

## **Etablissement d'un seuil d'investigation pour le mercure en cas d'utilisation du sol avec risques par ingestion**

Prise de position sur le rapport d'Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART): « Mercure dans le sol: établissement d'un seuil d'investigation selon l'OSol en cas d'utilisation du sol avec risques par ingestion », décembre 2013.

Août 2014

Rapport sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV)

## **Mentions légales**

### **Mandant**

Office fédéral de l'environnement (OFEV), division Sols et biotechnologie, CH-3003 Berne

L'OFEV est un office du Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC).

### **Mandataire**

Swiss Centre for Applied Human Toxicology (scaht)

### **Auteur**

Lothar Aicher

### **Accompagnement OFEV**

Christiane Wermeille, Christoph Reusser

### **Traduction de l'allemand**

Susanne Rehacek & Thomas Moog

Le présent rapport a été réalisé sur mandat de l'OFEV. Seul le mandataire porte la responsabilité de son contenu.

## Table des matières

1. Résumé.....	3
2. Situation initiale et cahier des charges .....	5
3. Démarche .....	5
4. Introduction.....	5
5. Vérification du seuil d’investigation établi par ART .....	6
5.1. Quels composés du mercure faut-il prendre en considération?.....	8
5.2. Seuil d’investigation séparé pour les composés organiques du mercure .....	9
5.3. Instructions pour la mesure de la teneur en mercure.....	10
5.4. Quelles voies d’exposition faut-il prendre en compte? .....	11
5.5. Quelles sont les contaminations supplémentaires admissibles?.....	11
5.6. Comment évaluer la biodisponibilité? [ <a href="#">Paustenbach, 1997</a> ] .....	11
6. Recommandations du SCAHT .....	13
7. Références bibliographiques .....	15

## 1. Résumé

En Valais, d'importantes surfaces polluées au mercure (Hg) ont été découvertes dans des zones habitées avec jardins privés et familiaux, ainsi que sur des aires de jeu pour les enfants. L'Ordonnance sur les atteintes portées au sol (OSol) ne contient toutefois pas de seuil d'investigation pour le Hg s'appliquant aux endroits tels que jardins privés et familiaux, places de jeu et autres lieux où des enfants jouent régulièrement. Cette valeur seuil a été établie fin 2013 par la station de recherche Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART) sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), en tenant compte des directives de l'ancien Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) [OFEFP, 1997]. Le seuil proposé est de 2 mg Hg/kg de sol [ART, 2013b].

En juin 2014, le Centre Suisse de Toxicologie Humaine Appliquée (SCAHT) a été mandaté par l'OFEV afin de contrôler l'actualité du concept de l'OFEFP utilisé par ART lors de l'établissement du seuil d'investigation, et de vérifier la valeur seuil de 2mg/kg de sol proposée par ART sous l'aspect de la toxicologie humaine. Le but est de protéger les enfants contre une exposition chronique au mercure par ingestion de petites quantités de sol, comportement traditionnel que l'on observe lorsqu'ils jouent et mangent. On admet toutefois que l'on peut exclure une intoxication au mercure des enfants atteints de pica, trouble alimentaire « qualitatif » lors duquel les enfants sont capables d'ingurgiter des quantités anormalement élevées de sol contaminé.

L'établissement du seuil d'investigation par ART correspond qualitativement aux directives des autres pays. Quantitativement, on observe souvent de grandes différences entre les seuils d'investigation. Ceci est entre autres dû aux diverses définitions du seuil d'investigation, aux différents objectifs de protection de chaque recueil de normes et à une gestion du risque différente. Une comparaison concrète entre la déduction des valeurs toxicologiques de référence suisse et US américaine pour le mercure inorganique a montré que les valeurs des paramètres utilisés évoluaient dans le même ordre de grandeur.

Le seuil d'investigation de 2 mg Hg/kg de sol proposé par ART est basé sur la dose hebdomadaire tolérable provisoire pour le mercure inorganique («Provisional tolerable weekly intake»)  $PTWI_{Hg\ inorg.}$  de 4  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{semaine}$  fixée par la FAO/OMS et l'EFSA pour les contaminations au mercure des produits alimentaires, et établie sur la base des résultats d'analyses effectuées sur les reins dans le cadre d'expérimentations animales. Pour établir un seuil d'investigation sur la base de la  $PTWI$ , il est correct de supposer que l'ingestion orale constitue la voie de contamination la plus critique pour les composés inorganiques du mercure. Cependant, les composés organiques du mercure, particulièrement dangereux du point de vue toxicologique, ne sont pas explicitement pris en compte dans le calcul du seuil d'investigation proposé par ART. Pour les composés organiques du mercure, c'est l'ingestion orale - tout particulièrement du monométhylmercure (MMHg) - qui constitue la voie d'exposition la plus critique. L'organe cible le plus sensible est le système nerveux central.

Le monométhylmercure est le composé organique du mercure le plus répandu. Le MMHg n'est presque jamais rejeté en tant que tel dans l'environnement, mais il s'y forme par processus de transformation biotiques et abiotiques du mercure inorganique. Nous ingérons du méthylmercure avant tout par le biais de la nourriture, en particulier en consommant du poisson. L'EFSA a fixé une  $PTWI_{MMHg}$  de 1.3  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{semaine}$  pour le MMHg en raison de sa toxicité élevée par rapport aux autres composés organiques du mercure. Cette valeur a été établie sur la base de données épidémiologiques concernant les troubles du développement nerveux après exposition prénatale au méthylmercure.

Pour prendre en compte les composés organiques du mercure particulièrement critiques du point de vue écotoxicologique, il faut soit fixer un seuil d'investigation séparé, ou alors établir le seuil d'investigation pour la teneur totale en mercure en tenant compte des valeurs toxicologiques de référence nettement plus basses pour les composés organiques du mercure. Dans son rapport sur les composés organiques du mercure, ART conclut qu'il n'est momentanément pas possible de déterminer des valeurs limites pour les composés organiques du mercure dans les sols sur la base des concentrations mesurées dans les sols et les plantes conformément aux directives de l'OFEFP [OFEFP, 1998]. Cette conclusion fait suite à la question de limiter l'exploitation agricole des sols arables contaminés. Le SCAHT n'a pas tenu compte de l'utilisation agricole des sols lors de l'établissement du seuil d'investigation présenté dans ce rapport pour les jardins privés et familiaux,

les places de jeu et autres lieux où des enfants jouent régulièrement. Cette hypothèse faite, seule la voie de contamination sol-homme est significative, et le problème de la biomagnification lié à la voie de contamination sol-plante est négligeable. Pour l'objectif de protection fixé ici, on peut donc procéder de la même manière que pour l'établissement d'un seuil d'investigation pour le mercure inorganique selon l'OSol en cas d'utilisation avec risque d'ingestion directe. Pour l'évaluation du risque, on admet que les composés organiques du mercure ont une biodisponibilité de 100%.

Pour établir le seuil d'investigation pour la teneur totale en mercure, l'hypothèse conservatrice d'une concentration en MMHg de 20% devrait offrir une protection suffisante. En effet, le MMHg n'est presque jamais rejeté en tant que tel dans l'environnement, mais il s'y forme par processus de transformation biotiques et abiotiques du mercure inorganique. Le type et la proportion de la méthylation dépendent de nombreux facteurs environnementaux et peuvent être sujets à des variations temporelles et spatiales. Les concentrations en mercure organique mesurées dans la couche supérieure du sol se situent entre 1 et 3% de la concentration totale en mercure; ce pourcentage dépasse rarement 1%, mais on a déjà aussi trouvé des pourcentages en MMHg >10% dans des hotspots en milieux humides [ART, 2013d].

L'organe cible le plus touché par le MMHg est le système nerveux central (SNC); idem en cas d'inhalation de vapeurs de mercure métallique. Il n'existe pas d'estimations quant à l'importance de l'exposition par inhalation de vapeurs de mercure métallique. On peut toutefois admettre que l'hypothèse conservatrice de 20% de MMHg tient compte d'une éventuelle contamination complémentaire (assez improbable) du SNC par les vapeurs de mercure.

**En admettant une PTWI pour l'ingestion orale de MMHg et de mercure inorganique de respectivement 1.3 µg/kg/semaine et 4 µg/kg/semaine, une biodisponibilité à 100% des deux composés du mercure, une proportion de 20% de MMHg et 80% de mercure inorganique et une contamination supplémentaire admissible de l'homme de 10% par le mercure contenu dans le sol, on peut fixer le seuil d'investigation à 2.0 mg de mercure total/kg de sol. Aucune atteinte à la santé n'est à craindre si cette valeur n'est pas dépassée.**

## 2. Situation initiale et cahier des charges

En Valais, d'importantes surfaces polluées au mercure (Hg) ont été découvertes dans des sols exploités à des fins agricoles, mais aussi dans des zones habitées avec jardins privés et familiaux, ainsi que sur des aires de jeu pour les enfants. Lorsque les valeurs d'assainissement de 5 mg Hg/kg de sol sont dépassées, l'Ordonnance sur l'assainissement des sols pollués (Ordonnance sur les sites contaminés, OSites) [OSites, 1998a; OSites, 1998b] prévoit un besoin d'assainissement des sols exploités à des fins agricoles et des sols situés en zones habitées. Les coûts de cet assainissement doivent être supportés par le pollueur. En outre, l'Ordonnance sur les atteintes portées au sol (OSol) [ART, 2013a] exige une évaluation des menaces si le seuil d'investigation de 2 mg Hg/kg de sol est dépassé. Dans le cadre de la gestion du risque, on peut le cas échéant décréter des restrictions d'exploitation pour les sols agricoles, comme par ex. l'interdiction de cultiver des plantes pour lesquelles on s'attend à un fort taux de contamination au mercure en raison de leurs coefficients spécifiques de transfert sol-plante.

L'Ordonnance sur les atteintes portées au sol (OSol) ne contient toutefois pas de seuil d'investigation pour le Hg s'appliquant aux endroits tels que jardins privés et familiaux, places de jeu et autres lieux où des enfants jouent régulièrement. Mandatée par l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), la station de recherche Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART) a proposé fin 2013 de fixer ce seuil d'investigation à 2 mg Hg/kg de sol [ART, 2013b] en tenant compte des directives de l'ancien Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) [OFEFP, 1997].

En juin 2014, le Centre Suisse de Toxicologie Humaine Appliquée (SCAHT) a été mandaté par l'OFEV afin de contrôler l'actualité du concept de l'OFEFP utilisé par ART pour établir le seuil d'investigation, et de vérifier la valeur seuil de 2 mg Hg/kg de sol proposé par ART. Le but est de protéger les enfants contre une exposition chronique au mercure par ingestion de petites quantités de sol, comportement traditionnel que l'on observe lorsqu'ils jouent et mangent. On admet toutefois que l'on peut exclure les enfants atteints de pica, trouble alimentaire « qualitatif » lors duquel les enfants sont capables d'ingurgiter des quantités anormalement élevées de sol contaminé.

## 3. Démarche

Le présent rapport du SCAHT se base sur le rapport ART « Etablissement d'un seuil d'investigation selon l'OSol en cas d'utilisation du sol avec risques par ingestion » [ART, 2013b], qui lui-même s'appuie sur les directives de l'ancien OFEFP [OFEFP, 1997].

Les directives de l'OFEFP ont été examinées de manière générale quant à leur plausibilité, puis comparées avec les directives d'autres pays dans le cadre d'une recherche bibliographique non exhaustive afin de vérifier l'actualité du concept utilisé lors de l'établissement du seuil d'investigation. Le SCAHT s'est concentré sur l'aspect « voie de contamination sol-homme », qui constitue un élément important dans le cadre de la problématique. Le concept a aussi été discuté à l'occasion de conversations téléphoniques et d'un échange d'e-mails informels avec les collaborateurs des autorités américaines pour la protection de l'environnement (US EPA) [US EPA, 2014a]. L'actualité et la plausibilité des hypothèses avancées par ART lors de l'établissement du seuil d'investigation ont également été vérifiées dans le cadre de recherches bibliographiques et de discussions avec l'US EPA.

## 4. Introduction

Le mercure existe de manière naturelle dans l'environnement, mais y est en plus aussi rejeté par l'homme. Il existe sous trois formes différentes, soit 1) mercure élémentaire, appelé mercure métallique, 2) sels inorganiques de mercure (sels de  $Hg_2^{2+}$ ) et 3) mercure organique. Ces trois formes se distinguent de par leur toxicité et peuvent se transformer l'une en l'autre par processus chimiques dans l'environnement et le corps humain. Par exemple, le sulfure de mercure ( $HgS$  = cinabre) est peu soluble dans l'eau et moins important en toxicologie. Les composés organiques du mercure comme le méthylmercure sont volatiles et lipophiles, cela signifie qu'ils sont très mobiles et s'accumulent facilement dans les tissus et se concentrent dans la chaîne alimentaire.

Une personne peut ingérer du mercure de différentes manières, soit 1) par inhalation d'air pollué, 2) en consommant de la nourriture polluée ou 3) par voie cutanée. Les quantités de mercure ingérées par le corps et les atteintes à la santé qui peuvent s'ensuivre dépendent de la forme du mercure et de la voie de contamination (inhalation, voie orale ou cutanée).

Le système nerveux central, très délicat chez les fœtus, les enfants en bas âge et les enfants, constitue la cible toxicologique principale du mercure métallique et du méthylmercure. Les composés inorganiques du mercure sont surtout toxiques pour les reins. Le mercure n'est pas classé comme cancérigène pour l'être humain. Des réactions allergiques peuvent parfois apparaître en cas de contact entre le mercure métallique et la peau. Les voies d'ingestion les plus importantes sont l'ingestion orale de composés organiques et inorganiques du mercure, ainsi que l'inhalation de vapeurs de mercure métallique.

Pour qu'une substance chimique du sol puisse représenter une menace pour la santé humaine, elle doit d'abord être dissoute de la matrice du sol, puis être absorbée dans le circuit systémique humain ; cela signifie qu'elle doit être biodisponible. Lorsque l'on évalue les risques que représentent les sols pollués pour la santé, on admet traditionnellement que les polluants liés au sol sont disponibles à 100%.

Parmi les composés organiques du mercure, le monométhylmercure (MMHg) est classé comme spécialement critique du point de vue toxicologique et il faut le prendre tout particulièrement en considération lors de l'établissement d'un seuil d'investigation. La dose hebdomadaire tolérable provisoire («Provisional tolerable weekly intake», PTWI) fixée par l'EFSA peut servir de base. Le MMHg se forme par processus naturels après rejet de mercure inorganique dans l'environnement. L'ampleur de cette méthylation est difficile à évaluer.

## 5. Vérification du seuil d'investigation établi par ART

Le SCAHT part de l'idée que le seuil d'investigation de 2 mg Hg/kg de sol établi par ART est un seuil d'investigation applicable au mercure inorganique, parce que le calcul de ce seuil a fait intervenir la dose hebdomadaire tolérable provisoire (PTWI<sup>1</sup>) de 4 µg/kg/semaine fixée par le Comité d'experts FAO/OMS pour l'ingestion orale de mercure inorganique [ART, 2013b]. Cette valeur a été confirmée pour la dernière fois en 2012 par l'EFSA [EFSA, 2012].

Le SCAHT part en outre du principe que l'on peut établir un seuil d'investigation supplémentaire pour les composés organiques du mercure en se basant sur la PTWI de 1.3 µg/kg/semaine définie par l'EFSA pour l'ingestion orale de MMHg organique [EFSA, 2012].

La définition du seuil d'investigation selon les directives de l'OFEFP est plausible, et son contenu est dans une grande mesure en accord avec les définitions de valeurs analogues dans d'autres pays. Dans le cas présent, des discussions personnelles avec les collaborateurs de l'US EPA ont permis 1) de faire un rapprochement avec l'établissement du « Soil Screening Level » (SSL) de l'US EPA pour les composés inorganiques du mercure et 2) de comparer les hypothèses relatives aux différents paramètres. La formule de calcul du SSL qui semblait complexe dans un premier temps devient plus simple si l'on remplace les paramètres US-EPA du tableau 1 par leurs valeurs (paramètres 6-9) énumérées dans le tableau 2.

Les valeurs adoptées pour les différents paramètres des modèles suisse et US américain varient dans les mêmes ordres de grandeur (tableaux 1 et 2). Comme supposé à juste titre par ART, la principale différence est la prise en compte d'un degré d'atteinte de 10% dans le calcul du seuil d'investigation suisse. Cela se traduit par un SSL de l'US EPA 10 fois supérieur au seuil d'investigation suisse. L'US EPA a confirmé que la présente formule de calcul du SSL était le premier pas d'un processus d'évaluation des risques comprenant plusieurs étapes (appelé Superfund Sites), et que ce processus d'évaluation n'intégrait pas encore les autres voies de contamination.

<sup>1</sup> La PTWI est définie comme la quantité moyenne hebdomadaire ingérée d'une substance présente dans l'environnement et nuisible pour la santé (en général par accumulation sur une longue durée) qui ne cause pas d'atteintes à la santé si elle est respectée à vie. On considère qu'un (des) dépassement(s) de la valeur journalière (déduite par division d'un facteur 7) est/sont négligeable(s) si la moyenne hebdomadaire est respectée.

- De manière générale, on peut conclure qu'il n'est pas judicieux d'effectuer une simple comparaison avec des seuils d'investigation étrangers sur la base de valeurs toxicologiques de référence numériques. La variabilité de ces valeurs peut provenir autant des différentes définitions des seuils d'investigation, que des objectifs de protection figurant dans les divers recueils de normes étrangers et d'une gestion du risque différente.

**Tableau 1:** Formules pour le calcul du seuil d'investigation suisse pour le mercure et du « Soil Screening Level » US américain. Les paramètres biffés en rouge dans la formule SSL s'annulent presque lorsqu'on les remplace par les valeurs numériques indiquées dans le tableau 2.

<p><b>Suisse:</b></p> $C_{tot,max} = \frac{K \cdot S \cdot a}{B}$	<p><b>USA:</b></p> $SSL = \frac{THQ \cdot BW \cdot AT \cdot 365 \text{ d/y}}{1/RfD_0 \cdot EF \cdot ED \cdot IR}$
<p><b>Suisse:</b></p> $C_{tot,max} = \frac{K \cdot S \cdot a}{B}$	<p><b>USA:</b></p> $SSL = \frac{\cancel{THQ} \cdot \cancel{BW} \cdot \cancel{AT} \cdot \cancel{365} \text{ d/y}}{1/\cancel{RfD_0} \cdot \cancel{EF} \cdot \cancel{ED} \cdot IR}$

**Tableau 2:** Comparaison des valeurs des paramètres de calcul du seuil d'investigation suisse pour les composés inorganiques du mercure et du « Soil Screening Level » US américain.

	Paramètres	Valeur CH	Valeur US
1a*	$C_{tot,max}$ : Concentration totale maximale admissible dans le sol [mg/kg de sol]	<b>2.3</b>	
1b*	SSL: Soil Screening Level [mg/kg] (analogue au seuil d'investigation)		<b>23</b>
2a*	K: Masse corporelle de l'enfant [kg]	10	
2b*	BW: Masse corporelle [kg]		15
3a*	S: Valeur toxicologique de référence pour l'exposition externe [mg/kg masse corporelle/jour]	0.57***	
3b*	$RfD_0$ : Dose orale de référence pour le mercure [ $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$ ] (analogue au paramètre « S » en CH)		0.3
4a*	B: Quantité de sol ingérée [kg/jour]	0.000254	
4b*	IR: Quantité de sol ingérée [kg/jour]		0.0002
<b>5</b>	<b>a: Degré d'atteinte de la valeur toxicologique de référence [-]</b>	<b>0.1</b>	<b>n.a.**</b>
6	THQ: Quotient de risque [-]	n.a.**	1
7	AT: Durée moyenne [ans]	n.a.**	6
8	EF: Fréquence d'exposition [jours/an]	n.a.**	350
9	ED: Durée d'exposition [ans]	n.a.	6

« a » et « b » indiquent les paramètres correspondants pour la CH et les USA.

\*\* n.a. indique qu'il n'existe pas d'équivalent dans l'autre pays pour le paramètre donné.

\*\*\* Basé sur la PTWI Hg<sub>inorg</sub>: 4  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{semaine}$  [EFSA, 2012].



## 5.1. Quels composés du mercure faut-il prendre en considération?

### Mercure métallique

Le mercure métallique migre par la barrière hémato-encéphalique jusqu'au cerveau, où il est transformé en mercure inorganique. Ce mercure inorganique se fixe aux protéines et s'accumule dans le cerveau durant des années. Le mercure métallique migre aussi par la barrière hémato-placentaire pour atteindre le système de l'enfant à naître, et peut ainsi affecter son développement.

- **Ingestion par voie orale :**  
En cas d'ingestion orale de petites quantités de mercure métallique, provenant par exemple d'un sol contaminé, moins de 0,01% du mercure est transmis au corps par le tract gastro-intestinal [[ATSDR, 1999 \(page 11\)](#)].
  - **Inhalation:**  
Le mercure métallique s'évapore déjà à température ambiante, et son taux d'évaporation augmente avec la température. En cas d'inhalation de vapeurs de mercure, env. 80% du mercure arrive dans le système sanguin [[ATSDR, 1999 \(page 11\)](#)] par l'intermédiaire des poumons, puis passe du système sanguin à d'autres parties du corps où il s'accumule. Le système nerveux central est l'organe cible le plus sensible.
  - **Ingestion par voie cutanée :**  
Le mercure liquide est mal absorbé par la peau [[ATSDR, 1999](#)], mais peut causer des irritations. Des réactions allergiques peuvent parfois apparaître en cas de contact entre le mercure métallique et la peau.
- **Pour le mercure métallique, c'est l'inhalation des vapeurs qui représente la voie de contamination la plus critique. L'organe cible le plus sensible est le système nerveux central. Les fœtus, les nouveau-nés et les enfants sont particulièrement exposés.**

### Composés inorganiques du mercure

Le mercure inorganique s'accumule avant tout dans les reins et il faut plusieurs semaines, voire mois, pour qu'il en soit à nouveau éliminé. Contrairement au mercure métallique, il ne migre ni par la barrière hémato-encéphalique ni par la barrière hémato-placentaire, ce qui signifie qu'il ne peut ni arriver au cerveau ni dans le placenta d'un enfant à naître en transitant par le système sanguin d'une femme enceinte. Cependant, une petite fraction du mercure inorganique se transforme en mercure métallique dans le corps, et peut ainsi se retrouver dans le lait maternel.

- **Ingestion par voie orale :**  
En cas d'ingestion orale de composés inorganiques du mercure, moins de 10% est en général absorbé par le tract intestinal. Dans certains cas, on a toutefois observé des taux d'ingestion pouvant atteindre 40% [[ATSDR, 1999 \(page 11\)](#)].
  - **Inhalation:**  
Les composés inorganiques du mercure comme le chlorure de mercure se présentent sous la forme d'une poudre blanche et ne s'évaporent pas à température ambiante. Ils ne sont pas toxiques à l'inhalation [[ATSDR, 1999 \(page 11\)](#)]. On considère que l'évaporation à haute température est négligeable pour l'évaluation des menaces par exposition à des sols contaminés.
  - **Ingestion par voie cutanée :**  
Les composés inorganiques du mercure peuvent aussi pénétrer dans le corps par voie cutanée, mais leur quantité est insignifiante par rapport à l'ingestion par voie orale.
- **Pour les composés inorganiques du mercure, c'est l'ingestion par la bouche qui représente la voie de contamination la plus critique. Les organes cibles les plus sensibles sont les reins.**

## Composés organiques du mercure

Le MMHg est le composé organique du mercure le plus répandu. Nous ingérons du méthylmercure avant tout par le biais de la nourriture, surtout lorsque nous consommons du poisson et des fruits de mer. Une fois que le mercure organique a pénétré dans le système sanguin, il se distribue facilement dans tous les tissus. Tout comme le mercure métallique, le MMHg migre facilement par la barrière hémato-encéphalique. Il est transformé en mercure inorganique dans le cerveau, puis se fixe aux protéines et s'accumule dans le cerveau durant des années. Le MMHg migre aussi facilement par la barrière hémato-placentaire pour se retrouver dans le système sanguin de l'enfant à naître. Une partie des composés organiques du mercure transite aussi vers le lait maternel.

- **Ingestion par voie orale :**  
Le méthylmercure est la forme du mercure la plus facilement absorbée par le tract gastro-intestinal (environ 95%) [OMS, 2004; [ATSDR, 1999 \(page 12\)](#)].
  - **Inhalation:**  
Les informations sur la contamination de l'être humain par inhalation de composés organiques du mercure sont rares et se basent sur les données qualitatives d'études isolées qui ne permettent pas d'établir une relation concrète de cause à effet [[ATSDR, 1999 \(page 12\)](#)].
  - **Ingestion par voie cutanée :**  
Les quantités de MMHg absorbées par voie cutanée sont insignifiantes [[ATSDR, 1999 \(page 12\)](#)].
- **Pour le MMHg organique, c'est l'ingestion par la bouche qui représente la voie de contamination la plus critique. L'organe cible le plus sensible est le système nerveux central. Les fœtus, les nouveau-nés et les enfants sont particulièrement exposés.**

## 5.2. Seuil d'investigation séparé pour les composés organiques du mercure

Le rapport ART [[ART, 2013c](#)] attire déjà l'attention sur le fait qu'il faudrait établir des valeurs limites séparées pour les composés organiques du mercure (entre autres pour les composés du méthylmercure), particulièrement critiques du point de vue toxicologique. Dans le même rapport, ART conclut qu'il n'est momentanément pas possible de déterminer des valeurs limites pour les composés organiques du mercure dans les sols sur la base des concentrations mesurées dans les sols et les plantes conformément aux directives de l'OFEFP [[OFEFP, 1998](#)]. Cette conclusion fait suite à la question de limiter l'exploitation agricole des sols arables contaminés.

- **Pour établir un seuil d'investigation pour le mercure pour les zones telles que jardins privés et familiaux, places de jeu et autres lieux où des enfants jouent régulièrement, c'est la voie de contamination directe sol-homme qui est significative si l'on admet que ces sols ne sont pas exploités à des fins agricoles par des privés. Dans ces conditions, le problème de biomagnification lié à la voie de contamination sol-plante est négligeable ; pour l'objectif de protection prescrit ici, on peut donc procéder de la même manière que pour l'établissement d'un seuil d'investigation pour le mercure inorganique selon l'OSol en cas d'utilisation du sol avec risques par ingestion.**

L'EFSA [[EFSA, 2012](#)] a établi des doses hebdomadaires tolérables provisoires (PTWI) pour le mercure inorganique et pour le méthylmercure, valeurs qui peuvent être utilisées dans les deux cas comme base à l'établissement d'un seuil d'investigation, car l'ingestion orale de mercure contenu dans le sol est considérée comme principale. Une combinaison de données qualitatives et quantitatives a montré que le MMHg est le représentant le plus critique des composés organiques du mercure. L'établissement d'une valeur toxicologique de référence pour le MMHg représentative pour tous les composés organiques du mercure semble plausible.

▪ **Ingestion par voie orale :**

La dose hebdomadaire tolérable provisoire (PTWI) fixée par l'EFSA pour le mercure inorganique se base sur les résultats d'expérimentations animales. Comme référence toxicologique, on a utilisé la variation du poids des reins de rats mâles [EFSA, 2012]. La PTWI pour le mercure inorganique est de 4 µg/kg/semaine EFSA [EFSA, 2012]. Par contre, la PTWI pour le méthylmercure dans les aliments a été établie sur la base de données épidémiologiques relatives aux troubles du développement nerveux après exposition prénatale au méthylmercure [EFSA, 2012]. La PTWI pour le méthylmercure est de 1.3 µg/kg/semaine EFSA [EFSA, 2012].

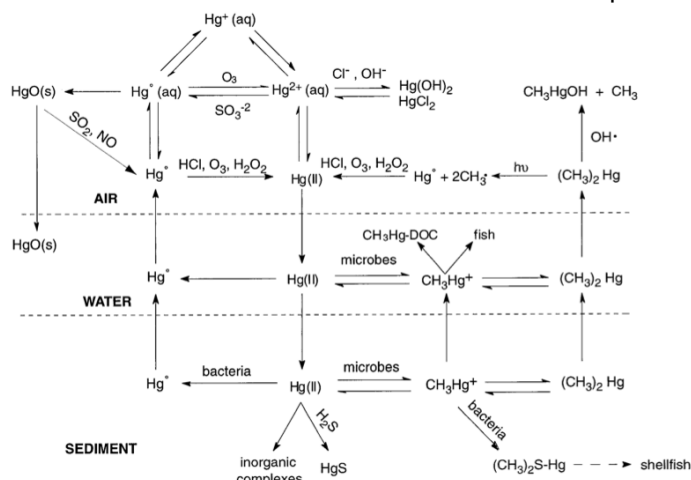
**5.3. Instructions pour la mesure de la teneur en mercure**

Les composés du mercure peuvent se transformer l'un en l'autre par différents processus chimiques et biologiques en partie réversibles [Figure 1, ASTDR 1999]. Les processus de méthylation biotiques et abiotiques, qui aboutissent à la formation des composés monométhylmercure et diméthylmercure critiques du point de vue toxicologique, jouent ici un rôle particulièrement important. Le type et la proportion de la méthylation dépendent de nombreux facteurs environnementaux et peuvent être sujets à des variations temporelles et spatiales. Certaines études indiquent la teneur en MMHg de la couche supérieure des sols en pour-cent à un chiffre, ou encore plus bas [BMG, 2014; ART, 2013d].

Le rapport ART [ART, 2013c] mentionne que le MMHg n'est presque jamais rejeté tel quel dans l'environnement, mais qu'il y est formé par des processus de transformation naturels après rejet de mercure inorganique. Les proportions de cette méthylation sont difficiles à évaluer en raison de nombreux facteurs d'influence complexes, et l'établissement de facteurs de conversion pour le MMHg (formé à partir de mercure inorganique) est compliqué. Les concentrations en mercure organique mesurées dans la couche supérieure du sol se situent entre 1 et 3% de la concentration totale en mercure [NABO, 2014], mais dépassent rarement les 1%. On a déjà aussi trouvé des pourcentages en MMHg >10% dans des hotspots en milieux humides [ETH Zürich, 2014].

- **Les différents composés du mercure se distinguent beaucoup par leur toxicité. Parmi les composés organiques du mercure, c'est surtout le méthylmercure qui est critique du point de vue toxicologique. La PTWI pour le MMHg est inférieure à celle du mercure inorganique. La valeur actuelle a été publiée en 2012 par l'EFSA [EFSA, 2012]. Cela signifie que la PTWI doit aussi être prise en compte dans l'établissement des seuils d'investigation suisses.**
- **La biodisponibilité des composés organiques du mercure dans les sols est très peu connue. C'est pourquoi on admet une biodisponibilité de 100% pour évaluer les risques liés à ces composés [ATSDR, 1997; Rodrigues, 2014].**

Figure 1 : Processus de transformation des composés du mercure, [ATSDR, 1999].



#### 5.4. Quelles voies d'exposition faut-il prendre en compte?

ART a établi son seuil d'investigation sur la base de la PTWI et se base donc sur l'hypothèse que c'est l'exposition aux composés du mercure par voie orale qui est la plus significative pour l'évaluation des menaces. Le SCAHT partage l'idée que c'est l'ingestion orale de composés inorganiques et organiques du mercure (en particulier du méthylmercure) qui est la plus critique du point de vue toxicologique. En ce qui concerne le mercure métallique, c'est l'inhalation des vapeurs qui est la plus critique.

Pour l'exposition aux polluants du sol en zone domestique, l'US EPA s'appuie sur l'hypothèse standard selon laquelle les polluants parviennent dans le corps par ingestion orale de particules de sol et de poussière [US EPA, 2014b]. L'inhalation de substances volatiles n'est considérée comme significative que si la constante de Henry est égale ou supérieure à  $1 \times 10^{-5}$  atm·m<sup>3</sup>/mol (=1,01325 Pa /m<sup>3</sup>/mol) [conversion], et si la masse moléculaire est inférieure à 200g/mole [US EPA, 2014b]. La constante de Henry du mercure étant de 729 Pa/m<sup>3</sup>/mol, il faudrait tenir compte de l'exposition par inhalation ; cela est toutefois en contradiction avec la masse moléculaire du mercure de  $200.59 \pm 0.02$  u.

Les échanges de polluants entre les différents compartiments environnementaux est un mécanisme complexe qui dépend de nombreux processus chimiques et physiques, eux-mêmes fonction de la durée et du lieu. La constante de Henry et les conditions environnementales ont une influence décisive sur la distribution des substances volatiles entre les milieux atmosphérique, sol et aquatique. Bien que cette distribution soit considérée comme un mécanisme critique du cycle biogéochimique, on manque d'informations sur l'ampleur de ces processus [EU, 2001].

- **C'est l'exposition par voie orale qui prime dans l'évaluation des risques de contamination au mercure par des sols pollués. L'exposition par inhalation n'est pas prise explicitement en considération par manque de données. L'hypothèse selon laquelle l'évaporation du mercure du sol à l'air libre n'engendre pas de concentrations en vapeurs de mercure dangereuses pour la santé et non encore indirectement prises en compte par les hypothèses conservatrices lors de l'établissement du seuil d'investigation semble plausible.**

#### 5.5. Quelles sont les pollutions supplémentaires admissibles?

La formule employée par ART pour établir son seuil d'investigation se base sur une approche intégrative ; par le biais du degré d'atteinte, elle tient compte d'autres voies d'exposition en plus de la pollution par le mercure du sol. Cette approche intégrative est absolument nécessaire pour évaluer les risques au plus proche de la situation réelle.

Dans le cas présent, on a adopté un degré d'atteinte de la PTWI de 10% ; en d'autres termes, cela signifie que l'homme peut être exposé à une contamination supplémentaire par le mercure du sol se montant à 10% du PTWI. On peut justifier cette supposition par le fait que selon l'OMS, le mercure contenu dans la nourriture et dans l'air constitue la plus grande source d'exposition de l'homme en « conditions normales » [voir ART 2013b, tableau 1].

#### 5.6. Comment évaluer la biodisponibilité? [Paustenbach, 1997]

Pour une évaluation des risques aussi réaliste que possible, il faut se baser sur la quantité de polluants qui pénètre effectivement dans le corps, appelée exposition interne. La concentration en polluants mesurée dans le sol indique par contre l'exposition externe. Un polluant peut être adsorbé physiquement à la surface de particules de sol, ou être lié chimiquement à ces particules. Pour qu'une substance du sol puisse représenter une menace pour la santé humaine, elle doit d'abord être séparée de la matrice du sol, puis être absorbée dans le circuit systémique humain ; cela signifie qu'elle doit être biodisponible.

Pour évaluer le risque des sols pollués pour la santé, on adopte traditionnellement l'hypothèse conservatrice que 100% des polluants liés au sol sont biodisponibles; on admet donc que l'exposition externe est égale à l'exposition interne. En outre, les valeurs toxicologiques de référence sont pour la plupart déduites d'expérimentations animales réalisées avec du chlorure de mercure bien soluble comme substance de test ; on admet que le chlorure de mercure possède une meilleure solubilité que

les autres composés inorganiques du mercure. ART admet aussi une biodisponibilité de 100% pour le calcul du seuil d'investigation, et base son seuil d'investigation pour le mercure inorganique sur la PTWI définie dans le cadre d'expérimentations animales avec du chlorure de méthyle.

- **On peut se demander si les conditions adoptées ne mènent pas à une surestimation du risque imputé aux sols contaminés [ATSDR, 1997]?**

On pourrait réduire les incertitudes liées à l'évaluation des menaces en utilisant un facteur de conversion qui compare la biodisponibilité orale du mercure du sol avec celle du chlorure de mercure contenu dans l'eau ou les aliments utilisés lors des expérimentations animales. Pour l'instant, il n'existe cependant encore pas d'études comparatives qui pourraient permettre d'établir un tel facteur de conversion.

Il existe des études montrant que l'absorption des substances chimiques du sol dans le tract intestinal des animaux est très variable et dépend de toute une série de facteurs spécifiques au site. Ainsi, la biodisponibilité est influencée par le type et la concentration du polluant, le type de sol et la présence ou non d'autres polluants.

De plus, des études sur le comportement du mercure du sol en cas de lessivage (leaching) ont montré que le mercure était très peu mobilisable. L'interprétation de ces résultats mène à dire que la biodisponibilité du mercure est elle aussi faible. On a aussi constaté que les divers composés du mercure se comportaient de manière différente en cas de lessivage. Par exemple, le chlorure de mercure est nettement plus soluble que le sulfure de mercure.

- **Dans la pratique, on utilise souvent la teneur totale en mercure pour indiquer la contamination, sans en connaître la composition exacte. Les données locales influençant la biodisponibilité ne sont pas répertoriées. De plus, il n'existe pas d'études comparatives entre la biodisponibilité orale du mercure du sol et celle du chlorure de mercure contenu dans l'eau ou les aliments utilisés lors des expérimentations animales qui pourraient permettre de déduire un facteur de conversion pour l'évaluation des risques. Pour le moment, on utilise donc l'approche conservatrice.**
- **La biodisponibilité des composés organiques du mercure dans les sols est très peu connue. C'est pourquoi on admet une biodisponibilité de 100% pour évaluer les risques liés à ces composés [ATSDR, 1997; Rodrigues, 2014].**

## 6. Recommandations du SCAHT

- Lors de l'établissement du seuil d'investigation pour la teneur totale en mercure dans les jardins privés et familiaux, les places de jeu et autres lieux où des enfants jouent régulièrement, il faut tenir compte à part égales des composés du mercure les plus critiques et des voies d'exposition les plus critiques. Un faible degré d'atteinte de la PTWI de 10% (contamination supplémentaire admissible au mercure par contact direct avec le sol) est plausible du fait que la contamination de l'homme par le mercure est déjà en grande partie due à la nourriture et à l'air.
- En ce qui concerne la contamination directe par le sol, c'est l'ingestion orale de composés organiques et inorganiques du mercure qui est la plus significative et le MMHg qui est le plus facilement absorbé par le tract gastro-intestinal. L'exposition par inhalation des vapeurs dégagées par l'évaporation des composés du mercure du sol est négligeable par rapport à l'exposition orale. L'exposition par voie cutanée joue elle aussi un rôle secondaire. Autant le mercure métallique que le mercure inorganique et le MMHg sont mal absorbés par la peau. Le SCAHT recommande donc d'utiliser les PTWI internationalement reconnus de 4 µg/kg/semaine pour le mercure inorganique et 1.3 µg/kg/semaine pour le MMHg en tant qu'élément principal pour déduire un seuil d'investigation.
- En raison de la complexité des processus de transformation des différents composés du mercure et du peu de données à disposition concernant la composition de la teneur totale en mercure dans le sol, le SCAHT recommande d'adopter une proportion de 80% pour les composés inorganiques du mercure et de 20% pour les composés organiques du mercure.
- Bien que l'exposition interne de l'organisme soit déterminante pour évaluer les risques au plus proche de la réalité, le SCAHT recommande jusqu'à nouvel avis de maintenir l'hypothèse traditionnelle et conservatrice d'une biodisponibilité à 100% des polluants liés au sol en raison du manque de données à disposition.

Les principales valeurs adoptées pour l'établissement d'un seuil d'investigation pour la teneur totale en mercure dans le sol sont résumées dans le tableau 3.

**Tableau 3:** Valeurs adoptées pour l'établissement d'un seuil d'investigation pour la teneur totale en mercure dans le sol

Paramètres	Valeur
K = Poids corporel	10 kg
S <sub>Hg inorganique</sub> = Valeur toxicologique de référence 1	PTWI <sub>Hg inorganique</sub> : 4 µg/kg/semaine = 0.57 µg/kg/jour
S <sub>MMHg</sub> = Valeur toxicologique de référence 2	PTWI <sub>MMHg</sub> : 1.3 µg/kg/semaine = 0.19 µg/kg/jour
a <sub>Hg inorganique</sub> = degré d'atteinte 1	0.1 = 10%
a <sub>MMHg</sub> = degré d'atteinte 2	0.1 = 10%
B = Quantité de sol ingérée	254 mg/jour
Biodisponibilité <sub>Hg inorganique</sub>	1 = 100%
Biodisponibilité <sub>MMHg</sub>	1 = 100%
Rapport <sub>Hg inorganique:MMHg</sub>	20% : 80%

Le seuil d'investigation peut être établi de la manière suivante :

**Etape 1 :**

La formule  $C_{\text{tot, max}} = K \cdot S \cdot a / B$

permet de déduire des valeurs toxicologiques de référence séparées pour le mercure inorganique et le MMHg :

$$C_{\text{tot, max Hg inorganique}} = 10 \text{ kg} \cdot (4 \text{ } \mu\text{g/kg/semaine} : 7) \cdot 0.1 / 254 \text{ mg} = 2.3 \text{ mg Hg inorganique / kg sol}$$

$$C_{\text{tot, max MMHg}} = 10 \text{ kg} \cdot (1.3 \text{ } \mu\text{g/kg/semaine} : 7) \cdot 0.1 / 254 \text{ mg} = 0.7 \text{ mg MMHg / kg sol}$$

**Etape 2 :**

Le seuil d'investigation pour la teneur totale en mercure peut être établi de la manière suivante :

$$C_{\text{tot, max Hg total}} = 0.8 \cdot C_{\text{tot, max Hg inorganique}} + 0.2 \cdot C_{\text{tot, max MMHg}}$$

$$C_{\text{tot, max Hg total}} = 0.8 \cdot 2.3 + 0.2 \cdot 0.7 = 1.98 \text{ mg Hg total / kg sol}$$

**Sur la base des valeurs énumérées dans le tableau 3, le SCAHT recommande d'adopter une teneur totale de 2 mg de mercure par kg de sol comme seuil d'investigation pour l'ingestion directe de mercure du sol. Aucune atteinte à la santé n'est à craindre si cette valeur n'est pas dépassée.**

## 7. Références bibliographiques

**OSites, 1998a:** Ordonnance sur les atteintes portées au sol (OSol) (1998). 814.12 Dernière consultation le 05.10.2012; <http://www.admin.ch/ch/f/rs/8/814.12.fr.pdf>.

**OSites, 1998b:** Ordonnance sur l'assainissement des sites pollués (Ordonnance sur les sites contaminés, OSites) (1998). Conseil Fédéral Suisse, Dernière consultation le 05.10.2012; <http://www.admin.ch/ch/f/rs/8/814.680.fr.pdf>.

**ART 2013a:** Portmann, D., Reiser, R. et Meuli, R., Mercure dans le sol: établissement d'une valeur d'assainissement selon l'OSites et de seuils d'investigation selon l'OSol, 2013, Agroscope Reckenholz-Tänikon ART: Zurich.

**ART 2013b:** Mercure dans le sol: établissement d'un seuil d'investigation selon l'OSol en cas d'utilisation du sol avec risques par ingestion. Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART) 2013.

**ART, 2013c: Agroscope Reckenholz-Tänikon,** Le mercure dans le sol: **composés organiques du mercure**, Utilisation agricole des sols, juin 2013

**ART, 2014: Agroscope Reckenholz-Tänikon,** GGK: Belastungen mit Organoquecksilber, Stellungnahme zum Bericht der BMG Engineering AG vom 5. Nov. 2013.

**ATSDR, 1997:** Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR science panel on the bioavailability of mercury in soils: lessons learned; Canady RA, Hanley JE, Susten AS.

**ATSDR, 1999:** Agency for Toxic Substances and Disease Registry, TOXICOLOGICAL PROFILE FOR MERCURY, U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES Public Health Service.

**BMG, 2013:** BMG Engineering AG, Ifangstrasse 11, CH 8952 Schlieren/Zürich, GGK: Belastungen mit Organoquecksilber

**OFEFP, 1997:** Hämman, M. et Gupta, S.K., Etablissement de seuils d'investigation et de valeurs d'assainissement pour les polluants inorganiques dans les sols (1997) Documents environnement n°83. Office federal de l'environnement, des forêts et de paysage (OFEFP).

**EFSA, 2012:** EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM), Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food, EFSA Journal 2012;10(12):2985 [241 pp.].

**ETH Zurich, 2014:** Communiqué de Jan Wiederhold

**EU, 2001: Position paper on mercury,** [http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/pp\\_mercury.pdf](http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/pp_mercury.pdf)

**NABO, 2014:** Gubler, A., Schwab, P., Wächter, D., Meuli, R.G. et Keller, A., Résultats de l'Observatoire national des sols (NABO) 1985 - 2009. (en cours d'élaboration).

**Paustenbach, 1997:** Dennis J. Paustenbach, Gretchen M. Bruce, et Paul Chrostowski; Current Views on the Oral Bioavailability of Inorganic Mercury in Soil: Implications for Health Risk Assessments; Risk Analysis, Vol. 17, No. 5, 1997

**Rodrigues, 2014:** Rodrigues SM, et al, Oral bioaccessibility and human exposure to anthropogenic and geogenic mercury in urban, industrial and mining areas, Sci Total Environ (2014), <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.115>

**SUVA 2013,** Dr. med. Dr. sc. nat. Michael Koller, Dr. med. Claudia Pletscher, Dr. med. Marcel Jost, Feuilleton d'information « Valeurs limites d'exposition aux postes de travail en Suisse »

**US EPA, 1991:** Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I, Human Health Evaluation Manual, PartB, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals, Interim; EPA/540/R-92/003, Publication 9285.7-01B, December 1991.

**US EPA, 2014a:** Communiqués personnels Peter Zachary

**US EPA, 2014b:** Mid-Atlantic Risk Assessment, US EPA, 2014

**Table de conversion :** [Conversion](#) (dernière consultation le 06.07.2014)

**WHO, 2004:** WHO FOOD ADDITIVES SERIES: 52, METHYLMERCURY (addendum), OMS, 2004