixture on spatial discrimination reversal and DRL performance. *Neurotoxicol Teratol*, 1998, vol. 20, n°4, pp. 391-400.

RICE D. (C.). Behavioral impairment produced by low-level postnatal PCB exposure in monkeys. *Environ Res*, 1999, vol. 80, n°2 (Pt 2), pp. S113-S121.

RICE D. (C.) et HAYWARD S. Effects of postnatal exposure to a PCB mixture in monkeys on nonspatial discrimination reversal and delayed alternation performance. *Neurotoxicology*, 1997, vol. 18, n°2, pp. 479-494.

RYE J. (E.), ZIEGLER E. (E.), NELSON S. (E.) et FOMON S. (J.). Dietary intake of lead and blood lead concentration in early infancy. *Am J Dis Child*, 1983, vol. 137, n°9, pp. 886-891.

SANTE CANADA. *Benzo[a]pyrène*. 1993. Disponibilité : [www.hc-sc.gc.ca/francais/](http://www.hc-sc.gc.ca/francais/).

SCHANTZ S. (L.), FERGUSON S. (A.) et BOWMAN R. (E.). Effects of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin on behavior of monkeys in peer groups. *Neurotoxicol Teratol*, 1992. vol. 14, n°6, pp.433-446.

SCHANTZ S. (L.), LEVIN E. (D.) et BOWMAN R. (E.). Long-term neurobehavioral effects of perinatal polychlorinated biphenyl (PCB) exposure in monkeys. *Environ Toxicol Chem*, 1991, vol. 10, pp. 747-756.

SCHANTZ S. (L.), LEVIN E. (D.), BOWMAN R. (E.), HEIRONIMUS M. (P.) et LAUGHLIN N. (K.). Effects of perinatal PCB exposure on discrimination-reversal learning in monkeys. *Neurotoxicol Teratol*, 1989, vol. 11, n°3, pp.243-250.

SCHEPERS G.W.H. Tetraethyl and tetramethyl lead. *Arch Environ Health*, 1964, vol. 8, pp. 277-285.

THUN M.J., SCHNORR T.M., SMITH A.B., HALPERIN W.E. and Lemen R.A. Mortality among a cohort of U.S. cadmium production workers--an update. *J Natl Cancer Inst*, 1985, vol. 74, n°2, pp. 325-333.

THYSSEN J., ALTHOFF J., KIMMERLE G. et MOHR U. Inhalation studies with benzo[a]pyrene in Syrian golden hamsters. *J Natl Cancer Inst*, 1981, vol. 66, n°3, pp. 575-577.

TRIEBIG G., ZSCHIESCHE K. (H.), SCHALLER D., WELTE D. et VALENTIN H. Studies on the nephrotoxicity of heavy metals in Iron and steel industries. Occupational and environmental chemical hazards. Chichester, Ellis Horwood : Cellular and biochemical indices for monitoring toxicity, 1987. pp. 334-338

TRYPHONAS H., HAYWARD S., O GRADY L., LOO J. (C.), ARNOLD D. (L.), BRYCE F. et ZAWIDZKA Z. (Z.). Immunotoxicity studies of PCB (Aroclor 1254) in the adult rhesus (*Macaca mulatta*) monkey--preliminary report. *Int J Immunopharmacol*, 1989, vol. 11, n°2, pp. 199-206.

TRYPHONAS H., LUSTER M. (I.), SCHIFFMAN G., DAWSON L. (L.), HODGEN M., GERMOLEC D., HAYWARD S., BRYCE F., LOO J. (C.) et MANDY F. Effect of chronic exposure of PCB (Aroclor 1254) on specific and nonspecific immune parameters in the rhesus (*Macaca mulatta*) monkey. *Fundam Appl Toxicol*, 1991a, vol. 16, n° 4, pp. 773-786.

TRYPHONAS H., LUSTER M. (I.), WHITE K. (L.), NAYLOR P. (H.), ERDOS M. (R.), BURLESON G. (R.), GERMOLEC D., HODGEN M., HAYWARD S. et ARNOLD D. (L.). Effects of PCB (Aroclor 1254) on non-specific immune parameters in rhesus (*Macaca mulatta*) monkeys. *Int J Immunopharmacol*, 1991b, vol. 13, n°6, pp. 639-648.

US EPA. *Review and evaluation of the evidence for cancer associated with air pollution*. EPA-450/5-83-006R. Arlington : U.S. Environmental Protection Agency, 1984.

US EPA. *Drinking water criteria document on cadmium*. Office of drinking water. Washington : U.S. Environmental Protection Agency, 1985. Disponibilité : <http://www.epa.gov/epahome/search.html>

US EPA. *Code of Federal Regulation*. 40 CFR 372.65. US Environmental Protection Agency, 1988c. Disponibilité : <http://www.epa.gov>

US EPA. *Draft exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds*. Part I: Estimating exposure to dioxin-like compounds. Draft report. U.S. Environmental Protection Agency, National centre for environmental assessment, 2000a.

US EPA (IRIS). *Lead - Reference dose for chronic oral exposure (RfD)*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1988. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS). *Zinc phosphide - Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1990. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS). *Chemical specific Reference doses and cancer potency factors and EPA Toxicology Background documents*. US Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System - Carcinogenicity Assessment for lifetime exposure, 1991. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS). *Selenium and Compounds - Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1991. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS) *Nickel refinery dust - Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure*. US Environmental Protection Agency, 1991a. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS) *Nickel subsulfide - Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure*, 1991b. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS). *Cadmium - Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1992. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS). *Zinc - Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1992. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS). *Fluoranthene - Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1993. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS). *Benzo(a)Pyrene - B2, probable human carcinogen*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1994. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS). *Cadmium - Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1994. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS). *Mercuric chloride - Reference dose for chronic oral exposure (RfD) - ERU<sub>eau</sub>*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1995. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS). *Mercury, elemental - Reference Concentration for Chronic Inhalation Exposure (RfC)*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1995. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS). *Nickel, soluble salts - Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1996. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS). *Phenylmercuric acetate - Reference dose for chronic oral exposure (RfD) - ERU<sub>eau</sub>*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1996. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS). *Zinc cyanide - Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1996. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.

US EPA (IRIS). *Aroclor 1016 - Reference dose for chronic oral exposure (RfD)*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1996a. Disponibilité : <http://www.epa.gov/iris/index.html>.

US EPA (IRIS). *Aroclor 1254 - Reference dose for chronic oral exposure (RfD)*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1996b. Disponibilité : <http://www.epa.gov/iris/index.html>.

- US EPA (IRIS). *Polychlorinated biphenyls (PCBs) - Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System, 1997. Disponibilité : <http://www.epa.gov/iris/subst/0294.htm>.
- US EPA (IRIS). *Chrome III - Reference dose for chronic oral exposure (RfD) - ERU<sub>eau</sub>*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System - Carcinogenicity Assessment for lifetime exposure, 1998. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.
- US EPA (IRIS). *Chrome VI - Reference dose for chronic oral exposure (RfD) - ERU<sub>eau</sub>*. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System - Carcinogenicity Assessment for lifetime exposure, 1998. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.
- US EPA (IRIS). *Naphthalene - Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure*. Cincinnati : U.S. Environmental Protection Agency, 1998.
- U.S. Environmental Protection Agency - Cincinnati. <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/subst/>.
- US EPA (IRIS). *Naphthalene - Integrated Risk Information System*. Cincinnati : U.S. Environmental Protection Agency, 1998. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.
- US EPA (IRIS). *Methylmercury - Reference dose for chronic oral exposure (RfD) - ERU<sub>eau</sub>*. Cincinnati : U.S. Environmental Protection Agency, 2001. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.
- US EPA (IRIS). *Lead - Reference dose for chronic oral exposure (RfD)*. En discussion. Cincinnati : U.S. Environmental Protection Agency, 2004. Disponibilité : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>.
- Van LEEUWEN F. (X.), FEELEY M., SCHRENK D., LARSEN J. (C.), FARLAND W. et Younes M. Dioxins: WHO's tolerable daily intake (TDI) revisited. *Chemosphere*, 2000a, vol. 40, n°9-11, pp. 1095-1101.
- Van LEEUWEN F. (X.) et YOUNES M. Assessment of the health risk of dioxins : re-evaluation of the tolerable daily intake (TDI). *Food Addit Contam*, 2000b, vol. 17, pp. 223-240.
- VERMEIRE T. (G.), Van APELDOORN M. (E.), de FOUW J. (C.) et JANSSEN P.J.C.M. *Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-toetsingswaarden*. RIVM-report n° 725201005. Bilthoven : National Institute of PUBLIC Health and the Environment, 1991.
- WYNDER E. (L.) et HOFFMANN D. A study of tobacco carcinogenesis. VII. The role of higher polycyclic hydrocarbons. *Cancer*, 1959, vol. 12, pp. 1079-1086.
- YADRICK M. (K.), KENNEY M. (A.) et WINTERFELDT E. (A.). Iron, copper, and zinc status: response to supplementation with zinc or zinc and iron in adult females. *Am J Clin Nutr*, 1989, vol. 49, n°1, pp. 145-150.
- YANG G., ZHOU R. et YIN S. Studies of safe maximal daily dietary selenium intake in a seleniferous area in China. I. Selenium intake and tissue levels of the inhabitants. *J Trace Elem Electrolytes Health Dis*, 1989a, vol. 3, n°2, pp. 77-87.
- YANG G., YIN S., ZHOU R., GU L., YAN B., LIU Y. et LIU Y. Studies of safe maximal daily dietary Se-intake in a seleniferous area in China. II. Relation between Se- intake and the manifestation of clinical signs and certain biochemical alterations in blood and urine. *J Trace Elem Electrolytes Health Dis*, 1989b, vol. 3, n°2, pp. 123 -130.

YANG G. et ZHOU R. Further observations on the human maximum safe dietary selenium intake in a seleniferous area in China. *J Trace Elem Electrolytes Health Dis*, 1994, vol. 8, pp. 159 -165.

ZHANG J. et LI X. Chromium pollution of soil and water in Jinzhou. *Journal of Chinese Prev Med*, 1987, vol. 21, pp. 262-264.

ZIEGLER E. (E.), EDWARDS B. (B.), JENSEN R. (L.), MAHAFFEY K. (R.) et Fomon S. (J.). Absorption and retention of lead by infants. *Pediatr Res*, 1978, vol. 12, n°1, pp.29-34.

## ANNEXE 6 :

### CALCUL DE RELATIONS DOSE-REPONSE EN L'ABSENCE DE VTR

#### **METHODES DE CALCULS**

En l'absence de valeur toxicologique de référence alors que l'identification des dangers met en évidence des effets, l'approche en vigueur à l'INERIS consiste à estimer ces valeurs selon les méthodes décrites ci-après :

- en priorité par dérivation d'une valeur subchronique, si elle existe pour la substance et pour la voie considérée, en appliquant un facteur de sécurité de 10 en raison du temps d'exposition non adapté de la valeur subchronique ;
- à défaut, par dérivation voie à voie entre les voies orale et inhalation lorsque des effets adverses communs à ces deux voies sont connus, selon les relations :

$$CT \times V \times \tau_i = DJTo \times m \times \tau_o \quad ERU_i \times m \times \tau_o = ERU_o \times \tau_i \times V$$

où  $m$  est la masse corporelle et  $V$  le volume d'air inhalé par jour (les valeurs moyennes retenues sont précisées dans le tableau 10 du rapport), et où  $\tau_o$  et  $\tau_i$  sont respectivement les taux d'absorption par voie orale et par voie inhalation. Si ces valeurs ne sont pas connues, elles sont prises par défaut égale à 1. Les valeurs de  $\tau_o$  et de  $\tau_i$  sont récapitulées dans le tableau de la page suivante.

Les valeurs calculées par dérivation ne sont pas considérées comme des valeurs toxicologiques de référence, dans la mesure où les instituts spécialisés dans l'établissement de telles VTR n'ont pas souhaité recourir par eux-mêmes à de telles dérivations. Néanmoins, ces estimations sont réalisées dans l'objectif de rester conservatoire en proposant une valeur, la plus pertinente possible compte tenu des informations disponibles, pour les voies d'exposition considérées en l'absence de VTR.

Pour ce qui est de la voie par contact cutané, il est proposé de ne pas calculer de relations dose-réponse dérivées des VTR existantes pour la voie orale. En conséquence, on calculera des doses journalières d'exposition par la voie contact cutané qui correspondront à des doses administrées (en divisant la dose journalière absorbée par le taux d'absorption par voie orale). Ces doses administrées seront donc directement comparables aux VTR existantes pour la voie orale.

	Cd	Cr <sup>III</sup>	Cu	Hg orga	Hg inorg	Ni	Se	Pb		Zn	dioxines	PCB*	fluoranthène	Benzo[b]- fluoranthène	B[a]P	DEHP	
$\tau_o$ (%)	5,0	0,5	15	95	15	0,7		5 adulte	20 enfant	8,0	90	80	nd	nd	20	50 (adulte)	100 (enfant)
$\tau_i$ (%)	100	30	nd	nd	85	35		30		nd	nd	80	nd	nd	nd	nd	nd

nd : non déterminé (dans ce cas la valeur, si elle est nécessaire, est prise égale à 100%)

\* PCB 28, 52, 101, 118, 138, 1523 et 180

*Taux d'absorption par voies orale, inhalation et cutanée des différentes substances considérées.*

## RELATIONS DOSE-REPONSE CALCULEES POUR LES EFFETS A SEUIL

Concernant les effets à seuil par voie orale, aucune relation dose-réponse n'a besoin d'être calculée car des VTR existent pour toutes les substances prises en compte présentant des dangers potentiels par cette voie.

Pour ce qui est des effets à seuil par voie inhalation, des relations dose-réponse sont susceptibles d'être calculées pour trois substances : le zinc, les dioxines et le fluoranthène. Cependant, pour le zinc et le fluoranthène, aucune dérivation voie à voie ne sera effectuée dans la mesure où aucun effet adverse commun n'a été mis en évidence entre les voies orale et inhalation. En revanche, une concentration tolérable peut être calculée pour les dioxines pour leurs effets sur la reproduction.

Cible	Voie inhalation $CT_i$ (mg/m <sup>3</sup> )
Adultes	$3,2 \cdot 10^{-9}$
Enfants	$1,8 \cdot 10^{-9}$

*CT : concentration tolérable*

*Relations dose-réponse calculées par dérivation voie à voie pour les effets à seuil par voie inhalation des dioxines.*

## RELATIONS DOSE REPONSE CALCULEES POUR LES EFFETS SANS SEUIL

Concernant les effets sans seuil par voie orale, des relations dose-réponse sont susceptibles d'être calculées pour deux substances : le cadmium et le nickel. Aucune dérivation voie à voie ne sera cependant effectuée dans la mesure où aucun effet adverse commun n'a été mis en évidence entre les voies orale et inhalation.

Pour ce qui est des effets sans seuil par voie inhalation, une relation dose-réponse est susceptible d'être calculée pour une substance : les PCB. Une dérivation voie à voie, à partir de la voie orale, a été effectuée puisqu'il existe au moins un effet cancérigène commun sur le foie. Les résultats de cette dérivation pour les PCB sont donnés dans le tableau suivant.

Cible	Voie inhalation $ERUi$ (mg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>
Adultes	0,114
Enfants	1,013

*ERUi : excès de risque unitaire par voie inhalation*

*Relations dose-réponse calculées par dérivation voie à voie pour les effets sans seuil par voie inhalation des PCB.*

## ANNEXE 7 :

### VALEURS DES TAUX D'ABSORPTION DERMIQUE

Des valeurs de taux d'absorption dermique sont proposées par l'US EPA (2004), pour les PCB et les HAP. Une valeur de  $0,001 \text{ j}^{-1}$  est également proposée pour le cadmium sur la base d'une étude plus ancienne (US EPA, 1992). Il convient de noter que cette étude proposait une gamme de valeurs variant de  $0,001 \text{ j}^{-1}$  à  $0,01 \text{ j}^{-1}$ . L'US EPA n'a donc pas retenu, et sans le justifier, la valeur la plus pénalisante de cette gamme. C'est pourquoi la valeur de  $0,01 \text{ j}^{-1}$  est utilisée pour le cadmium.

Pour les autres substances, l'US EPA (2004) recommande de ne pas utiliser de valeurs par défaut compte tenu de la forte incertitude entourant ces valeurs. Cependant, par prudence scientifique, l'exposition à ces substances par contact cutané à tout de même été quantifiée. Ce choix rejoint la position de la région 04 de l'US EPA qui recommande de prendre une valeur par défaut de  $0,001 \text{ j}^{-1}$  pour les substances inorganiques, et de  $0,01 \text{ j}^{-1}$  pour les substances organiques (US EPA, 2000).

	Taux d'absorption dermique (par 24 h)	Source
cadmium	0,01	US EPA, 1992
chrome	0,001	Valeur par défaut en l'absence de valeurs bibliographiques pour ces éléments US EPA, 2000
cuiivre	0,001	
mercure inorganique	0,001	
mercure organique	0,01	
nickel	0,001	
plomb	0,001	
sélénium	0,001	
zinc	0,001	
DEHP	0,01	
dioxines	0,03	
PCB *	0,14	
fluoranthène	0,13	
benzo[b]fluoranthène	0,13	
benzo[a]pyrène	0,13	
HAP européens**	0,13	

\* PCB 28, 52, 101, 118, 138, 1523 et 180 ; \*\* acénaphthène, phénanthrène, fluorène, fluoranthène, pyrène, benzo(bjk)fluoranthène, benzo(a)pyrène

*Valeurs des taux d'absorption dermique pour les différentes substances chimiques retenues pour la quantification des risques.*

# ANNEXE 8 :

## SELECTION DES FACTEURS DE BIOCONCENTRATION DANS LES VEGETAUX

### **Méthode de sélection des facteurs de bioconcentration**

Afin de mener à bien la sélection, les études retenues devront mentionner notamment :

- pour les sols : leurs propriétés pédologiques (texture, pH, teneur en matière organique...) ainsi que les teneurs en contaminants dans les sols avant et après épandage des boues ;
- pour les boues : les quantités de boues épandues et leurs teneurs en contaminants ;
- pour les végétaux : le type de végétal considéré et le stade de maturité auquel le végétal aura été récolté.

De façon générale, les études sélectionnées auront été réalisées, dans la mesure du possible dans des conditions proches de celles considérées pour la quantification du risque. Les critères de sélection peuvent, par exemple, porter sur les systèmes expérimentaux mis en œuvre dans l'étude, les propriétés pédologiques des sols utilisés, les apports de boue effectués ou les végétaux étudiés :

- concernant les moyens expérimentaux mis en œuvre, les études de plein champ ou en lysimètres seront préférées à des études en vase de végétation ou en conditions hydroponiques (végétal cultivé dans une solution de sol) ;
- concernant les propriétés pédologiques des sols mentionnés dans les études sélectionnées, elles devront se rapprocher de celles des sols considérés dans le cadre de l'évaluation du risque ;
- concernant les boues, les quantités apportées au sol devront être inférieures ou égales aux valeurs maximales prescrites par la réglementation ;
- concernant les végétaux, ils auront été récoltés au stade de maturité auquel ils sont consommés.

Par rapport à l'ensemble des valeurs de BCF disponibles pour une substance chimique et un végétal donnés, il est possible dans un premier temps de restreindre la gamme des valeurs considérées comme pertinentes en sélectionnant celles issues d'études pour lesquelles les conditions expérimentales (nature du sol, pratiques d'épandage...) sont les plus proches des conditions réelles observées sur le terrain.

Selon une approche conservatoire, les valeurs les plus pénalisantes parmi cette gamme de valeurs considérées comme pertinentes seront considérées en premier lieu. Par la suite, et si nécessaire, une valeur plus adaptée, toujours choisie dans cette gamme de valeurs considérées comme pertinentes, pourra être utilisée dans l'étape d'analyse des incertitudes.

## Sélection des facteurs de bioconcentration pour les cultures agricoles

---

Betterave sucrière .....	2
Maïs .....	5
Colza .....	7
Blé .....	9
Orge .....	12
Tournesol .....	14
Pomme de terre .....	15
Prairie / fourrage .....	17
Ray grass italien.....	18
Chicorée.....	20

### BETTERAVE SUCRIERE

Les deux sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1 %. Les teneurs en ETM dans les deux sols étudiés diffèrent : dans un cas, il s'agit des teneurs médianes rencontrées dans les sols agricoles français ; dans l'autre cas, il s'agit des teneurs limites réglementaires dans les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998

#### Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques

Pour l'ensemble des éléments traces métalliques considérés dans le cadre de la présente étude, deux études proposent des valeurs de BCF pour la partie racinaire de la betterave sucrière cultivée sur des parcelles amendées par des boues : John et Van Laerhoven (1976) et Colombé (1999).

L'étude de John and Van Laerhoven (1976) concerne des sols limoneux ayant un pH compris entre 5,6 et 6,5 et une teneur en matières organiques de 3,9%. L'étude de Colombé (1999) est relative à des sols limoneux, voire argilo-limoneux, ayant un pH compris entre 7,3 et 8,0 et une teneur en matières organiques comprise entre 1,3 et 4,0%. Les valeurs proposées par Colombé (1999) seront donc privilégiées dans la mesure où les sols sur lesquels elles ont été déterminées sont les plus proches du sol amendé destiné à la culture de la betterave sucrière.

#### Cadmium

Les concentrations en cadmium dans les sols étudiés par Colombé (1999) varient entre 0,33 et 0,41 mg/kg pour cinq d'entre eux et entre 8,39 et 9,62 mg/kg pour deux autres. La première série de sols est privilégiée dans la mesure où la concentration en cadmium dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude est de 0,3 mg/kg (sol agricole moyen) et de 2 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998).

Pour ces cinq sols, les BCF proposés varient de 0,354 à 1,561 (les valeurs proposées pour les deux autres sols varient de 0,148 à 0,290). La valeur la plus pénalisante de 1,561 est retenue pour la présente étude.

Il convient de noter que les valeurs de BCF proposées par John et Van Laerhoven (1976) varient de 0,63 à 3,43 pour des gammes de concentrations en cadmium dans le sol de 0,3 à 1,6 mg/kg. Ces valeurs de BCF sont du même ordre de grandeur que celles proposées par Colombé (1999). Il y a ici cohérence de l'ensemble des données disponibles. Même si la valeur de BCF de 3,43 est la plus pénalisante dans l'absolu, elle ne sera pas retenue car Colombé (1999) propose des conditions d'étude plus spécifiques.

### **Chrome**

Les concentrations en chrome dans les sols étudiés par Colombé (1999) varient entre 43,8 et 55,8 mg/kg, par rapport à des concentrations en chrome dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude de 37,6 mg/kg dans le cas des sols agricoles français moyens et de 150 mg/kg dans le cas des seuils réglementaires sur les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998.

Pour l'ensemble de ces sols, les BCF proposés varient de 0,009 à 0,012. La valeur la plus pénalisante de 0,012 est retenue pour la présente étude.

John et Van Laerhoven (1976) ne proposent pas de valeurs de BCF pour le chrome.

### **Cuivre**

Les concentrations en cuivre dans les sols étudiés par Colombé (1999) varient entre 19,2 et 26,4 mg/kg, par rapport à des concentrations en cuivre dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude de 13,8 mg/kg (sol agricole moyen) et 100 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998).

Pour l'ensemble de ces sols, les BCF proposés varient de 0,182 à 0,301. La valeur la plus pénalisante de 0,301 est retenue pour la présente étude.

John et Van Laerhoven (1976) proposent deux valeurs de BCF pour le cuivre, 0,349 et 0,426, pour des concentrations en cuivre dans le sol comprises entre 30,5 et 33,5 mg/kg. Ces valeurs de BCF sont du même ordre de grandeur que celles proposées par Colombé (1999). Il y a ici cohérence de l'ensemble des données disponibles. Même si la valeur de BCF de 0,426 est la plus pénalisante dans l'absolue, elle ne sera pas retenue car Colombé (1999) propose des conditions d'étude plus spécifiques.

### **Mercure**

Les concentrations en mercure dans les sols étudiés par Colombé (1999) varient entre 0,28 et 0,40 mg/kg, par rapport à des concentrations en mercure dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude de 0,05 mg/kg (sol agricole moyen) et de 1 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998).

Pour l'ensemble de ces sols, les BCF proposés varient de 0,053 à 3,677. La valeur la plus pénalisante de 3,677 est retenue pour la présente étude.

John et Van Laerhoven (1976) ne proposent pas de valeurs de BCF pour le mercure.

## Nickel

Les concentrations en nickel dans les sols étudiés par Colombé (1999) varient entre 19,2 et 23,7 mg/kg, par rapport à des concentrations en nickel dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude de 20,4 mg/kg (sol agricole moyen) et de 50 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998).

Pour l'ensemble de ces sols, les BCF proposés varient de 0,044 à 0,065. La valeur la plus pénalisante de 0,065 est retenue pour la présente étude.

John and Van Laerhoven (1976) proposent deux valeurs de BCF pour le nickel, 1,333 et 1,339, pour des concentrations en nickel dans le sol comprises entre 5,6 et 6,3 mg/kg. Ces valeurs de BCF ne sont pas du même ordre de grandeur que celles proposées par Colombé (1999). Il n'y a pas convergence de l'ensemble des données disponibles. Les valeurs proposées par Colombé (1999) sont néanmoins retenues du fait des conditions d'étude plus spécifiques.

## Plomb

Les concentrations en plomb dans les sols étudiés par Colombé (1999) varient entre 20,8 et 27,0 mg/kg pour cinq d'entre eux et entre 433,3 et 530,1 mg/kg pour deux autres. La première série de sols est privilégiée dans la mesure où les concentrations en plomb dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude sont de 25,6 mg/kg (sol agricole moyen) et de 100 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998).

Pour ces cinq sols, les BCF proposés varient de 0,015 à 0,046 (les valeurs proposées pour les deux autres sols varient de 0,008 à 0,012). La valeur la plus pénalisante de 0,046 est retenue pour la présente étude.

Il convient de noter que John and Van Laerhoven (1976) proposent deux valeurs de BCF pour le plomb, 0,463 et 0,616, pour des concentrations en plomb dans le sol comprises entre 24,2 et 25,3 mg/kg. Ces valeurs de BCF ne sont pas du même ordre de grandeur que celles proposées par Colombé (1999). Il n'y a pas convergence de l'ensemble des données disponibles. Les valeurs proposées par Colombé (1999) sont néanmoins retenues du fait des conditions d'étude plus spécifiques.

## Zinc

Les concentrations en zinc dans les sols étudiés par Colombé (1999) varient entre 56,6 et 59,6 mg/kg pour cinq d'entre eux et entre 494,1 et 678,5 mg/kg pour deux autres. Ces valeurs sont à comparer avec les concentrations en zinc dans le sol considéré dans le cadre de la présente étude de 59 mg/kg (sol agricole moyen) et de 300 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998). Les BCF obtenus sur les deux séries de sols étudiées par Colombé (1999) doivent donc être considérées.

Pour les cinq sols de faible teneur en zinc, les BCF proposés varient de 0,224 à 0,289 ; pour les deux sols à forte teneur en zinc, les valeurs proposées varient de 0,045 à 0,080. Dans le cadre de la présente étude, la valeur la plus pénalisante de 0,289 sera retenue pour la présente étude.

Il convient de noter que les valeurs de BCF proposées par John and Van Laerhoven (1976) varient de 0,87 à 3,71 pour des gammes de concentrations en zinc dans le sol de 37,2 à 92,0 mg/kg. Ces valeurs de BCF sont pratiquement du même ordre de grandeur que celles proposées par Colombé (1999) pour les sols peu concentrés en zinc. Il y a ici cohérence de l'ensemble des données disponibles. Même si la valeur de BCF de 3,71 est la plus

pénalisante dans l'absolu, elle ne sera pas retenue car Colombé (1999) propose des conditions d'étude plus spécifiques.

## **PCB**

Seule l'étude de Weber et al. (1981) a été menée sur le BCF des PCB dans la betterave sucrière. Cette étude a porté sur un sol sableux (à faible teneur en argile : 2%), de pH égal à 6,1, présentant une teneur en matières organiques de 1,3%. Dans le cadre de l'étude de Weber et al. (1981), le sol n'a pas bénéficié d'un amendement par des boues. Les conditions de cette étude sont donc très éloignées des conditions recherchées. Cependant, comme il s'agit de la seule étude disponible, les valeurs proposées seront retenues en application du principe de prudence scientifique, et dans l'objectif de quantifier cette voie d'exposition.

La valeur de BCF proposée par Weber et al. (1981) est de 0,041, et c'est elle qui sera donc retenue dans le cadre de la présente étude.

## **MAÏS**

Les deux sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1%. Les teneurs en ETM dans les deux sols étudiés diffèrent : dans un cas, il s'agit des teneurs médianes rencontrées dans les sols agricoles français ; dans l'autre cas, il s'agit des teneurs limites réglementaires dans les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998

### **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

Pour l'ensemble des éléments traces métalliques considérés dans le cadre de la présente étude, trois études proposent des valeurs de BCF pour la partie grain de maïs cultivé sur des parcelles amendées par des boues : Heffron et al. (1980), Hinesly et al. (1977) et McIntyre et al. (1977).

L'étude de Heffron et al. (1980) concerne un sol sablo-limoneux de pH égal à 7,4 et de teneur en matières organiques égale à 2,0%. L'étude de Hinesly et al. (1977) est relative à des sols limoneux dont les caractéristiques de pH et de teneur en matières organiques ne sont pas précisées. L'étude de McIntyre et al. (1977) fait référence à un sol argileux présentant un pH de 6,0 (la teneur en matières organiques n'étant pas précisée). Les valeurs proposées par Heffron et al. (1980) seront donc examinées en priorité dans la mesure où les sols sur lesquels elles ont été déterminées sont proches des sols étudiés dans le cadre de la présente étude. Les valeurs proposées par Hinesly et al. (1977) et McIntyre et al. (1977) seront toutefois analysées.

## **Cadmium**

Le sol étudié par Heffron et al. (1980) a une concentration en cadmium de 1,90 mg/kg à comparer avec les concentrations des sols considérés par la présente étude de 0,3 mg/kg (sol agricole moyen) et de 2 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998).

Les sols étudiés par Hinesly et al. (1977) ont une concentration en cadmium variant de 2,1 à 15,6 mg/kg, les valeurs de BCF proposées variant de 0,032 à 0,333. Les sols étudiés par McIntyre et al. (1977) ont une concentration en cadmium 7,6 µg/kg, la valeur de BCF proposée étant de 0,026. L'ensemble des données disponibles apparaît cohérent.

La valeur de 0,895 proposée par Heffron et al. (1980) est la plus pénalisante ; c'est elle qui est retenue dans le cadre de la présente étude.

### **Chrome**

Le sol étudié par Heffron et al. (1980) a une concentration en chrome de 62,0 mg/kg, à comparer avec les concentrations des sols considérés par la présente étude de 37,6 mg/kg dans le cas des sols agricoles français moyens et de 150 mg/kg dans le cas des seuils réglementaires sur les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998.

Hinesly et al. (1977) et McIntyre et al. (1977) ne proposent pas de valeur de BCF pour le chrome.

La valeur de Heffron et al. (1980) de 0,019 est retenue dans le cadre de la présente étude.

### **Cuivre**

Le sol étudié par Heffron et al. (1980) a une concentration en cuivre de 17,0 mg/kg par rapport à des concentrations en cuivre dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude de 13,8 mg/kg (sol agricole moyen) et 100 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998). La valeur de BCF proposée par Heffron et al. (1980) est de 0,371.

Hinesly et al. (1977) ne proposent pas de valeur de BCF pour le cuivre. Les sols étudiés par McIntyre et al. (1977) ont une concentration en cuivre de 325 µg/kg, les valeurs de BCF proposées variant de 0,006 à 0,012. Les données disponibles apparaissent peu convergentes entre elles.

La valeur de Heffron et al. (1980) de 0,371 est retenue dans le cadre de la présente étude.

### **Mercure**

Le sol étudié par Heffron et al. (1980) a une concentration en mercure de 0,40 mg/kg, par rapport à des concentrations en mercure dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude de 0,05 mg/kg (sol agricole moyen) et de 1 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998). La valeur de BCF proposée par Heffron et al. (1980) est de 0,750.

Hinesly et al. (1977) et McIntyre et al. (1977) ne proposent pas de valeur de BCF pour le mercure.

La valeur de Heffron et al. (1980) de 0,750 est retenue dans le cadre de la présente étude.

### **Nickel**

Le sol étudié par Heffron et al. (1980) a une concentration en nickel de 27,0 mg/kg, par rapport à des concentrations en nickel dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude de 20,4 mg/kg (sol agricole moyen) et de 50 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998).

Hinesly et al. (1977) et McIntyre et al. (1977) ne proposent pas de valeur de BCF pour le nickel.

La valeur de Heffron et al. (1980) de 0,019 est retenue dans le cadre de la présente étude.

### **Plomb**

Le sol étudié par Heffron et al. (1980) a une concentration en plomb de 22,0 mg/kg, à comparer avec les concentrations des sols considérés par la présente étude de 25,6 mg/kg

(sol agricole moyen) et de 100 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998). La valeur de BCF proposée par Heffron et al. (1980) est de 0,127.

Hinesly et al. (1977) et McIntyre et al. (1977) ne proposent pas de valeur de BCF pour le plomb.

La valeur de Heffron et al. (1980) de 0,127 est retenue dans le cadre de la présente étude.

## **Zinc**

Le sol étudié par Heffron et al. (1980) a une concentration en zinc de 145 mg/kg, à comparer avec les concentrations en zinc dans le sol considéré dans le cadre de la présente étude de 59 mg/kg (sol agricole moyen) et de 300 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998). La valeur de BCF proposée par Heffron et al. (1980) est de 0,47.

Les sols étudiés par Hinesly et al. (1977) ont une concentration en zinc variant de 110 à 460 mg/kg, les valeurs de BCF proposées variant de 0,12 à 0,34. Les sols étudiés par McIntyre et al. (1977) ont une concentration en zinc de 662 µg/kg, les valeurs de BCF proposées variant de 0,10 à 0,18. L'ensemble des données disponibles apparaît cohérent.

La valeur de 0,47 proposée par Heffron et al. (1980) est la plus pénalisante ; c'est elle qui est retenue dans le cadre de la présente étude.

## **PCB**

Webber et al. (1994) proposent des valeurs de BCF pour les PCB dans le maïs cultivé sur des sols amendés par des boues. Il s'agit de sols limono-argileux, de pH égal à 7,4, et présentant des concentrations en PCB de 1,1 à 3,0 mg/kg.

Les valeurs de BCF sont réparties en deux groupes en fonction de la procédure analytique (en fonction de la durée d'extraction appliquée aux grains). La première série de grains a une gamme de valeurs de BCF comprise entre 0,005 et 0,016 ; la seconde série de grains présente une gamme de valeurs de BCF comprise entre 0,001 et 0,003.

L'ensemble des données disponibles apparaît cohérent. La valeur la plus pénalisante de 0,016 est retenue dans le cadre de la présente étude.

## **COLZA**

Les deux sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1 %. Les teneurs en ETM dans les deux sols étudiés diffèrent : dans un cas, il s'agit des teneurs médianes rencontrées dans les sols agricoles français ; dans l'autre cas, il s'agit des teneurs limites réglementaires dans les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998

### **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

Seule l'étude de Pinet et al. (2003) propose des valeurs de BCF pour la partie grain du colza. Le type de sol n'est pas précisé dans cette étude ; son pH varie de 6,5 à 8,1. Même si les sols de l'étude de Pinet et al. (2003) n'ont pas bénéficié d'amendement par des boues, les valeurs de BCF proposées seront examinées, selon le principe de prudence scientifique et dans l'objectif de quantifier cette voie d'exposition., car ce sont les seules valeurs disponibles.

Les sols de l'étude de Pinet et al. (2003) présentent souvent d'importantes variations des concentrations en éléments traces métalliques. L'INERIS a considéré qu'il convenait de se

rapprocher le plus possible de la concentration rencontrée dans le sol de la présente étude, et de retenir la valeur de BCF correspondante mais si elle ne s'avère pas être la plus pénalisante.

### **Cadmium**

Le sol étudié par Pinet et al. (2003) a une concentration en cadmium variant de 0,05 à 0,56 mg/kg, à comparer avec les concentrations des sols considérés par la présente étude de 0,3 mg/kg (sol agricole moyen) et de 2 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998).

Les valeurs de BCF proposées par Pinet et al. (2003) varient entre 0,07 et 2,40.

La valeur de 0,214, correspondant au BCF maximum observé pour les sols présentant une concentration en cadmium de 0,56 mg/kg, est retenue dans le cadre de la présente étude. La valeur la plus pénalisante de 2,40 n'est pas retenue car elle correspond aux sols présentant une concentration en cadmium de 0,05 mg/kg, plus éloignée des caractéristiques recherchées.

### **Chrome**

Le sol étudié par Pinet et al. (2003) a une concentration en chrome variant de 31,2 à 89,1 mg/kg, à comparer avec les concentrations des sols considérés par la présente étude de 37,6 mg/kg dans le cas des sols agricoles français moyens et de 150 mg/kg dans le cas des seuils réglementaires sur les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998.

Les valeurs de BCF proposées par Pinet et al. (2003) varient entre 0,002 et 0,037.

La valeur de 0,037, correspondant au BCF maximum observé, est retenue dans le cadre de la présente étude. Elle correspond à la valeur la plus pénalisante.

### **Cuivre**

Le sol étudié par Pinet et al. (2003) a une concentration en cuivre variant de 6,5 à 37,0 mg/kg, par rapport à des concentrations en cuivre dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude de 13,8 mg/kg (sol agricole moyen) et 100 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998).

Les valeurs de BCF proposées par Pinet et al. (2003) varient entre 0,514 et 2,615.

La valeur de 2,615, correspondant au BCF maximum observé, est retenue dans le cadre de la présente étude. Elle correspond à la valeur la plus pénalisante.

### **Mercure**

Le sol étudié par Pinet et al. (2003) a une concentration en mercure variant de 0,02 à 0,08 mg/kg, par rapport à des concentrations en mercure dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude de 0,05 mg/kg (sol agricole moyen) et de 1 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998).

Les valeurs de BCF proposées par Pinet et al. (2003) varient entre 0,050 et 0,900.

La valeur de 0,900, correspondant au BCF maximum observé, est retenue dans le cadre de la présente étude. Elle correspond à la valeur la plus pénalisante.

## **Nickel**

Le sol étudié par Pinet et al. (2003) a une concentration en nickel variant de 7,9 à 69,0 mg/kg, par rapport à des concentrations en nickel dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude de 20,4 mg/kg (sol agricole moyen) et de 50 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998).

Les valeurs de BCF proposées par Pinet et al. (2003) varient entre 0,072 et 0,177.

La valeur de 0,177, correspondant au BCF maximum observé, est retenue dans le cadre de la présente étude. Elle correspond à la valeur la plus pénalisante.

## **Plomb**

Le sol étudié par Pinet et al. (2003) a une concentration en plomb variant de 17,4 à 53,3 mg/kg, à comparer avec les concentrations des sols considérés par la présente étude de 25,6 mg/kg (sol agricole moyen) et de 100 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998).

Les valeurs de BCF proposées par Pinet et al. (2003) varient entre 0,009 et 0,052.

La valeur de 0,052, correspondant au BCF maximum observé, est retenue dans le cadre de la présente étude. Elle correspond à la valeur la plus pénalisante.

## **Zinc**

Le sol étudié par Pinet et al. (2003) a une concentration en zinc variant de 26,2 à 158 mg/kg, à comparer avec les concentrations en zinc dans le sol considéré dans le cadre de la présente étude de 59 mg/kg (sol agricole moyen) et de 300 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998).

Les valeurs de BCF proposées par Pinet et al. (2003) varient entre 1,45 et 1,95.

La valeur de 1,95, correspondant au BCF maximum observé, est retenue dans le cadre de la présente étude. Elle correspond à la valeur la plus pénalisante.

## **BLE**

Les deux sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1 %. Les teneurs en ETM dans les deux sols étudiés diffèrent : dans un cas, il s'agit des teneurs médianes rencontrées dans les sols agricoles français ; dans l'autre cas, il s'agit des teneurs limites réglementaires dans les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998

### **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

Plusieurs études proposent des valeurs de BCF pour la partie grain du blé cultivé sur des parcelles amendées par des boues : Gilani et al. (2003), McIntyre et al. (1977), Nogales et al. (1997), Hooda et al. (1997), Hooda and Alloway (1996), Toullec (2003).

L'étude de Gilani et al. (2003) ne précise pas la nature des sols expérimentés. Il apparaît cependant que les concentrations en chrome et nickel (seuls ETM étudiés) dans ces sols correspondent à des teneurs rencontrées dans des sols pollués. Les valeurs de BCF associées ne seront donc pas examinées.

L'étude de Hooda et al. (1997) ne précise pas la nature des sols étudiés ; leur pH varie entre 4,2 et 7,4 et leur teneur en matières organiques varie entre 3,3% et 3,8%. Il apparaît toutefois que les concentrations en ETM (cadmium, cuivre, nickel, plomb et zinc) dans ces

sols sont extrêmement faibles, et ne correspondent pas du tout aux valeurs présentes dans les sols amendés dans le cadre du présent rapport. Les valeurs de BCF associées ne seront donc pas examinées.

L'étude de McIntyre et al. (1977) fait référence à un sol argileux présentant un pH de 6,0 (la teneur en matières organiques n'étant pas précisée). L'étude de Nogales et al. (1997) porte sur un sol sablo-limoneux de pH égal à 7,6 et de teneur en matières organiques égale à 3,3%. L'étude de Hooda and Alloway (1996) concerne un sol limono-argileux de pH variant entre 6,0 et 6,5 (la teneur en matières organiques n'étant pas précisée). L'étude de Toullec (2003) fait référence à sols limono-argileux, de pH compris entre 7,3 et 7,9, et de teneur en matières organiques comprise entre 2,8 et 3,6%. Les valeurs de BCF associées à ces quatre études seront examinées, en privilégiant toutefois celles issues de Nogales et al. (1997) et Toullec (2003) dans la mesure où les sols sur lesquels elles ont été déterminées sont proches des sols amendés destinés à la culture du blé.

### **Cadmium**

Nogales et al. (1997) ne proposent pas de valeurs de BCF pour le cadmium.

Les sols étudiés par Toullec (2003) ont des teneurs en cadmium variant entre 0,89 et 1,15 mg/kg, à comparer avec les concentrations des sols considérés par la présente étude de 0,3 mg/kg (sol agricole moyen) et de 2 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998).

Le sol étudié par McIntyre et al. (1977) a une teneur en cadmium de 7,6 µg/kg, et les auteurs proposent une valeur de BCF de 0,053. Les sols étudiés par Hooda and Alloway (1996) ont une concentration en cadmium de 3,35 mg/kg, et les auteurs proposent des BCF allant de 0,218 à 0,250.

L'ensemble des données disponible apparaît cohérent. La valeur retenue dans le cadre de la présente étude est la valeur la plus pénalisante proposée par Toullec (2003), à savoir 0,170.

### **Chrome**

Nogales et al. (1997) ne proposent pas de valeurs de BCF pour le chrome.

Les sols étudiés par Toullec (2003) ont des teneurs en chrome variant entre 44,6 et 50,5 mg/kg, à comparer avec les concentrations des sols considérés par la présente étude de 37,6 mg/kg dans le cas des sols agricoles français moyens et de 150 mg/kg dans le cas des seuils réglementaires sur les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998.

McIntyre et al. (1977) ainsi que Hooda and Alloway (1996) ne proposent pas de valeurs de BCF pour le chrome.

La valeur retenue dans le cadre de la présente étude est la valeur la plus pénalisante proposée par Toullec (2003), à savoir 0,004.

### **Cuivre**

Nogales et al. (1997) ne proposent pas de valeurs de BCF pour le cuivre.

Les sols étudiés par Toullec (2003) ont des teneurs en cuivre variant entre 7,8 et 9,4 mg/kg, par rapport à des concentrations en cuivre dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude de 13,8 mg/kg (sol agricole moyen) et 100 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998)..

Le sol étudié par McIntyre et al. (1977) a une teneur en cuivre de 325 µg/kg, et les auteurs proposent une valeur de BCF de 0,025. Les sols étudiés par Hooda and Alloway (1996) ont une concentration en cuivre de 41,1 mg/kg, et les auteurs proposent des BCF allant de 0,078 à 0,081.

L'ensemble des données disponible n'apparaît pas convergent. La valeur retenue dans le cadre de la présente étude est la valeur la plus pénalisante proposée par Toullec (2003), à savoir 0,587.

### **Mercure**

Nogales et al. (1997) ne proposent pas de valeurs de BCF pour le mercure.

Les sols étudiés par Toullec (2003) ont des teneurs en mercure variant entre 0,11 et 0,13 mg/kg, par rapport à des concentrations en mercure dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude de 0,05 mg/kg (sol agricole moyen) et de 1 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998). Les valeurs de BCF proposées varient entre 0,001 et 0,020.

McIntyre et al. (1977) ainsi que Hooda and Alloway (1996) ne proposent pas de valeurs de BCF pour le mercure.

La valeur retenue dans le cadre de la présente étude est la valeur la plus pénalisante proposée par Toullec (2003), à savoir 0,020.

### **Nickel**

Les sols étudiés par Toullec (2003) ont des teneurs en nickel variant entre 42,3 et 48,2 mg/kg, par rapport à des concentrations en nickel dans les sols considérés dans le cadre de la présente étude de 20,4 mg/kg (sol agricole moyen) et de 50 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998). Les valeurs de BCF proposées varient entre 0,002 et 0,007.

Le sol étudié par Nogales et al. (1997) a une concentration en nickel de 38 mg/kg, et les auteurs proposent une valeur de BCF de 0,002.

McIntyre et al. (1977) ne proposent pas de valeur de BCF pour le nickel. Les sols étudiés par Hooda and Alloway (1996) ont une concentration en nickel de 13,1 mg/kg, et les auteurs proposent des BCF allant de 0,234 à 0,258.

L'ensemble des données disponible n'apparaît pas convergent. La valeur retenue dans le cadre de la présente étude est la valeur la plus pénalisante proposée par Toullec (2003), à savoir 0,007.

### **Plomb**

Les sols étudiés par Toullec (2003) ont des teneurs en plomb variant entre 43,0 et 46,3 mg/kg, à comparer avec les concentrations des sols considérés par la présente étude de 25,6 mg/kg (sol agricole moyen) et de 100 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998). Les valeurs de BCF proposées varient entre 0,004 et 0,006.

Le sol étudié par Nogales et al. (1997) a une concentration en plomb de 116 mg/kg, et les auteurs proposent une valeur de BCF de 0,002.

McIntyre et al. (1977) ne proposent pas de valeur de BCF pour le plomb. Les sols étudiés par Hooda and Alloway (1996) ont une concentration en plomb de 63,5 mg/kg, et les auteurs proposent des BCF allant de 0,005 à 0,009.

L'ensemble des données disponible apparaît cohérent. La valeur retenue dans le cadre de la présente étude est la valeur la plus pénalisante proposée par Toullec (2003), à savoir 0,006.

### **Zinc**

Nogales et al. (1997) ne proposent pas de valeurs de BCF pour le zinc.

Les sols étudiés par Toullec (2003) ont des teneurs en zinc variant entre 108,9 et 121,8 mg/kg, à comparer avec les concentrations en zinc dans le sol considéré dans le

cadre de la présente étude est de 59 mg/kg (sol agricole moyen) et de 300 mg/kg (arrêté du 8 janvier 1998). Les valeurs de BCF proposées varient entre 0,210 et 0,325.

Le sol étudié par McIntyre et al. (1977) a une teneur en zinc de 662 µg/kg, et les auteurs proposent une valeur de BCF de 0,160. Les sols étudiés par Hooda and Alloway (1996) ont une concentration en zinc de 150 mg/kg, et les auteurs proposent des BCF allant de 0,503 à 0,580.

L'ensemble des données disponible n'apparaît pas convergent. La valeur retenue dans le cadre de la présente étude est la valeur la plus pénalisante proposée par Toullec (2003), à savoir 0,587.

## **ORGE**

Les deux sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1 %. Les teneurs en ETM dans les deux sols étudiés diffèrent : dans un cas, il s'agit des teneurs médianes rencontrées dans les sols agricoles français ; dans l'autre cas, il s'agit des teneurs limites réglementaires dans les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998

### **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

Plusieurs études proposent des valeurs de BCF pour la partie grain de l'orge cultivé sur des parcelles amendées par des boues : Gilani et al. (2003), Bergkvist et al. (2003), Tremel (1998) et Dudka et al. (1996).

L'étude de Gilani et al. (2003) ne précise pas la nature des sols expérimentés. Il apparaît cependant que les concentrations en chrome et nickel (seuls ETM étudiés) dans ces sols correspondent à des teneurs rencontrées dans des sols pollués. Les valeurs de BCF associées ne seront donc pas examinées.

L'étude de Bergkvist et al. (2003) fait référence à un sol limono-argileux présentant un pH compris entre 6,3 et 6,6 et une teneur en matières organiques de l'ordre de 1,5%. L'étude de Tremel (1998) concerne des sols dont le pH vaut 6,5 et la teneur en matières organique est égale à 1,44%. L'étude de Dudka et al. (1996) porte sur des sols de type sableux. Certains de ces sols, dont le pH est compris entre 6,4 et 7,6 et la teneur en matières organiques entre 0,54 et 1,05, ont des concentrations en ETM compatibles avec les teneurs habituellement rencontrées dans les sols agricoles.

Les valeurs de BCF associées à ces trois dernières études seront examinées.

### **Cadmium**

Les sols étudiés par Dudka et al. (1996) ont des teneurs en cadmium comprises entre 2,7 et 6 mg/kg. Les auteurs proposent des valeurs de BCF variant de 0,078 à 0,100. L'étude de Bergkvist et al. (2003) fournit une valeur de BCF de 0,039, pour des concentrations en cadmium dans les sols de 0,76 mg/kg. Tremel (1998) ne propose pas de valeur de BCF pour le cadmium.

Bien que les propriétés du sol étudié par Bergkvist et al. (2003) soient les plus proches des caractéristiques pédologiques considérées dans la présente étude, la valeur retenue est la plus pénalisante, à savoir la valeur de 0,100 proposée par Dudka et al. (1996).

### **Chrome**

Parmi les trois références bibliographiques ayant étudié le transfert des éléments traces vers les grains d'orge issus de parcelles amendées par des boues, seul Tremel (1998)

fournit une valeur de BCF pour le chrome. Elle vaut 0,0093 et est obtenue à partir de cultures sur un sol dont la teneur en chrome est égale à 10,8 mg/kg.

### **Cuivre**

Aucune étude impliquant des épandages de boues ne fournit de valeur de BCF pour le cuivre. A défaut, des études réalisées sur des sols non amendés par des boues ont été consultées. Ainsi, Pinet et al. (2003) ont étudié des sols dont le pH eau est compris entre 6,3 et 8,1 et dont les concentrations en cuivre sont égales à 11,6 mg/kg. Ils proposent des valeurs de BCF pour le cuivre comprises entre 0,374 et 0,541.

La valeur retenue dans la présente étude est la plus pénalisante, à savoir 0,541.

### **Mercure**

De même que pour le cuivre, l'absence d'étude fournissant des valeurs de BCF pour le mercure en présence de boues a conduit à consulter des études réalisées sur des sols non amendés par des boues. Ainsi, Pinet et al. (2003) ont étudié des sols dont le pH est compris entre 6,5 et 8,1, et dont les concentrations en mercure dans les sols sont égales à 0,02 mg/kg. Ils proposent des valeurs de BCF pour le mercure comprises entre 0,019 et 0,7.

La valeur la plus pénalisante (0,7) est donc retenue dans la présente étude.

### **Nickel**

Parmi les trois références bibliographiques ayant étudié le transfert des éléments traces vers les grains d'orge issus de parcelles amendées par des boues, seul Tremel (1998) fournit une valeur de BCF pour le nickel. Elle vaut 0,02 et est obtenue à partir de cultures sur un sol dont la teneur en chrome est égale à 12 mg/kg.

### **Plomb**

Les sols étudiés par Dudka et al. (1996) ont des teneurs en plomb comprises entre 123 et 260 mg/kg. Les auteurs proposent des valeurs de BCF comprises entre 0,003 et 0,006. L'étude de Tremel (1998) fournit une valeur de BCF de 0,02, pour une concentrations en plomb dans le sol de 18,9 mg/kg. Bergkvist et al. (2003) ne proposent pas de valeur de BCF pour le plomb.

La valeur retenue dans la présente étude est la plus pénalisante, à savoir la valeur de 0,02 proposée par Tremel (1998).

### **Sélénium**

Aucune étude impliquant des épandages de boues ne fournit de valeur de BCF pour le sélénium. A défaut, des études réalisées sur des sols non amendés par des boues ont été consultées. Ainsi, Pinet et al. (2003) ont étudié des sols dont le pH eau est compris entre 6,5 et 8,1, et dont les concentrations en sélénium sont égales à 0,26 mg/kg. Ils proposent une valeur de BCF pour le sélénium égale à 0,385.

Cette valeur (0,385) est retenue dans la présente étude.

### **Zinc**

Parmi les trois références bibliographiques ayant étudié le transfert des éléments traces vers les grains d'orge issus de parcelles amendées par des boues, seul Dudka et al. (1996) fournit des valeurs de BCF pour le zinc. Elles sont comprises entre 0,13 et 0,15 pour des sols dont la concentration en zinc (328,1 mg/kg) est caractéristique de sols agricoles moyens. La valeur retenue est la plus pénalisante, à savoir 0,15.

## TOURNESOL

Les deux sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1 %. Pour cette plante, une seule source bibliographique a pu être utilisée (Toullec, 2003).

### **Cadmium**

Les sols considérés par Toullec (2003) présentent des concentrations en cadmium variant entre 0,89 et 1,14 mg/kg. Au regard des données fournies pour les gammes de concentration moyennes à l'échelle de la France, et des données disponibles quant aux valeurs limites de concentrations en ETM maximales admises dans les sols, l'ordre de grandeur de l'ensemble des valeurs de concentration est adapté à la situation analysée dans le présent rapport. La valeur de BCF retenue est la valeur la plus pénalisante obtenue dans le cadre de cette étude et vaut 0,54.

### **Chrome**

Les sols étudiés dans le cadre de l'étude publiée par Toullec en 2003 présentent des concentrations en chrome voisine de la concentration moyenne admise pour les sols français. La valeur de BCF retenue correspond à la valeur obtenue la plus contraignante et s'élève à 0,0081 pour un sol présentant une concentration en chrome égale à 44,57 mg/kg.

### **Cuivre**

En ce qui concerne le cuivre, les concentrations des sols retenus par Toullec dans le cadre de son étude présentent des concentrations quelque peu inférieures à la valeur admise comme moyenne représentative des sols français (les concentrations se situent entre 7,8 et 9,4 mg/kg pour une médiane pour les sols français voisine des 14 mg/kg). A défaut d'être parvenu à trouver une source bibliographique plus pertinente, la valeur de BCF retenue parmi celles obtenues par Toullec (2003) est la valeur la plus contraignante, à savoir 1,68. Cette valeur a été obtenue pour un sol ayant une concentration en cuivre valant 8 mg/kg.

### **Mercure**

Comme pour le cas du cuivre, les concentrations en mercure des sols retenus dans le cadre de l'étude de Toullec (2003) sont un peu faibles par rapport à la valeur moyenne pour l'ensemble des sols français (cette valeur est en moyenne 5 fois supérieure aux concentrations des sols retenus dans l'étude de Toullec). De nouveau, et à défaut d'une source bibliographique plus pertinente, c'est la valeur de BCF, obtenue dans le cadre de cette étude, la plus pénalisante qui a été retenue dans le cadre de notre travail. Cette valeur est de 0,0028.

### **Nickel**

Supérieures (d'environ deux fois) à la valeur moyenne admise pour l'ensemble des sols français, les concentrations en nickel des sols étudiés par Toullec (2003) sont également voisines (en limite inférieure) à la valeur limite fixée par la réglementation (entre 42,33 et 48,2 mg/kg pour une valeur limite réglementaire de 50 mg/kg). A défaut de toute autre référence bibliographique, et afin de mener à bien notre étude, nous avons choisi une nouvelle fois de retenir parmi l'ensemble des valeurs de BCF obtenues par Toullec, la valeur de BCF la plus contraignante, à savoir approximativement 0,032.

## **Plomb**

Comme pour le cas du nickel, les valeurs de concentrations déterminées pour les sols étudiés par Toullec sont en moyenne deux fois supérieures à la concentration moyenne retenue pour les sols français (valant 25,6 mg/kg). Ces valeurs étant inférieures à la limite tolérée par la réglementation (100 mg/kg), et en l'absence de références bibliographiques plus pertinentes, nous avons retenu dans le cadre de notre étude, la valeur de BCF obtenue la plus pénalisante (0,005).

## **Zinc**

D'une façon plus marquée que pour les cas du nickel tout d'abord puis du plomb, les concentrations en zinc dans les sols étudiés par Toullec (2003) (entre 108,87 et 121,8 mg/kg) sont supérieures à la valeur moyenne française (avec un rapport d'environ 4). En adoptant le même que pour les deux ETM précédents, la valeur de BCF retenue est la valeur la plus pénalisante (0,55).

## **POMME DE TERRE**

Les deux sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1%.

### **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

Deux études bibliographiques sont disponibles en ce qui concerne la détermination des facteurs de bioconcentration chez la pomme de terre. Samsøe-Petersen et al. (2002) se sont intéressés à la détermination des valeurs de BCF sur des sols non amendés, et pour lesquels aucune information sur leur nature et leurs caractéristiques physicochimiques n'est précisée. En revanche, une étude de Dudka et al. (1996) pour le cadmium, le plomb et le zinc seulement, s'intéresse à la détermination de ces valeurs pour des sols sableux, amendés ou non, présentant des valeurs de pH comprises entre 6,4 et 7,9, pour une teneur en matières organiques comprise entre 0,30 et 1,19%.

### **Cadmium**

Des valeurs de BCF ayant été déterminées par Dudka et al. (1996) pour des parcelles amendées, les valeurs fournies par Samsøe-Petersen (2002) n'ont pas été considérées. Parmi l'ensemble des cas étudiés par Dudka et al. (1996) en ce qui concerne les parcelles amendées, et pour lesquels les concentrations en cadmium des sols considérés s'étendent entre 2,70 et 80,40 mg/kg, seules les valeurs obtenues pour des sols peu concentrés (entre 2,70 et 6,00 mg/kg) ont été retenues. Parmi ces valeurs, c'est la plus contraignante qui est retenue : 0,2037.

### **Chrome**

A défaut d'étude réalisée pour des parcelles amendées, ce sont les valeurs de l'étude de Samsøe-Petersen et al. (2002) (les seules disponibles pour le chrome) qui ont été utilisées. En ignorant les sols les plus concentrés en chrome, c'est la valeur de BCF la plus contraignante parmi l'ensemble des valeurs disponibles qui est retenue, à savoir : 0,0047. Les concentrations en chrome des sols étudiés dans le cadre de l'étude de Samsøe-Petersen et al. (2002) sont comprises entre 6,6 et 11 mg/kg.

## **Cuivre**

Comme pour le cas du chrome, aucune donnée de BCF pour le cuivre, en ce qui concerne des sols amendés, n'est disponible. A défaut, c'est donc l'étude de Samsøe-Petersen et al. (2002) qui est utilisée. En adoptant la même démarche, c'est la valeur de BCF la plus contraignante obtenue qui est retenue pour notre étude. Cette valeur vaut 0,284, pour des concentrations en cuivre dans les sols étudiés comprises entre 4,5 et 38 mg/kg.

## **Nickel**

A l'exemple des cas décrits pour le chrome et le cuivre, il n'y a pas de valeurs de BCF déterminées pour le nickel chez la pomme de terre en ce qui concerne les sols amendés. A défaut, l'étude de Samsøe-Petersen et al. (2002) est utilisée, et donne comme valeur la plus pénalisante : 0,021, pour des concentrations en nickel des les sols considérés dans le cadre de cette étude comprises entre 4,1 et 8,3 mg/kg.

## **Plomb**

Des valeurs de BCF pour des parcelles amendées étant disponibles chez Dudka et al. (1996), ce sont ces valeurs qui ont été retenues pour parvenir à déterminer une valeur de BCF représentative pour la pomme de terre. Parmi l'ensemble des données disponibles, seules les valeurs de BCF obtenues pour des sols non fortement concentrés (la gamme des concentrations en plomb des sols étudiés par Dudka et al. (1996) s'étendant entre 123 et 4474,6 mg/kg pour les parcelles amendées) ont été retenues. Ainsi, cette sélection permet d'isoler une seule valeur : 0,0016.

## **Zinc**

Comme pour les cas du cadmium et du plomb, la valeur de BCF est déterminée à partir de l'étude de Dudka et al. (1996) réalisée pour des sols amendés. La valeur de BCF retenue (0,09) est celle obtenue pour le sol amendé le moins concentré en zinc, les valeurs de concentrations des sol étudiés étant comprises dans l'intervalle 328,10 – 9535,80 mg/kg.

## **Etudes disponibles sur les composés traces organiques**

Une seule étude réalisée sur des parcelles non amendées présentant des valeurs de pH comprises entre 8,1 et 9,4, pour des teneurs en argile variant entre 7,8 et 19%, a pu être utilisée, car elle s'avère être a priori la seule étude disponible pour la détermination des facteurs de bioconcentration des CTO chez la pomme de terre (Samsøe-Petersen et al., 2002).

Dans le cas des trois composés traces organiques étudiés (le fluoranthène, le benzo[b]fluoranthène et le benzo[a]pyrène), le choix d'une valeur de BCF parmi l'ensemble de celles obtenues lors de l'étude utilisée, repose sur la sélection d'une valeur (la plus pénalisante possible) au maximum représentative d'un sol moyen français type. Ainsi, les cas où les valeurs de pH sont trop élevées, ou bien où les concentrations des sols en chacun des composés sont trop importantes (c'est-à-dire les sols fortement contaminés), ne sont pas retenus pour notre étude. Parmi les cas restant disponibles après sélection, c'est la plus forte valeur de BCF (valeur la plus contraignante) qui est retenue.

## **Fluoranthène**

Dans le cas du fluoranthène, les concentrations des sols étudiés varient entre 0,073 et 2,4 mg/kg. En respectant la démarche décrite ci-dessus, la valeur de BCF retenue pour est 0,00093.

### **Benzo[b]fluoranthène**

Les sols considérés dans le cadre de l'étude de Samsøe-Petersen (2002), présentent des concentrations en benzo[b]fluoranthène variant entre 0,031 et 1,3 mg/kg. La valeur de BCF la plus contraignante, retenue est d'environ 0,00163.

### **Benzo[a]pyrène**

Pour le benzo[a]pyrène, les concentrations des sols pris en compte dans l'étude de Samsøe-Petersen (2002) sont comprises dans l'intervalle 0,049 – 1,4 mg/kg. La valeur de BCF la plus pénalisante est de 0,000909.

## **PRAIRIE / FOURRAGE**

Les deux sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1%.

### **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

Les données de BCF relatives à des prairies amendées par des boues font défaut. Deux études proposent des valeurs de BCF pour le fourrage issu de parcelles amendées par des boues : Baxter et al. (1980) et McBride et Cherney (2004).

L'étude de Baxter et al. (1980) concerne des sols limono-argileux de pH égal à 7.

Les sols (type, pH et teneur en matières organiques) sur lesquels porte l'étude de McBride et Cherney (2004) ne sont pas décrits.

Les valeurs issues de ces deux sources seront analysées.

### **Cadmium**

Les sols étudiés par Baxter et al. (1980) ont des teneurs en cadmium comprises entre 0,43 et 1,45 mg/kg. Les auteurs proposent des valeurs de BCF variant de 0,74 à 8,605. McBride et Cherney (2004) ne proposent pas de valeur de BCF pour le cadmium.

La valeur retenue dans le cadre de la présente étude est la valeur la plus pénalisante, à savoir la valeur de 8,605 proposée par Baxter et al. (1980).

### **Chrome**

La bibliographie ne fournit pas de valeur de BCF pour le chrome, que ce soit pour le fourrage ou pour la prairie. Une valeur de BCF calculée devra donc être utilisée.

### **Cuivre**

Les sols étudiés par Baxter et al. (1980) ont des teneurs en cuivre comprises entre 8,6 et 11 mg/kg. Les auteurs proposent des valeurs de BCF variant de 1,136 à 2,558. McBride et Cherney (2004) ne proposent pas de valeur de BCF pour le cuivre.

La valeur retenue dans le cadre de la présente étude est la valeur la plus pénalisante, à savoir la valeur de 2,558 proposée par Baxter et al. (1980).

### **Mercure**

La bibliographie ne fournit pas de valeur de BCF pour le mercure, que ce soit dans le fourrage ou dans la prairie. Une valeur de BCF calculée devra donc être utilisée.

## **Nickel**

Les sols étudiés par Baxter et al. (1980) ont des teneurs en nickel comprises entre 6 et 21,8 mg/kg. Les auteurs proposent des valeurs de BCF variant de 0,128 à 2,583. McBride et Cherney (2004) proposent des valeurs de BCF variant de 0,02 à 0,44, pour des concentrations en nickel dans les sols étudiés comprises entre 9,1 et 29,3 mg/kg.

La valeur retenue dans le cadre de la présente étude est la valeur la plus pénalisante, à savoir la valeur de 2,583 proposée par Baxter et al. (1980).

## **Plomb**

Les sols étudiés par Baxter et al. (1980) ont des teneurs en plomb comprises entre 14,2 et 36,2 mg/kg. Les auteurs proposent des valeurs de BCF variant de 0,021 à 0,282. McBride et Cherney (2004) ne proposent pas de valeur de BCF pour le plomb.

La valeur retenue dans le cadre de la présente étude est la valeur la plus pénalisante, à savoir la valeur de 0,282 proposée par Baxter et al. (1980).

## **Sélénium**

Aucune étude impliquant des épandages de boues ne fournit de valeur de BCF pour le sélénium. A défaut, des études réalisées sur des sols non amendés par des boues et utilisés en prairie ont été consultées. Ainsi, Wu et al. (2000) ont étudié des sols dont le pH eau est compris entre 7,1 et 7,9. Les concentrations totales en sélénium, obtenues en sommant les différentes formes chimiques du sélénium dans les sols, sont comprises entre 6 et 35 mg/kg. Les valeurs de BCF pour la prairie calculées à partir de ces résultats sont comprises entre 0,111 et 2,277.

La valeur retenue dans le cadre de la présente étude est la plus pénalisante, à savoir 2,277.

## **Zinc**

Les sols étudiés par Baxter et al. (1980) ont des teneurs en zinc comprises entre 40 et 93 mg/kg. Les auteurs proposent des valeurs de BCF variant de 0,82 à 3,825.

McBride et Cherney (2004) proposent des valeurs de BCF variant de 0,32 à 1,16, pour des concentrations en zinc dans les sols étudiés comprises entre 30 et 94,5 mg/kg.

La valeur retenue dans le cadre de la présente étude est la valeur la plus pénalisante, à savoir la valeur de 3,825 proposée par Baxter et al. (1980).

## **RAY GRASS ITALIEN**

Les deux sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1%.

### **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

Une étude, menée par Davis (1979), fournit des valeurs de BCF pour le ray grass cultivé sur des parcelles amendées par des boues. Les sols expérimentés présentent un pH compris entre 5,5 et 6,6 et une teneur en matières organiques comprise entre 3,3 et 5,1. La nature de ces sols n'est pas précisée. Cette étude fournit uniquement des BCF pour le cuivre, le nickel et le zinc.

## **Cadmium**

Aucune étude impliquant des épandages de boues ne fournit de valeur de BCF pour le cadmium. A défaut, des études réalisées sur des sols non amendés par des boues ont été consultées.

Ainsi, Pinet et al. (2003) proposent des valeurs de BCF pour le cadmium comprises entre 0,532 et 4,489, pour des sols dont le pH vaut 6,6 et la concentration en cadmium est égale à 0,47 mg/kg. Les BCF (de l'ordre de 4,5) pour lesquels aucune donnée sur le sol n'étaient fournies n'ont pas été prises en compte. Par ailleurs, Sauvé et al. (1996) ont également proposé des BCF pour le cadmium en l'absence d'épandage de boues, mais celles-ci, inférieures ou égales à 0,733, correspondent à des concentrations dans le sol caractéristiques de sols pollués.

La valeur la plus pénalisante fournie par Pinet et al. (2003) (4,489) est retenue dans la présente étude.

## **Chrome**

Aucune étude impliquant des épandages de boues ne fournit de valeur de BCF pour le chrome. A défaut, des études réalisées sur des sols non amendés par des boues ont été consultées. Ainsi, Pinet et al. (2003) ont étudié des sols dont la concentration en chrome est égale à 6,6 mg/kg. Ils proposent des valeurs de BCF pour le chrome comprises entre 0,052 et 0,249.

La valeur la plus pénalisante (0,249) est retenue dans la présente étude.

## **Cuivre**

Les valeurs de BCF pour le cuivre fournies par Davis (1979) sont comprises entre 0,09 et 0,14, une fois exclues les valeurs issues de sols dont le pH ou la concentration en cuivre en sont pas compatibles avec les sols du plan d'épandage de boues industrielles étudié. Les sols à partir desquels ces valeurs de BCF ont été obtenues présentent des teneurs en cuivre variant de 128 à 197 mg/kg.

La valeur retenue est la plus pénalisante. Il s'agit de la valeur de 0,14.

## **Mercure**

La bibliographie ne fournit pas de valeur de BCF pour le mercure. Une valeur de BCF calculée devra donc être utilisée.

## **Nickel**

Les valeurs de BCF pour le nickel fournies par Davis (1979) sont comprises entre 0,05 et 0,29, une fois exclues les valeurs issues de sols dont le pH ou la concentration en nickel en sont pas compatibles avec les sols du plan d'épandage de boues industrielles étudié. Les sols à partir desquels ces valeurs de BCF ont été obtenues présentent des teneurs en nickel variant de 23 à 72 mg/kg.

La valeur retenue est la plus pénalisante. Il s'agit de la valeur de 0,29.

## **Plomb**

Aucune étude impliquant des épandages de boues ne fournit de valeur de BCF pour le plomb. A défaut, des études réalisées sur des sols non amendés par des boues ont été consultées. Ainsi, Pinet et al. (2003) ont étudié des sols dont le pH eau est égal à 6,6 et dont les concentrations en plomb sont égales à 25,9 mg/kg. Ils proposent des valeurs de BCF pour le plomb comprises entre 0,001 et 0,025.

La valeur la plus pénalisante (0,025) est retenue dans la présente étude.

## **Sélénium**

La bibliographie ne fournit pas de valeur de BCF pour le sélénium.

## **Zinc**

Les valeurs de BCF pour le zinc fournies par Davis (1979) sont comprises entre 0,32 et 0,69, une fois exclues les valeurs issues de sols dont le pH ou la concentration en zinc ne sont pas compatibles avec les sols du plan d'épandage de boues industrielles étudié. Les sols à partir desquels ces valeurs de BCF ont été obtenues présentent des teneurs en zinc variant de 94 à 330 mg/kg.

La valeur retenue est la plus pénalisante. Il s'agit de la valeur de 0,69.

## **CHICOREE**

Les deux sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1 %. Les teneurs en ETM dans les deux sols étudiés diffèrent : dans un cas, il s'agit des teneurs médianes rencontrées dans les sols agricoles français ; dans l'autre cas, il s'agit des teneurs limites réglementaires dans les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998

### **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

En l'absence d'études fournissant des BCF spécifiques à la chicorée, le choix a été fait d'assimiler la chicorée à de la laitue et d'appliquer les valeurs de BCF disponibles pour la laitue au cas de la chicorée. Deux études fournissent des BCF pour la laitue en situation d'épandage de boues. John et Van Laerhoven (1976) déterminent des BCF en vase expérimental sur des sols limoneux dont le pH est compris entre 5,6 et 6,5 et la teneur en matières organiques est égale à 3,5%. L'étude de McIntyre et al. (1977) fait référence à un sol argileux présentant un pH de 6,0 (la teneur en matières organiques n'étant pas précisée).

Ces études fournissant des BCF pour le cadmium, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc.

Des BCF sont également disponibles pour les dioxines (Muller et al., 1994) et le DEHP (O'Connor, 1996).

## **Cadmium**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 1 pour une concentration dans le sol de 7,6 µg/kg, à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (0,3 mg/kg) et avec le seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (2 mg/kg). Considérant que ces teneurs ne sont pas du même ordre de grandeur, la valeur de BCF proposée par McIntyre et al. (1977) ne sera pas retenue. John et Van Laerhoven (1976) proposent des valeurs de BCF comprises entre 0,80 et 3,29, pour des teneurs en cadmium dans le sol comprises entre 0,3 et 1,7 mg/kg. Une fois exclues les valeurs obtenues sur des sols dont le pH est inférieur à 6, les valeurs des BCF disponibles s'étalent sur une plage allant de 2,50 à 3,29.

La valeur retenue pour les deux types de sols considérés dans la présente étude est la plus pénalisante. Il s'agit de la valeur de 3,29.

## **Cuivre**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,037 pour une concentration dans le sol de 325 µg/kg. Puisque la teneur dans le sol est très inférieure à celle dans les sols agricoles français moyens (13,8 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (100 mg/kg), il ne sera pas tenu compte de cette valeur. John et Van Laerhoven (1976) proposent deux valeurs de BCF correspondant à des teneurs en cuivre dans le sol de 30,5 mg/kg : l'une de 0,57 est établie sur un sol de pH 5,6, l'autre de 0,42 est établie sur un sol de pH 6,4. Ces deux valeurs semblent cohérentes entre elles.

La valeur correspondant au pH dans le sol le plus proche de la valeur considérée dans le cadre de cette étude est retenue. Il s'agit de la valeur de 0,42.

## **Nickel**

McIntyre et al. (1977) ne proposent pas de valeur de BCF pour le nickel. John et Van Laerhoven (1976) proposent deux valeurs de BCF correspondantes à des teneurs en nickel dans le sol de 6,3 mg/kg : l'une de 0,89 est établie sur un sol de pH 5,6, l'autre de 0,59 est établie sur un sol de pH 6,4. La teneur dans le sol de 6,3 mg/kg est à comparer avec la teneur moyenne en nickel dans les sols agricoles français de 20,4 mg/kg et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 de 50 mg/kg. Ces deux valeurs semblent cohérentes entre elles.

La valeur correspondant au pH dans le sol le plus proche de la valeur considérée dans le cadre de cette étude est retenue. Il s'agit de la valeur de 0,59.

## **Plomb**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,023 pour une concentration dans le sol de 100 µg/kg. Cette teneur en plomb dans le sol est très inférieure à celle dans les sols agricoles français moyens (25,6 mg/kg), et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (100 mg/kg). La valeur de BCF associée ne sera donc pas retenue. John et Van Laerhoven (1976) proposent deux valeurs de BCF correspondant à des teneurs en cuivre dans le sol de 21,6 mg/kg : l'une de 0,24 est établie sur un sol de pH 5,6, l'autre de 0,28 est établie sur un sol de pH 6,4. La valeur de BCF de 0,24 obtenue sur sol acide ne sera pas sélectionnée.

La valeur retenue est la plus pénalisante dans le cas des deux types de sols considérés dans cette étude. Il s'agit de la valeur de 0,28.

## **Zinc**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,35 pour une concentration dans le sol de 662 µg/kg. Puisque la teneur dans le sol est très inférieure à celle dans les sols agricoles français moyens (59 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (300 mg/kg), il ne sera pas tenu compte de cette valeur. John et Van Laerhoven (1976) proposent des valeurs de BCF comprises entre 0,88 et 1,76, pour des teneurs en cadmium dans le sol comprises entre 40,2 et 92 mg/kg. Une fois exclues les valeurs obtenues sur des sols dont le pH est inférieur à 6, les valeurs des BCF disponibles d'étaient sur une plage allant de 1,21 à 1,76. Ces valeurs semblent cohérentes entre elles.

La valeur retenue est la plus pénalisante. Il s'agit de la valeur de 1,76.

## Dioxines

L'étude de Muller et al. (1994) porte sur des sols limono-argileux de pH 6,2, non amendés par des boues et dont les autres caractéristiques ne sont pas précisées. Elle propose des BCF pour les dioxines compris entre 0,005 et 0,035, pour des teneurs dans le sol comprises entre 0,0003 mg/kg et 0,003 mg/kg.

La valeur retenue est la plus pénalisante. Il s'agit de la valeur de 0,035.

## DEHP

L'étude de O'Connor (1996) propose des BCF pour le DEHP compris entre 0,38 et 0,64, pour des teneurs dans le sol comprises entre 2,65 mg/kg et 14,02 mg/kg. Les caractéristiques des sols sur lesquels ces valeurs sont déterminées ne sont pas précisées. Ces valeurs, obtenues sur des sols ayant été amendés par des boues, semblent cohérentes entre elles.

La valeur retenue est la plus pénalisante. Il s'agit de la valeur de 0,64.

## Sélection des facteurs de bioconcentration pour les cultures du jardin

---

Pomme de terre .....	23
Carotte.....	23
Pomme de terre .....	23
Poireau .....	24
Navet .....	25
Radis .....	27
Salade .....	27
Tomate .....	27
Haricot vert .....	28
Chou .....	29
Courgette.....	31
Petit pois .....	31
Fruits .....	33

En ce qui concerne les cultures issues du jardinage, la sélection des BCF est plus sommaire que celle relative aux cultures agricoles car le nombre d'études sources est plus restreint. De ce fait, il est rare de trouver des valeurs de BCF expérimentales obtenues dans des conditions proches des conditions recherchées. Cependant, en l'absence de valeurs plus pertinentes, ces BCF établies dans des conditions pouvant diverger de la situation étudiée dans le présent rapport sont retenues, par prudence scientifique, dans le souci de quantifier malgré tout le transfert vers les végétaux.

## **POMME DE TERRE**

La sélection des BCF de la pomme de terre a déjà été effectuée dans le cadre des cultures réalisées sur les parcelles agricoles.

## **CAROTTE**

### **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

En ce qui concerne la détermination des valeurs de BCF pour la carotte, aucune source bibliographique s'intéressant à des parcelles amendées par des boues n'a pu être trouvée. A défaut, une source traitant de sols non amendés, mais dont les natures exactes n'ont pas été précisées, a été utilisée (Samsoe-Petersen et al., 2002).

### **Cadmium**

Les concentrations en cadmium obtenues pour les sols étudiés par Samsoe-Petersen (2002) sont comprises entre 0,15 et 0,21 mg/kg pour une valeur moyenne pour les sols français estimée à 0,30 mg/kg. Pouvant être considérées comme représentatives des sols français, ces valeurs, également inférieures aux concentrations limites fixées par la réglementation, conduisent à l'obtention de valeurs pour les BCF dans l'intervalle 0,06-0,16. Choissant de retenir dans le cadre de cette étude, les valeurs les plus contraignantes, la valeur retenue pour le BCF est de 0,16.

### **Chrome**

Les valeurs de concentration en chrome des sols étudiés par Samsoe-Petersen (2002) sont comprises entre 6,6 et 11 mg/kg. Bien que ces valeurs soient inférieures aux teneurs rencontrées dans les sols moyens français et limites réglementaires, les valeurs de BCF proposées (et plus exactement la valeur la plus pénalisante : 0,002) sont retenues pour notre étude.

### **Cuivre**

Comprises entre la concentration moyenne estimée pour les sols français et la teneur limite réglementaire dans les sols, les concentrations en cuivre déterminées pour les sols étudiés par Samsoe-Petersen sont retenues pour mener à bien notre étude, et ce en l'absence de toute autre référence bibliographique plus pertinente. La valeur de BCF la plus pénalisante obtenue dans le cadre de l'étude de Samsoe-Petersen (2002) s'élève à 0,026.

### **Nickel**

Les concentrations en nickel des sols de l'étude de Samsoe-Petersen (2002) sont comprises entre 4,1 et 7,1 mg/kg. En moyenne inférieures d'un facteur 4 à la valeur moyenne des sols français (20,4 mg/kg), ces concentrations sont tout de même retenues en l'absence d'une source bibliographique plus pertinente. La valeur de BCF la plus contraignante obtenue pour le nickel est de 0,034.

### **Plomb**

Les valeurs de BCF proposées par Samsoe-Petersen (2002) sont obtenues pour des concentrations dans le sol variant de 7,6 à 69 mg/kg. Ces teneurs sont à comparer avec la valeur moyenne des sols français estimée à 25,6 mg/kg et la teneur limite réglementaire existante (100 mg/kg). La valeur de BCF la plus contraignante retenue est de 0,009.

## **Zinc**

Deux fois supérieures à la valeur moyenne pour les sols français, mais ne dépassant pas la limite réglementaire (300 mg/kg), les valeurs de concentration en zinc mesurées dans les sols choisis pour l'étude de Samsøe-Petersen sont comprises entre 101 et 121 mg/kg. La valeur de BCF la plus pénalisante obtenue dans le cadre de cette étude vaut 0,08.

## **Etudes disponibles sur les composés traces organiques**

Une seule étude réalisée sur des parcelles non amendées présentant des valeurs de pH comprises entre 8,1 et 9,4, pour des teneurs en argile variant entre 7,8 et 19%, a pu être utilisée, car elle s'avère être a priori la seule étude disponible pour la détermination des facteurs de bioconcentration des CTO chez la carotte (Samsøe-Petersen et al., 2002).

Dans le cas des trois composés traces organiques étudiés (le fluoranthène, le benzo[b]fluoranthène et le benzo[a]pyrène), le choix d'une valeur de BCF parmi l'ensemble de celles obtenues lors de l'étude utilisée, repose sur la sélection d'une valeur (la plus pénalisante possible) au maximum représentative d'un sol moyen français type. Ainsi les cas où les valeurs de pH sont trop élevées, ou bien où les concentrations des sols en chacun des composés sont trop importantes (c'est-à-dire les sols fortement contaminés), ne sont pas retenus pour notre étude. Parmi les cas restant disponibles après sélection, c'est la plus forte valeur de BCF (valeur la plus contraignante) qui est retenue.

## **Fluoranthène**

Dans le cas du fluoranthène, les concentrations des sols étudiés varient entre 0,073 et 2,4 mg/kg. En respectant la démarche décrite ci-dessus, la valeur de BCF retenue pour est 0,0037.

## **Benzo[b]fluoranthène**

Les sols considérés dans le cadre de l'étude de Samsøe-Petersen (2002), présentent des concentrations en benzo[b]fluoranthène variant entre 0,031 et 1,3 mg/kg. La valeur de BCF la plus contraignante, retenue et d'environ 0,0044.

## **Benzo[a]pyrène**

Pour le benzo[a]pyrène, les concentrations des sols pris en compte dans l'étude de Samsøe-Petersen (2002) sont comprises dans l'intervalle 0,049 – 1,4 mg/kg. La valeur de BCF la plus pénalisante est de 0,0029.

## **POIREAU**

Les sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1 %. Les teneurs en ETM dans les deux sols étudiés diffèrent : dans un cas, il s'agit des teneurs médianes rencontrées dans les sols agricoles français ; dans l'autre cas, il s'agit des teneurs limites réglementaires dans les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998.

## **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

Aucune référence bibliographique ne fournit de valeur de BCF pour le poireau en situation d'épandage de boues de station d'épuration. Des études relatives au transfert sol-plante dans le cas de sols non amendés ont donc été consultées. Il s'avère qu'une seule étude fournit des BCF pour le poireau à partir de sols non amendés. Il s'agit de l'étude de Pinet et al. (2003) faisant référence à un sol de pH de 7,9 et de teneur en argiles de 12 %, la

teneur en matières organiques n'étant pas précisée. Ainsi des BCF pour le cadmium, le cuivre, le mercure, le plomb et le zinc sont obtenus.

### **Cadmium**

Les valeurs de BCF extraites de l'étude de Pinet et al. (2003) sont comprises entre 1,64 et 2,10, pour une teneur en cadmium dans le sol de 0,42 mg/kg. Cette teneur est à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (0,3 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (2 mg/kg).

La valeur la plus contraignante de 2,1 est retenue dans le cadre de la présente étude.

### **Cuivre**

Les valeurs de BCF extraites de l'étude de Pinet et al. (2003) sont comprises entre 0,541 et 0,598, pour une teneur en cuivre dans le sol de 12,2 mg/kg. Cette teneur est à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (13,8 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (100 mg/kg).

La valeur la plus contraignante de 0,598 est retenue dans le cadre de la présente étude.

### **Mercure**

L'étude de Pinet et al. (2003) propose une seule valeur de BCF pour le mercure. Elle vaut 2,22 et a été déterminée sur un sol dont la concentration en mercure est de 0,09 mg/kg. Cette teneur dans le sol est du même ordre de grandeur que la médiane des teneurs rencontrées dans les sols agricoles français (0,05 mg/kg), mais très inférieure au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (1 mg/kg).

Cette valeur de 2,22, la seule disponible, est retenue dans le cadre de cette étude.

### **Plomb**

Les valeurs de BCF extraites de l'étude de Pinet et al. (2003) sont comprises entre 0,171 et 0,355, pour une teneur en plomb dans le sol de 60,2 mg/kg. Cette teneur est à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (25,6 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (100 mg/kg).

La valeur la plus contraignante de 0,355 est retenue dans le cadre de la présente étude.

### **Zinc**

Les valeurs de BCF extraites de l'étude de Pinet et al. (2003) sont comprises entre 0,171 et 0,355, pour une teneur en zinc dans le sol de 60,2 mg/kg. Cette teneur est à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (59 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (300 mg/kg).

La valeur la plus contraignante de 0,355 est retenue dans le cadre de la présente étude.

## **NAVET**

Les sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1 %. Les teneurs en ETM dans les deux sols étudiés diffèrent : dans un cas, il s'agit des teneurs médianes rencontrées dans les sols agricoles français ; dans l'autre cas, il s'agit des teneurs limites réglementaires dans les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998.

## **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

Une seule étude fournit des BCF pour le navet en situation d'épandage de boues. Il s'agit de l'étude de McIntyre et al. (1977) faisant référence à un sol argileux présentant un pH de 6,0 (la teneur en matières organiques n'est pas précisée). Les valeurs proposées dans cette étude seront donc systématiquement retenues bien qu'elles correspondent à des concentrations en ETM dans le sol très inférieures aux deux cas étudiés. Malgré des conditions de détermination de ces valeurs très différentes des conditions recherchées, ces valeurs, les seules disponibles, sont retenues à titre conservatoire, de façon à quantifier tout de même le transfert vers le navet.

Ainsi des BCF pour le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc ont été obtenus.

Par ailleurs, une étude concernant le transfert des HAP du sol vers les végétaux (Kipopoulou et al., 1999) fournit des valeurs de BCF pour le fluoranthène, le benzo[b]fluoranthène et le benzo[a]pyrène. Ces valeurs ont été établies à partir de l'étude de sols non amendés par les boues, présentant les caractéristiques suivantes : texture limoneuse et limono-sableuse, pH compris entre 6,8 et 8,8, et teneurs en matières organiques variant de 1,1 à 2 %.

### **Cadmium**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,158 pour une concentration dans le sol de 7,6 µg/kg, à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (0,3 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (2 mg/kg).

### **Cuivre**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,052 pour une concentration dans le sol de 325 µg/kg, à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (13,8 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (100 mg/kg).

### **Plomb**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,030 pour une concentration dans le sol de 100 µg/kg. Cette teneur en plomb dans le sol est à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (25,6 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (100 mg/kg).

### **Zinc**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,23 pour une concentration dans le sol de 662 µg/kg. Cette teneur en zinc dans le sol est à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (59 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (300 mg/kg).

### **Fluoranthène**

Kipopoulou et al. (1999) fournissent des valeurs de BCF pour le fluoranthène comprises entre 3,83 et 8,08, pour une teneur dans le sol de 0,005 mg/kg. Bien que ces valeurs aient été établies à partir de l'étude de sols non amendés par les boues, la plus contraignante d'entre elles (8,08) est retenue pour la présente étude.

### **Benzo[b]fluoranthène**

Kipopoulou et al. (1999) fournissent des valeurs de BCF pour le benzo[b]fluoranthène comprises entre 0,45 et 0,54, pour une teneur dans le sol de 0,001 mg/kg. Bien que ces valeurs aient été établies à partir de l'étude de sols non amendés par les boues, la plus contraignante d'entre elles (0,54) est retenue pour la présente étude.

### **Benzo[a]pyrène**

Kipopoulou et al. (1999) fournissent des valeurs de BCF pour le benzo[a]pyrène comprises entre 0,56 et 1,85, pour une teneur dans le sol de 0,0003 mg/kg. Bien que ces valeurs aient été établies à partir de l'étude de sols non amendés par les boues, la plus contraignante d'entre elles (1,85) est retenue pour la présente étude.

### **RADIS**

Aucun BCF n'a été trouvé dans la littérature concernant le radis.

### **SALADE**

Le choix a été fait d'appliquer les valeurs de BCF disponibles pour la laitue au cas général de la salade. Par conséquent les valeurs de BCF retenues pour la salade cultivée dans les jardins sont égales aux valeurs de BCF retenues pour la chicorée cultivée sur parcelles agricoles.

### **TOMATE**

Les sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1 %. Les teneurs en ETM dans les deux sols étudiés diffèrent : dans un cas, il s'agit des teneurs médianes rencontrées dans les sols agricoles français ; dans l'autre cas, il s'agit des teneurs limites réglementaires dans les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998.

### **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

Une seule étude fournit des BCF pour la tomate en situation d'épandage de boues. Il s'agit de l'étude de McIntyre et al. (1977) faisant référence à un sol argileux présentant un pH de 6,0 (la teneur en matières organiques n'est pas précisée). Les valeurs proposées dans cette étude seront donc systématiquement retenues bien qu'elles correspondent à des concentrations en ETM dans le sol très inférieures aux deux cas étudiés. Malgré des conditions de détermination de ces valeurs très différentes des conditions recherchées, ces valeurs, les seules disponibles, sont retenues à titre conservatoire, de façon à quantifier tout de même le transfert vers la tomate.

Ainsi des BCF pour le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc.

### **Cadmium**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,105 pour une concentration dans le sol de 7,6 µg/kg, à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (0,3 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (2 mg/kg).

## **Cuivre**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,092 pour une concentration dans le sol de 325 µg/kg, à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (13,8 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (100 mg/kg).

## **Mercure**

McIntyre et al. (1977) ne proposent pas de valeur de BCF pour le mercure. Des valeurs sont cependant proposées pour des sols n'ayant pas subi d'épandage par Wiersma et al. (1986): elles sont comprises entre 0,001 et 0,024 pour des teneurs dans le sol de 0,02 mg/kg. Ces teneurs dans le sol sont du même ordre de grandeur que la médiane des teneurs rencontrées dans les sols agricoles français (0,05 mg/kg) mais très inférieure au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (1 mg/kg).

La valeur de BCF retenue est donc la plus pénalisante, à savoir 0,024.

## **Plomb**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,010 pour une concentration dans le sol de 100 µg/kg. Cette teneur en plomb dans le sol est à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (25,6 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (100 mg/kg). Il est à noter que cette valeur est obtenue sur un sol non amendé par des boues. Les conditions dans lesquelles elle a été déterminée sont donc très différentes des conditions recherchées.

## **Zinc**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,11 pour une concentration dans le sol de 662 µg/kg. Cette teneur en zinc dans le sol est à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (59 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (300 mg/kg).

## **HARICOT VERT**

Les sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1 %. Les teneurs en ETM dans les deux sols étudiés diffèrent : dans un cas, il s'agit des teneurs médianes rencontrées dans les sols agricoles français ; dans l'autre cas, il s'agit des teneurs limites réglementaires dans les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998.

### **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

Une seule étude fournit des BCF pour le haricot vert en situation d'épandage de boues. Il s'agit de l'étude de McIntyre et al. (1977) faisant référence à un sol argileux présentant un pH de 6,0 (la teneur en matières organiques n'est pas précisée). Les valeurs proposées dans cette étude seront donc systématiquement retenues bien qu'elles correspondent à des concentrations en ETM dans le sol très inférieures aux deux cas étudiés. Bien que les conditions de détermination de ces valeurs soient très différentes de celles recherchées, ces valeurs, les seules disponibles, sont retenues à titre conservatoire, de façon à quantifier tout de même le transfert vers les haricots verts.

Ainsi des BCF pour le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc.

## **Cadmium**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,12 pour une concentration dans le sol de 7,6 µg/kg, à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (0,3 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (2 mg/kg).

## **Cuivre**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,031 pour une concentration dans le sol de 325 µg/kg, à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (13,8 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (100 mg/kg).

## **Plomb**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,023 pour une concentration dans le sol de 100 µg/kg. Cette teneur en plomb dans le sol est à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (25,6 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (100 mg/kg). Il est à noter que cette valeur est obtenue sur un sol non amendé par des boues. Les conditions dans lesquelles elle a été déterminée sont donc très différentes des conditions recherchées.

## **Zinc**

La valeur de BCF extraite de l'étude de McIntyre et al. (1977) est de 0,09 pour une concentration dans le sol de 662 µg/kg. Cette teneur en zinc dans le sol est à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (59 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (300 mg/kg).

## **CHOU**

Les sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1 %. Les teneurs en ETM dans les deux sols étudiés diffèrent : dans un cas, il s'agit des teneurs médianes rencontrées dans les sols agricoles français ; dans l'autre cas, il s'agit des teneurs limites réglementaires dans les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998.

### **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

Aucune référence bibliographique ne fournit de valeur de BCF pour les ETM et pour le chou en situation d'épandage de boues de station d'épuration. Des études relatives au transfert sol-plante dans le cas de sols non amendés ont donc été consultées. Il s'avère que deux études fournissent des BCF pour le chou à partir de sols non amendés. Il s'agit de :

- l'étude de Pinet et al. (2003) faisant référence à un sol de pH compris entre 7,6 et 7,9 et de teneur en argiles comprises entre 12 et 13,5 %, la teneur en matières organiques n'étant pas précisée ;
- l'étude de Barman et Lal (1994) reposant sur l'étude d'un sol dont les caractéristiques ne sont pas précisées.

Ainsi des BCF pour le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc sont obtenus.

Des études fournissent également des valeurs de BCF pour les CTO. Kipopoulou et al., 1999 propose des valeurs de BCF pour le fluoranthène, le benzo[b]fluoranthène et le benzo[a]pyrène établies à partir de l'étude de sols non amendés par les boues, présentant les caractéristiques suivantes : texture limoneuse et limono-sableuse, pH compris entre 6,8 et 8,8, et teneurs en matières organiques variant de 1,1 à 2 %. Des BCF pour les PCB sont également disponibles dans l'étude de Webber et al. (1994), dans laquelle les auteurs ont considéré un sol limono-argileux de pH 7,4 où des boues ont été épandues.

### **Cadmium**

Les valeurs de BCF extraites de l'étude de Pinet et al. (2003) sont comprises entre 0,47 et 1,17, pour une concentration dans le sol de 0,17 mg/kg. Barman et Lal (1994) proposent des BCF compris entre 0,67 et 1,12, pour des teneurs dans les sols de 4,46 mg/kg. Ces teneurs dans les sols sont à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (0,3 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (2 mg/kg). Indépendamment de ces concentrations, puisqu'une seule valeur doit être retenue dans le cadre de la présente étude, la valeur la plus contraignante (1,17) sera retenue.

### **Chrome**

Pinet et al (2003) ne proposent qu'une seule valeur de BCF pour le chrome : elle vaut 0,001 et a été établie sur un sol dont la concentration en chrome est de 37,05 mg/kg. Cette teneur à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (37,6 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (150 mg/kg). Cette valeur le BCF, la seule disponible, est retenue pour la présente étude.

### **Cuivre**

Les valeurs de BCF extraites de l'étude de Pinet et al. (2003) sont comprises entre 0,10 et 0,12, pour une concentration dans le sol de 12,2 mg/kg. Barman et Lal (1994) proposent des BCF compris entre 1,52 et 3,26, pour des teneurs dans les sols de 27 mg/kg. Ces teneurs dans les sols sont à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (13,8 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (100 mg/kg). La valeur retenue dans le cadre de la présente étude est la valeur la plus contraignante (3,26).

### **Mercure**

Pinet et al (2003) ne proposent qu'une seule valeur de BCF pour le mercure : elle vaut 0,22 et a été établie sur un sol dont la concentration en mercure est de 0,09 mg/kg. Cette teneur à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (0,05 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (1 mg/kg). Cette valeur le BCF, la seule disponible, est retenue pour la présente étude.

### **Nickel**

Pinet et al (2003) ne proposent qu'une seule valeur de BCF pour le nickel : elle vaut 0,002 et a été établie sur un sol dont la concentration en nickel est de 13,6 mg/kg. Cette teneur à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (20,4 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (50 mg/kg). Cette valeur le BCF, la seule disponible, est retenue pour la présente étude.

## **Plomb**

Les valeurs de BCF extraites de l'étude de Pinet et al. (2003) sont comprises entre 0,04 et 0,13, pour une concentration dans le sol de 24,4 mg/kg. Barman et Lal (1994) proposent des BCF compris entre 0,50 et 1,05, pour des teneurs dans les sols de 105 mg/kg. Ces teneurs dans les sols sont à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (25,6 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (100 mg/kg). La valeur de BCF la plus contraignante (1,05) est retenue dans le cadre de la présente étude.

## **Zinc**

Les valeurs de BCF extraites de l'étude de Pinet et al. (2003) sont comprises entre 0,13 et 0,27, pour une concentration dans le sol de 60 mg/kg. Barman et Lal (1994) proposent des BCF compris entre 0,96 et 3,12, pour des teneurs dans les sols variant de 27 à 163 mg/kg. Ces teneurs dans les sols sont à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (59 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (300 mg/kg). La valeur de BCF la plus contraignante (3,12) est retenue dans le cadre de la présente étude.

## **PCB**

Webber et al. (1994) proposent des valeurs de BCF comprises entre 0,029 et 0,089, pour une teneur dans le sol variant entre 1 et 3,1 mg/kg. La valeur la plus contraignante de 0,089 est retenue dans le cadre de cette étude.

## **Fluoranthène**

Kipopoulou et al. (1999) fournissent des valeurs de BCF pour le fluoranthène comprises entre 0,64 et 2,98, pour une teneur dans le sol de 0,005 mg/kg. Bien que ces valeurs aient été établies à partir de l'étude de sols non amendés par les boues, la plus contraignante d'entre elles (2,98) est retenue pour la présente étude.

## **Benzo[b]fluoranthène**

Kipopoulou et al. (1999) fournissent des valeurs de BCF pour le benzo[b]fluoranthène comprises entre 0,1 et 0,2, pour une teneur dans le sol de 0,001 mg/kg. Bien que ces valeurs aient été établies à partir de l'étude de sols non amendés par les boues, la plus contraignante d'entre elles (0,2) est retenue pour la présente étude.

## **Benzo[a]pyrène**

Kipopoulou et al. (1999) fournissent des valeurs de BCF pour le benzo[a]pyrène comprises entre 0,37 et 3,7, pour une teneur dans le sol de 0,0003 mg/kg. Bien que ces valeurs aient été établies à partir de l'étude de sols non amendés par les boues, la plus contraignante d'entre elles (3,7) est retenue pour la présente étude.

## **COURGETTE**

Aucun BCF n'a été trouvé dans la littérature concernant la courgette.

## **PETIT POIS**

Les sols considérés dans le cadre de la présente étude sont des sols agricoles argilo-limoneux, un peu calcaires, dont le pH est de 7,6 et la teneur en matières organiques de 2,1 %. Les teneurs en ETM dans les deux sols étudiés diffèrent : dans un cas, il s'agit des

teneurs médianes rencontrées dans les sols agricoles français ; dans l'autre cas, il s'agit des teneurs limites réglementaires dans les sols de l'arrêté du 8 janvier 1998.

### **Etudes disponibles sur les éléments traces métalliques**

Aucune référence bibliographique ne fournit de valeur de BCF pour le poireau en situation d'épandage de boues de station d'épuration. Des études relatives au transfert sol- plante dans le cas de sols non amendés ont donc été consultées. Il s'avère qu'une seule étude fournit des BCF pour le petit pois à partir de sols non amendé. Il s'agit de l'étude de Cawse et al. (1986) faisant référence à un sol de pH 8 et dont les autres caractéristiques ne sont pas précisées.

Ainsi des BCF pour le cadmium, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc sont obtenus.

#### **Cadmium**

Cawse et al. (1986) ne proposent qu'une seule valeur de BCF pour le cadmium. Elle vaut 0,06 et a été établie à partir d'un sol dont la teneur en cadmium est de 8,4 mg/kg. Cette teneur dans le sol est très largement supérieure à la teneur dans les sols agricoles français moyens (0,3 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (2 mg/kg). Elle est cependant retenue dans le cadre de la présente étude, en l'absence de données plus pertinentes.

#### **Cuivre**

Les valeurs de BCF extraites de l'étude de Cawse et al. (1986) sont comprises entre 0,52 et 0,75, pour une teneur en cuivre dans le sol de 12,2 mg/kg. Cette teneur est à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (13,8 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (100 mg/kg).

La valeur la plus contraignante de 0,75 est retenue dans le cadre de la présente étude.

#### **Nickel**

Les valeurs de BCF extraites de l'étude de Cawse et al. (1986) sont comprises entre 0,03 et 0,06, pour des teneurs en nickel dans le sol variant de 80 à 115 mg/kg. Ces teneurs sont à comparer avec la teneur dans les sols agricoles français moyens (20,4 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (50 mg/kg).

La valeur la plus contraignante (0,06), correspondant également à la teneur en nickel dans le sol la plus faible, est retenue dans le cadre de la présente étude.

#### **Plomb**

Les valeurs de BCF extraites de l'étude de Cawse et al. (1986) sont comprises entre 0,0007 et 0,0029, pour une teneur en plomb dans le sol variant de 1100 à 3700 mg/kg. Cette teneur dans le sol est très supérieure la teneur dans les sols agricoles français moyens (25,6 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (100 mg/kg).

En l'absence de données plus pertinentes, la valeur la plus contraignante de 0,0029 est retenue dans le cadre de la présente étude.

#### **Zinc**

Les valeurs de BCF extraites de l'étude de Cawse et al. (1986) sont comprises entre 0,05 et 0,009, pour une teneur en zinc dans le sol de 1100 mg/kg. Cette teneur dans le sol est très

supérieure la teneur dans les sols agricoles français moyens (59 mg/kg) et au seuil réglementaire de l'arrêté du 8 janvier 1998 (300 mg/kg).

En l'absence de données plus pertinentes, la valeur la plus contraignante de 0,09 est retenue dans le cadre de la présente étude.

## FRUITS

Aucun BCF n'a été trouvé dans la littérature concernant les fruits.

## Bibliographie

---

BARMAN S. C. et LAL M. M. Accumulation of Heavy Metals (Zn, Cu, Cd and Pb) in soil and Cultivated Vegetables and Weeds Grown in Industrially Polluted Fields. *J. Environ. Biol.*, 1994, pp. 107-115.

BAXTER J. (C.), JOHNSON D. (E.) et KIENHOLTZ E. (W.). *Uptake of trace metals and persistent organics into bovine tissues from sewage sludge – Denver project*. Sludge Health Risks of Land Application. Bitton S. et Damrow B.L., 1980. Chap.13, pp.285-307.

BERGKVIST P., JARVIS N., BERGGREN D. et CARLGEN K. Long term effects of sewage sludge applications on soil properties, cadmium availability and distribution in arable soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2003, pp. 167-179.

CAWSE P. A., JONES I. S., COX G. W. *Cultivation and multi-element analysis of vegetables and grass in soil contaminated with trace elements*. Rapport AERE HARMEL, Environmental and Medical Sciences Division, novembre 1975. 18 p.

COLOMBE G. *Mobilisation des éléments traces minéraux (ETM) par les plantes cultivées dans différentes situations ; cas particulier de la betterave sucrière (Beta vulgaris L.)*. Mémoire d'Ingénieur de l'ESA de Purpan. Toulouse : 1999. 86 p. (+ annexes).

DAVIS R. (D.). Uptake of copper, nickel and zinc by crops growing in contaminated soils. *J. Sci. Food Agric.*, 1979, vol. 30, pp. 937-947.

DUDKA S., PIOTROWSKA M. et TERELAK H. Transfert of cadmium, lead, and zinc from industrially contaminated soil to crop plants : a field study. *Environmental Pollution*, 1996, vol. 94, n°2, pp. 181-188.

GINALI S. R., MAHMOOD T., JAVED M. (S.), HYDER M. et MAHMOOD Z. Assessment of chromium and nickel in common members of cereals. *Journal of the Chemical Society of Pakistan*, 2003, vol. 25, n°3, pp. 248-253.

HEFFRON C. (L.), REID J. (T.), ELFVING D. (C.), STOEWESAND G. (S.), HASCHEK W. (M.), TELFORD J. (N.), FURR A. (K.), PARKINSON T. (F.), BACHE C. (A.), GUTENMANN W. (H.), WSZOLEK P. (C.) et LISK D. (J.). Cadmium and zinc in growing sheep fed silage corn grown on municipal sludge amended soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 1980, vol. 28, pp. 58-61.

HINESLY T. (D.), JONES R. (L.), ZIEGLER E. (L.) et TYLER J. (J.). Effects of annual and accumulative applications of sewage sludge on assimilation of zinc and cadmium by corn (*Zea mays L.*). *Environmental Science and Technology*, 1977, vol. 11, n°2, pp. 182-188.

- HOODA P. (S.) et ALLOWAY B. (J.). The effect of liming on heavy metals concentrations in wheat, carrots and spinach grown on previously sludge-applied soils. *Journal of Agricultural Science*, 1996, vol. 127, pp. 289-294.
- HOODA P. (S.), MCNULTY D., ALLOWAY B. (J.) et AITKEN M. (N.). Plant availability of heavy metals in soils previously amended with heavy applications of sewage sludge. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 1997, vol. 73, pp. 446-454.
- JOHN M. K. and Van LAERHOVEN C. (J.). Effects of sewage sludge composition, application rate, and lime regime on plant availability of heavy metals. *Journal of Environmental Quality*, 1976, vol. 5, n°3, pp. 246-251.
- KIPOPOULOU A. M., MANOLI E. et SAMARA C. Bioconcentration of polycyclic hydrocarbons in vegetables grown in an industrial area. *Environmental Pollution*, 1999, vol. 106, pp. 369-380.
- McBRIDE M.B. et CHERNEY J. Molybdenum, sulfur and other trace elements in farm soils and forages after sewage sludge application. *Communications in soil science and plant analysis*, 2004, vol. 35, n°3-4, pp. 517-535.
- McINTYRE D. (R.), SILVER W. (J.) et GRIGGS K. (S.). Trace elements uptake by field-grown food plants fertilized with wastewater sewage sludge. *Compost Science*, 1977, vol. Mai/Juin 1977, pp. 22-29.
- MULLER J.F., HULSTER A., PAPKE O., BALL M. et MARSCHNER H. Transfer of PCDD/PCDF from contaminated soils into carrots, lettuce and peas. *Chemosphere*, 1994, vol. 29, n°9-11, pp. 2175-2181.
- NOGALES R., GALLARDO-LARA F., BENITEZ E., SOTO J., HERVAS D. et POLO A. Metal extractability and availability in a soil after heavy application of either nickel or lead in different forms. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1997, vol. 94, pp. 33-44.
- PINET C., LECOMTE J., VIMONT V. et AUBURTIN G.. *Teneurs des plantes à vocation alimentaire en éléments traces métalliques suite à l'épandage de déchets organiques : synthèse d'essais agronomiques français et modélisation des transferts sol-plante*. Rapport final. IHIE & ADEME, Septembre 2003.
- SAMSOE-PETERSEN L., LARSEN E. (H.), LARSEN P. (B.) et BRUUN P. Uptake of trace elements and PAHs by fruit and vegetables from contaminated soils. *Environ. Sci. Technol.*, 2002, vol. 36, pp. 3057-3063.
- TOULLEC N. *Essai relatif à l'impact du recyclage agricole de boues et de compost de boues sur la qualité du blé dur et du tournesol*. Rapport technique final, version 2. CAVAC & GSO & SYPREA & ADEME, Septembre 2003.
- TREMEL, 1998.
- WEBBER M. (D.), PIETZ R. (I.), GRANATO T. (C.) et SVOBODA M. (L.). Plant uptake of PCBs and other organic contaminants from sludge-treated coal refuse. *Journal of Environmental Quality*, 1994, vol. 23, pp. 1019-1026.
- WEBER J. (B.), STREK H. (J.), SHEA P. (J.) et OVERCASH M. (R.). Nonpoint source pollution from PCBs: bioavailability and inactivation with activated carbon. *Toxicology of Halogenated Hydrocarbons*, 1981, pp. 364-374.

**ANNEXE 9 :**  
**SYNTHESE DES FACTEURS DE BIOCONCENTRATION**  
**RETENUS PAR CATEGORIE DE VEGETAUX, POUR**  
**LES CULTURES AGRICOLES ET DU JARDIN**

	<b>céréales</b>	<b>fruits</b>	<b>légumes feuilles</b>	<b>légumes fruits</b>	<b>légumes racines</b>	<b>pommes de terre</b>	<b>herbes (animaux)</b>
Cadmium	$9,1.10^{-1}$		$2,0.10^{-1}$		$2,0.10^{-1}$	$4,3.10^{-2}$	$8,1.10^{-1}$
Chrome III	$7,4.10^{-1}$		$3,4.10^{-2}$		$1,5.10^{-3}$	$9,9.10^{-4}$	$1,6.10^{-1}$
Cuivre	1,5		$5,6.10^{-2}$		$3,8.10^{-2}$	$5,2.10^{-2}$	$2,9.10^{-1}$
Mercure inorganique	$7,3.10^{-1}$		$3,5.10^{-2}$		$6,4.10^{-5}$	$6,4.10^{-5}$	$1,5.10^{-1}$
Mercure organique	1,0		$4,6.10^{-2}$		$4,7.10^{-1}$	4,0	4,2
Nickel	$7,7.10^{-1}$		$6,4.10^{-2}$		$8,3.10^{-3}$	$4,5.10^{-3}$	$3,0.10^{-1}$
Plomb	$7,5.10^{-1}$		$4,9.10^{-2}$		$5,9.10^{-3}$	$3,4.10^{-4}$	$1,7.10^{-1}$
Sélénium	1,4		$3,4.10^{-2}$		$2,2.10^{-1}$		$2,7.10^{-1}$
Zinc	1,3		$1,2.10^{-1}$		$3,7.10^{-2}$	$1,9.10^{-2}$	$3,8.10^{-1}$
Dioxines	$7,4.10^{-1}$		$3,6.10^{-2}$		$4,5.10^{-3}$	$4,5.10^{-3}$	$1,6.10^{-1}$
PCB	$7,4.10^{-1}$		$3,9.10^{-2}$		$5,2.10^{-3}$	$1,3.10^{-2}$	$1,6.10^{-1}$
Fluoranthène	$7,8.10^{-1}$		$1,9.10^{-1}$		$4,4.10^{-2}$	$2,0.10^{-4}$	$1,9.10^{-1}$
Benzo[b]fluoranthène	$7,4.10^{-1}$		$4,5.10^{-2}$		$6,2.10^{-3}$	$3,4.10^{-4}$	$1,6.10^{-1}$
Benzo[a]pyrène	$7,5.10^{-1}$		$2,2.10^{-1}$		$1,3.10^{-2}$	$1,9.10^{-4}$	$1,6.10^{-1}$
HAP européens	$7,8.10^{-1}$		$7,8.10^{-2}$		$4,4.10^{-2}$	$4,4.10^{-2}$	$1,9.10^{-1}$
DEHP	$7,4.10^{-1}$		$6,7.10^{-2}$		$1,9.10^{-3}$	$1,9.10^{-3}$	$1,5.10^{-1}$

*Valeurs des BCF moyens par catégorie d'aliments d'origine végétale issus de l'agriculture française, exprimées en poids de matière fraîche, retenues dans le cadre de la présente étude.*

	céréales	fruits	légumes feuilles	légumes fruits	légumes racines	pommes de terre	herbes (animaux)
Cadmium		$4,9 \cdot 10^{-1}$	$2,7 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$	$1,8 \cdot 10^{-2}$	$4,3 \cdot 10^{-2}$	
Chrome III		$4,7 \cdot 10^{-1}$	$6,1 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-1}$	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$9,9 \cdot 10^{-4}$	
Cuivre		$4,9 \cdot 10^{-1}$	$1,5 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$5,2 \cdot 10^{-2}$	
Mercure inorganique		$4,7 \cdot 10^{-1}$	$6,1 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-1}$	$6,4 \cdot 10^{-5}$	$6,4 \cdot 10^{-5}$	
Mercure organique		$4,8 \cdot 10^{-1}$	$1,7 \cdot 10^{-1}$	2,1	4,0	4,0	
Nickel		$7,3 \cdot 10^{-1}$	$1,5 \cdot 10^{-1}$	$3,5 \cdot 10^{-1}$	$2,1 \cdot 10^{-2}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$	
Plomb		$4,7 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$2,1 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$3,4 \cdot 10^{-4}$	
Sélénium		$4,7 \cdot 10^{-1}$	$6,1 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-1}$			
Zinc		$4,9 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$	$9,6 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-2}$	
Dioxines		$4,8 \cdot 10^{-1}$	$6,5 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-1}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$	
PCB		$4,9 \cdot 10^{-1}$	$6,9 \cdot 10^{-2}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	
Fluoranthène		$5,2 \cdot 10^{-1}$	$5,7 \cdot 10^{-1}$	$2,5 \cdot 10^{-1}$	$4,1 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	
Benzo[b]fluo- ranthène		$4,8 \cdot 10^{-1}$	$9,5 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-1}$	$4,8 \cdot 10^{-4}$	$3,4 \cdot 10^{-4}$	
Benzo[a]pyrène		$4,9 \cdot 10^{-1}$	$3,1 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	
HAP européens		$5,2 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$2,5 \cdot 10^{-1}$	$4,4 \cdot 10^{-2}$	$4,4 \cdot 10^{-2}$	
DEHP		$4,7 \cdot 10^{-1}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$2,1 \cdot 10^{-1}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$	

*Valeurs des BCF moyens par catégorie d'aliments d'origine végétale issus du jardinage, exprimées en poids de matière fraîche, retenues dans le cadre de la présente étude.*

L'utilisation de valeurs exprimées en poids de matières fraîches a nécessité le recours à la teneur en matière sèche des différentes cultures. Ces teneurs en matière sèche sont données par l'US EPA (1997) : 12,7% pour la betterave sucrière, 89,7% pour le blé, 90% pour le colza (valeur estimée à partir des cultures voisines), 24,0% pour le maïs, 89,9 pour l'orge, 50% pour le tournesol<sup>2</sup>, 21% pour la pomme de terre, 10% pour l'herbe et le ray grass italien (valeur estimée à partie de cultures voisines), 51% pour la salade, 12,2% pour la carotte, 0,17 pour le poireau, 8,1% pour le navet, 5,2% pour le radis, 6,1% pour la tomate, 9,7% pour le haricot vert, 9% pour le chou, 6,3% pour la courgette, 11,1% pour le petit pois et 17,8% pour les fruits.

<sup>2</sup> <http://www.gov.on.ca/OMAFRA/french/crops/pub811/9sun.htm>

ANNEXE 10 :  
DEPOSITION DE POUSSIÈRES SUR LES PARTIES AÉRIENNES DES PLANTES

$$C_{dep} = \frac{f_{in} \times DR_o}{Y_v \times f_{Ei}} \times \left(1 - \frac{(1 - e^{f_{Ei} \times t_e})}{f_{Ei} \times t_e}\right) \times C_{dust}$$

(SHELL, 1995)

SYMBOLE	PARAMÈTRE	UNITE	VALEURS POUR LES DIFFÉRENTES CATEGORIES DE VEGETAUX			
			CEREALES	FRUIT	LEGUME FEUILLE	LEGUME FRUIT
C <sub>dép</sub>	concentration dans les organes aériens du végétal attribuable à la déposition atmosphérique	mg/kg MS				
C <sub>dust</sub>	concentration dans les poussières de l'air	mg/mg MS				
t <sub>e</sub>	période de croissance de la culture	j	180	180	100	180
DR <sub>o</sub>	vitesse de déposition en extérieur	mg/(m <sup>2</sup> .j)	60	60	60	60
f <sub>Ei</sub>	constante climatique	j <sup>-1</sup>	0,033	0,033	0,033	0,033
Y <sub>v</sub>	rendement de la récolte	kg/m <sup>2</sup>	0,30	0,11	0,38	0,11
f <sub>in</sub>	fraction interceptée	-	0,4	0,4	0,4	0,4

**ANNEXE 11 :**  
**SYNTHESE DES FACTEURS DE BIO-ACCUMULATION**  
**DANS LES ANIMAUX (BAF) RETENUS**

	<b>Bœuf, veau, cheval</b>	<b>Mouton, agneau</b>	<b>Porc</b>
cadmium	5,5.10 <sup>-6</sup> a	4,1.10 <sup>-6</sup> a,c	4,5.10 <sup>-5</sup> a
chrome	1,2.10 <sup>-6</sup> a		
cuiivre	8,6.10 <sup>-6</sup> a	8,8.10 <sup>-1</sup> a,c	
mercure organique	<i>1,4.10<sup>-6</sup> b</i>		
nickel	2,8.10 <sup>-5</sup> a		1,3.10 <sup>-4</sup> a
plomb	8,4.10 <sup>-6</sup> a	5,0.10 <sup>-2</sup> a,c	
sélénium	5,6.10 <sup>-4</sup>		
zinc	8,2.10 <sup>-4</sup> a	2,5 a,c	4,7.10 <sup>-4</sup> a
dioxines	<i>1,3.10<sup>-1</sup> b</i>		
PCB	<i>2,2.10<sup>-2</sup> b</i>		
fluoranthène	<i>2,5.10<sup>-3</sup> b</i>		
benzo[b]fluoranthène	<i>7,8.10<sup>-2</sup> b</i>		
benzo[a]pyrène	<i>2,0.10<sup>-2</sup> b</i>		
HAP européens	<i>2,5.10<sup>-3</sup> b</i>		
DEHP	<i>6,3.10<sup>-1</sup> b</i>		

a : Laurent et al. (2003) ; b : Travis and Arms (1988) ; c : Liu (2003) ; les valeurs en italique sont des valeurs calculées par les relations empiriques

*Valeurs des BAF, exprimés en poids de matière fraîche, retenues dans le cadre de la présente étude.*

Ces valeurs sont exprimées en matière fraîche, sur la base des teneurs en matières sèches données par l'US EPA (1997) : 28,4% pour le bœuf, 26,6% pour le mouton et 30,0% pour le porc.

**ANNEXE 12 :**  
**DEFINITION DES REFERENCES « BOUES  
MOYENNES FRANÇAISES » ET « SOL MOYEN  
FRANÇAIS »**

**BOUES MOYENNES FRANÇAISES**

Les valeurs moyennes des teneurs en substances chimiques dans les boues, présentées dans le tableau suivant, sont issues d'une campagne d'analyse portant sur 60 boues de stations d'épuration françaises provenant de diverses filières (AGHTM, 2002).

Cette campagne de mesures inclut des boues provenant de stations d'épuration, de capacités différentes, réparties sur toute la France. Il convient de noter que toutes les boues analysées n'étaient pas systématiquement destinées à l'épandage agricole.

Substance chimique	Teneur moyenne dans les boues de station d'épuration (mg/kg MS ; sauf mention contraire)
cadmium	2,6
chrome	49
cuiivre	293
mercure	2,2
nickel	28
plomb	68
zinc	813
fluoranthène	0,36
benzo[b]fluoranthène	0,21
benzo[a]pyrène	0,20
HAP *	2,3
PCB *	0,12
LAS	2 018
NPE	145
DEHP	42
AOX	314
dioxines	11 ng TE/kg

MS : matières sèches ; TE : équivalent toxique ; \* somme des composés telle que définie par le projet de directive européenne.

*Teneurs moyennes en substances chimiques dans les boues issues de stations d'épuration française (AGHTM, 2002).*

Les résultats moyens de cette campagne d'analyse définissent la référence « boues françaises moyennes ».

## SOL MOYEN FRANÇAIS

A titre de donnée de fond géochimique, le tableau suivant présente les gammes des teneurs en ETM fréquentes obtenues pour 11400 horizons de surface labourés en France (Mench et Baize, 2004).

élément	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
1 <sup>er</sup> décile	0,12	16,7	7,1	0,02	9,1	15,6	0,11	31,1
médiane	0,30	37,6	13,8	0,05	20,4	25,6	0,20	59,0
9 <sup>ème</sup> décile	0,69	69,4	28,0	0,11	41,8	43,8	0,40	102,0

*Gammes des teneurs en ETM fréquentes obtenues pour 11400 horizons de surface labourés en France (mg/kgMS).*

La référence « sol moyen français » est caractérisée par les teneurs médianes en ETM obtenues dans le cadre de cette étude.

ANNEXE 15 :

RESULTATS DE L'ANALYSE DES RISQUES SANITAIRES DANS LE CAS D'UN EPANDAGE DE BOUES A LA LIMITE DES  
REGLEMENTATIONS FRANCAISES (ACTUELLES) ET EUROPEENNES (FUTURES) SUR UN « SOL FRANCAIS MOYEN » :  
risque attribuable aux boues et aux sols.

		Consommateur adulte	Consommateur enfant	Riverain adulte	Riverain enfant	Agriculteur adulte	Futur résident adulte	Futur résident enfant	
<b>Analyse des risques d'effets à seuil attribuables au sol et aux boues</b>									
seuils réglementaires français	IR cumulé maximal	pour 10 ans d'épandage pour 80 ans d'épandage	0,53 0,78	1,39 2,56	0,54 0,79	1,41 2,60	0,63 1,02	2,19 3,97	5,82 10,58
	effet critique ou organe cible affecté par l'effet critique		rein	rein	rein	rein	rein	rein	rein
	substances contribuant au risque		plomb, cadmium	plomb, cadmium	plomb, cadmium	plomb, cadmium	plomb, cadmium	plomb, cadmium	plomb, cadmium
	voies contribuant majoritairement au risque		ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux
	autres substances pour lesquelles l'IR>1 (valeur de IR associée)	pour 10 ans d'épandage		Hg <sub>o</sub> , Pb (1,3) Pb (1,3) Hg <sub>o</sub> , Pb (1,3) Pb, PCB (1,3)		Hg <sub>o</sub> , Pb (1,3) Pb (1,3) Hg <sub>o</sub> , Pb (1,3) Pb, PCB (1,3)		Hg <sub>o</sub> , Pb (2,1) Pb (2,1) Hg <sub>o</sub> , Pb (2,1) Pb, PCB (2,1)	Hg <sub>o</sub> , Pb (5,6) Pb (5,5) Hg <sub>o</sub> , Pb (5,5) Pb, PCB (5,6)
		pour 80 ans d'épandage		Hg <sub>o</sub> , Pb (2,4) Pb (2,4) Hg <sub>o</sub> , Pb (2,4) Pb, PCB (2,6)		Hg <sub>o</sub> , Pb (2,4) Pb (2,4) Hg <sub>o</sub> , Pb (2,4) Pb, PCB (2,6)	Pb, PCB (1,0)	Hg <sub>o</sub> , Pb (3,8) Pb (3,7) Hg <sub>o</sub> , Pb (3,7) Pb, PCB (4,0)	Hg <sub>o</sub> , Pb (10,1) Pb (9,9) Hg <sub>o</sub> , Pb (9,9) Pb, PCB (10,6) nickel, PCB (1,0)
seuils européens (2025)	IR cumulé maximal	pour 10 ans d'épandage pour 80 ans d'épandage	0,52 0,84	1,36 2,85	0,53 0,86	1,38 2,91	0,63 1,19	2,15 4,40	5,74 11,77
	effet critique ou organe cible affecté par l'effet critique		système immunitaire	système immunitaire	système immunitaire	système immunitaire	système immunitaire	système immunitaire	système immunitaire
	substances contribuant au risque		Pb, dioxines, PCB	Pb, dioxines, PCB	Pb, dioxines, PCB	Pb, dioxines, PCB	Pb, dioxines, PCB	Pb, dioxines, PCB	Pb, dioxines, PCB
	voies contribuant majoritairement au risque		ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux
	autres substances pour lesquelles l'IR>1 (valeur de IR associée)	pour 10 ans d'épandage		Hg <sub>o</sub> , Pb, dioxines (1,3) Pb (1,2) Cd, Pb, HAP (1,3) Hg <sub>o</sub> , Pb (1,2)		Hg <sub>o</sub> , Pb, dioxines (1,4) Pb (1,3) Cd, Pb, HAP (1,3) Hg <sub>o</sub> , Pb (1,3)		Hg <sub>o</sub> , Pb, dioxines (2,1) Pb (1,9) Cd, Pb, HAP (2,0) Hg <sub>o</sub> , Pb (1,9)	Hg <sub>o</sub> , Pb, dioxines (5,6) Pb (5,2) Cd, Pb, HAP (5,4) Hg <sub>o</sub> , Pb (5,2) nickel, PCB (1,0)
		pour 80 ans d'épandage		Hg <sub>o</sub> , Pb, dioxines (2,5) Pb (1,7) Cd, Pb, HAP (1,8) Hg <sub>o</sub> , Pb (1,7)		Hg <sub>o</sub> , Pb, dioxines (2,6) Pb (1,7) Cd, Pb, HAP (1,8) Hg <sub>o</sub> , Pb (1,7)	Hg <sub>o</sub> , Pb, dioxines (1,1)	Hg <sub>o</sub> , Pb, dioxines (3,9) Pb (2,6) Cd, Pb, HAP (2,7) Hg <sub>o</sub> , Pb (2,4) dioxines (1,3)	Hg <sub>o</sub> , Pb, dioxines (10,0) Pb (6,9) Cd, Pb, HAP (7,3) Hg <sub>o</sub> , Pb (6,9) PCB (1,4) dioxines (3,4)
<b>Analyse des risques d'effets sans seuil attribuables au sol et aux boues</b>									
seuils réglementaires français	ERI total	pour 10 ans d'épandage pour 80 ans d'épandage	1,0E-07 5,8E-07	7,0E-08 6,7E-07	1,0E-07 5,8E-07	7,1E-08 6,8E-07	1,3E-06 2,0E-06	5,6E-07 3,3E-06	3,7E-07 2,9E-06
	substances contribuant à plus de 10% au risque		PCB benzo[a]pyrène	PCB benzo[a]pyrène	PCB benzo[a]pyrène	PCB benzo[a]pyrène	nickel PCB benzo[a]pyrène	PCB benzo[a]pyrène	PCB benzo[a]pyrène
	voies contribuant majoritairement au risque		ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	inhalation de poussières ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux
	seuils européens (2025)	ERI total	pour 10 ans d'épandage pour 80 ans d'épandage	2,2E-07 1,3E-06	2,1E-07 1,3E-06	2,3E-07 1,3E-06	2,1E-07 1,4E-06	1,4E-06 2,6E-06	8,9E-07 4,8E-06
substances contribuant à plus de 10% au risque			PCB HAP européens	PCB HAP européens	HAP européens DEHP	PCB HAP européens	Nickel HAP PCB	PCB HAP européens	PCB HAP européens
voies contribuant majoritairement au risque			ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	inhalation de poussières ingestion de végétaux	ingestion de végétaux	ingestion de végétaux