

土壌の直接摂取によるリスク評価等について

平成13年8月

土壌の含有量リスク評価検討会

検討経過

第1回（平成12年6月22日）

第2回（平成12年11月24日）

第3回（平成13年2月23日）

第4回（平成13年3月8日）

第5回（平成13年7月5日）

第6回（平成13年8月2日）

土壌の含有量リスク評価検討会委員名簿

大野泰雄	国立医薬品食品衛生研究所薬理部長
櫻井治彦	中央労働災害防止協会労働衛生調査分析センター所長
佐藤 洋	東北大学大学院医学系研究科教授
鈴木庄亮	群馬大学医学部公衆衛生学教室教授
中杉修身	国立環境研究所化学物質環境リスク研究センター長
永沼 章	東北大学大学院薬学研究科教授
林 裕造	元国立医薬品食品衛生研究所安全性生物試験研究センター長
平田亜古	宮城学院女子大学助教授
米谷民雄	国立医薬品食品衛生研究所食品添加物部長
吉永 淳	東京大学大学院新領域創成科学研究科助教授

（ : 検討会座長）

目 次

	頁
1 目的	・・・ 1
2 土壤汚染の暴露経路のとらえ方	・・・ 2
3 汚染土壤の直接暴露の経路に係るリスク評価及び要措置レベル	・・・ 4
4 表層土壤の汚染の実態	・・・ 7
5 表層土壤が汚染された土地におけるリスク管理の方法について	・・・ 8
6 今後の対応等	・・・ 9
別添 1：土壤汚染の暴露経路のとらえ方	・・・ 10
別添 2：土壤の摂食等による有害物質の摂取量の算定方法	・・・ 11
別添 3：個別重金属等の要措置レベルの算定	・・・ 13

1 目的

環境基本法に基づき平成3年に設定された現行の土壤環境基準のうち、水質を浄化し及び地下水をかん養する機能を保全する観点から、水質環境基準のうち人の健康の保護に関する環境基準の対象となっている項目について、土壤（重量：g）の10倍量（容量：ml）の水でこれらの項目に係る物質を溶出させ、その溶液中の濃度が、各々の水質環境基準の値以下であることを環境上の条件としている基準（以下このような観点から設定した環境上の条件を「溶出基準」という。）は、人への暴露という観点からは、土壤に含まれる有害物質が地下水に溶出し、その地下水を摂取するという経路について設定されているものである。

一方、平成12年1月より施行されたダイオキシン類対策特別措置法におけるダイオキシン類に係る土壤環境基準は、地下水を経由する経路ではなく、汚染土壤を摂食又は皮膚接触（吸収）するような暴露経路（直接摂取）について設定された。

本検討会では、このような新たな動きを踏まえ、現行の溶出基準がとらえていない土壤中の有害物質の暴露経路について検討するとともに、汚染土壤の直接摂取を通じた長期的な暴露による人の健康に対する有害物質のリスクについて、何らかのリスクの低減が必要と考えられる濃度レベル（以下「要措置レベル」という。）の検討を行った。

また、併せて、汚染土壤の直接暴露のリスクの低減のための措置の考え方（リスク管理の方法）についての整理を試みた。

本報告書は、本検討会におけるこれらの検討結果としてとりまとめたものである。

2 土壤汚染の暴露経路のとらえ方

- (1) 汚染土壤に起因する有害物質の人等への暴露経路については、「人の健康の保護の観点」及び「生活環境（生態系を含む）の保全の観点」に整理でき、それぞれについて、「汚染土壤の直接暴露」及び「他の媒体（大気、公共用水域、地下水）を通じての暴露」に分けられ、

人の健康の保護の観点からの暴露経路は、

- 1) 汚染土壤の直接暴露（汚染土壤の摂食^{*1}及び皮膚接触（吸収））
- 2) 他の媒体（大気、公共用水域、地下水）を通じての暴露
地下水等（への溶出） 飲用等
大気中（への揮散） 吸入
公共用水域（への土壌粒子の流出） （魚介類への蓄積） 摂食
農作物、家畜（への蓄積） 摂食

（*1：飛散による土壌粒子の摂取を含む。）

生活環境（生態系を含む）の保全の観点からの暴露経路は、

- 3) 汚染土壤の直接暴露
生活環境（不快感等）
農作物、農作物以外の飼料用植物の生育阻害
生態系への影響
- 4) 他の媒体（大気、公共用水域、地下水）を通じての暴露
生活環境（飲料水の油膜等）
生態系への影響

と整理できる（別添1）。

- (2) 2) の 暴露経路については、現在、溶出基準が設定されているところである。

- (3) 2) の 暴露経路については、トリクロロエチレン等4物質について大気環境基準が設定されているが、これらを含む揮発性有機化合物は、

- ・ これまでに汚染土壤に起因する大気汚染の事例や大気濃度レベル測定結果の報告がないこと
- ・ これまでの知見では、汚染土壤の上の大人の鼻や口の高さに相当する1.5mの高さで大気環境基準を超過するレベルの大気汚染を引き起こす汚染土壤は土壌溶出基準も超過する可能性が高いこと（トリクロロエチレン等4物質）
- ・ 大気環境基準を超過する可能性のある汚染土壤の濃度レベルは、モデルによる計算である程度の推計は可能であるが、汚染の規模や範囲、その深さ、土質、暴露される場所の地形や気象条件等によりかなり変動するものと考えられ、また、新たな負荷がないような場合には、時間とともに土壌濃度が減少し、大気中へ揮散する量も減少していくものと考えられること
- ・ 大気への揮散によるリスクを評価するには、例えば、土壌ガスのような含有量以外の指標が適切かもしれないこと

から、また、揮発性のある水銀についても、これまでに汚染土壤に起因する大気汚染の事例の報告等がないこと、大気環境基準については現在検討中であることから、この暴

露経路について、直ちに要措置レベルを検討する必要はないと考えられる。

この暴露経路については、現時点では必ずしも関連するデータ等が十分とは言えないため、今後は、表層土壌の調査に際して、汚染地の地上 1.5m の大気濃度の測定を行い、大気環境基準を超過した場合は連続測定する等、汚染地での大気濃度の実態把握や調査研究に努め、必要があれば改めて検討を行うものとする。

(4) 2) の 、 3) の 及び 並びに 4) の の暴露経路については、十分なデータや知見が得られておらず、現時点ではリスク評価及び要措置レベルの検討は困難である。

今後は、関連するデータの蓄積等に努めるものとする。

(5) 2) の 及び 3) の の暴露経路については、現在、土壤環境基準（農用地基準）が設定されているところである。

(6) なお、本検討会では、溶出基準でとらえられていない暴露経路について、要措置レベル等の検討を行うものであるが、現行の溶出基準において考慮されていない飲料水の油膜等（4) の) の暴露経路及び要措置レベルについては、その実態等を踏まえて別途検討することが望まれる。

(7) 以上のことから、1) の「汚染土壌の直接暴露」に係る経路について、現在溶出基準が設定されている項目（以下「有害項目」という。）を対象に、長期（慢性）毒性等の関連する文献やデータを収集整理し、要措置レベルについて検討することとする。

3 汚染土壌の直接暴露の経路に係るリスク評価及び要措置レベル

食物等からの化学物質の摂取割合については、例えば、農薬では、作物からの摂取割合を8割、飲料水からの摂取割合を1割、その他からの摂取割合を1割とすることを基本として登録保留基準が設定されている。

また、最近では、ダイオキシン類対策特別措置法（以下「ダ法」という。）に基づき、大気、水質、土壌に係る環境基準が設定されているが、土壌については、汚染土壌からの直接摂取（摂食及び皮膚接触）による健康影響が懸念されたことから、当該暴露経路に係る土壌環境基準が設定されている。これらダイオキシン類に係る土壌等の環境基準値から TDI に占める割合を計算すると、土壌からの摂取割合は十数%程度（食物や飲料水からの吸収率と土壌からの吸収率の差異を考慮しない場合には7～8%程度）となっている。また、この数値レベルが、ダ法における対策発動の要件にもなっている。

人の健康に対する影響が懸念される汚染土壌の直接暴露については、土地の利用目的やそこでの暴露可能性について様々な場合が想定されるが、要措置レベルについては、以下のような考え方を基に算定することが考えられる。

（1）土壌の摂食等による有害物質の摂取量

土壌の摂食等による有害物質の摂取量については、ダイオキシン類に係るリスク評価における考え方を踏まえ、別添2の考え方によることが適当である。

（2）汚染土壌の直接摂取に伴う要措置レベルの考え方

汚染土壌の直接摂取に伴う要措置レベルについては、ここでは、

我が国で設定した TDI 等がある場合には、TDI 等の配分の目安として概ね 10 %程度、

我が国で設定した TDI 等がない場合には、

汚染土壌からの当該物質の摂取量が飲料水からの摂取量（人の健康の保護の観点から設定されている場合）と同程度とすることを基本とし、その際、併せて WHO 等における TDI 等も勘案する

こととする。

なお、その際、その他の主要な暴露経路である食物や飲料水経由の摂取量がそれぞれの基準値等から算定される摂取量（理論最大摂取量）の合計として TDI 等の9割を超えると計算又は推定される場合等、汚染土壌からの直接摂取（摂食及び皮膚接触）による当該有害物質の摂取量を加えると総摂取量として TDI 等を超過するおそれのある場合について考慮する。

(3) 要措置レベルの算定について検討する有害項目

有害項目のうち、揮発性有機化合物、PCB 及びチウラム等（農薬）については、次のような事情にあることから、要措置レベルの算定の検討は重金属等について行うこととする。

揮発性有機化合物

揮発性有機化合物については、土壌中での下層への移動性や大気中への揮発性が高く、その後の負荷がないような状態では、一般には、表層土壌中に、高濃度の状態のまま長期（複数年）蓄積するような状況はないと考えられるため、長期毒性（慢性毒性）の観点から、表層土壌中の有害物質の含有量としての要措置レベルを算定する必要はないと考えられる。

PCB

PCB については、蓄積性が高く、表層土壌中に高濃度に含有していた汚染事例の報告がある。

また、現在、暫定許容摂取量は $5 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}$ であり、魚介類等について暫定規制値が設定されている。水質環境基準については検出されないこととされ、飲料水が定量下限値レベルの濃度であったと仮定した場合には、当該摂取量の概ね 0.4 % 程度を飲料水から摂取することとなる。ちなみに、土壌中の含有量として暫定許容摂取量の 10 % 程度を割り振ると $400\text{mg}/\text{kg}$ となる。

一方、PCB の中で毒性の強い C_{10} PCB については、既にダイオキシン類の中の異性体として位置づけられて、ダ法の中で土壌の直接摂取の観点からの土壌に係る環境基準値が設定されて汚染土壌に係る対策がとられている。これまでの知見では、土壌中の PCB に占める C_{10} PCB の割合は 1 ~ 15 % と推定されているところである。また、東京都が昨年度に実施した大田区の区道下のダイオキシン類に係る環境調査の中で PCB とダイオキシン類としての C_{10} PCB との濃度の関係について解析した結果によると、当該 PCB については概ね PCB 濃度が $25\text{mg}/\text{kg}$ を超過するとダイオキシン類としての C_{10} PCB の濃度が土壌環境基準である $1,000\text{pg-TEQ}/\text{g}$ を超過する可能性が高いことが推定されている。

以上のことから、PCB による表層土壌の汚染については、ダイオキシン類として調査を行い、土壌環境基準の達成の有無について把握することにより必要な措置を講ずれば足りると考えられる。

なお、PCB については、PCB の製品や非意図的発生源の種類毎に PCB に含有する C_{10} PCB の割合が大きく異なること、 C_{10} PCB の生物濃縮がダイオキシンよりも 1 桁程度高いこと等から、今後とも必要な知見の充実等に努めることが必要である。

チウラム、シマジン、チオベンカルブ、有機燐及び 1, 3 - ジクロロプロペン

これら物質は一般に農薬として使用されるものであり、土壌中での分解が早く、長期間高濃度に土壌が汚染されるようなことはないと考えられるため、要措置レベルの算定の対象から除外した。

ただし、農作業を行う人の労働環境としての安全性の配慮が必要であること、及びチ

ウラムについては農業用以外の用途もあることに留意しておく必要がある。

(4) 個別重金属等の要措置レベルの算定

個別重金属等の要措置レベルの算定については、別添 3 のとおりとすることが適当である。

4 表層土壌の汚染の実態

重金属等について、これまでに環境省において把握している調査結果から、土壌中のこれら項目の含有量が測定されているデータを収集・整理して、個別物質毎の表層土壌について汚染の実態をとりまとめ、上記3で算定した要措置レベルとの対比を行った。

なお、ここでの表層土壌は、表層から50cm未満の深さまでの土壌である。

また、これらデータは、人為的な汚染のないようなバックグラウンドの状況を把握するために実施したものが混在しており、データの解析結果の評価に際しては、その点に留意する必要がある。

総水銀

表層土壌中の含有量について測定された結果では、740 サンプル中、11 サンプルで要措置レベルの9 mg/kg を超過した。

カドミウム

表層土壌中の含有量について測定された結果では、755 サンプル中、5 サンプルで要措置レベルの150mg/kg を超過した。

鉛

表層土壌中の含有量について測定された結果では、777 サンプル中、53 サンプルで要措置レベルの150mg/kg を超過した。

砒素

表層土壌中の含有量について測定された結果では、528 サンプル中、18 サンプルで要措置レベルの150mg/kg を超過した。

六価クロム

表層土壌中の含有量について測定された結果では、38 サンプル中、12 サンプルで要措置レベルの900mg/kg を超過した。

ふっ素

表層土壌中の含有量について測定された結果では、142 サンプル中、要措置レベルの10,000mg/kg を超過したものはなかった（最大640mg/kg）。

ほう素

表層土壌中の含有量について測定された結果では、177 サンプル中、要措置レベルの4,000mg/kg を超過したものはなかった（最大1,040mg/kg）。

セレン

表層土壌中の含有量について測定された結果では、176 サンプル中、要措置レベルの150mg/kg を超過したものはなかった（最大30mg/kg）。

シアン化合物又は全シアン

表層土壌中の含有量について測定された結果では、28 サンプル中、要措置レベルの350mg/kg を超過したものはなかった（最大51mg/kg）。

5 表層土壌が汚染された土地におけるリスク管理の方法について

(1) 本検討会は、土壌汚染の暴露経路のとらえ方、有害物質の要措置レベルの検討を目的としたものであるが、表層土壌が汚染された土地（以下「汚染地」という。）のリスク管理の方法についても整理を試みた。

土壌中の有害物質の健康リスクについては、大気等の他の環境媒体とは異なり、移動性が特に低く、ほとんど拡散・希釈されないため、暴露経路そのものの遮断が可能

暴露の機会そのものが土壌の表層の状態（裸地、又はコンクリート等の舗装地であるか等）に大きく左右される

という特徴がある。

従って、その健康リスクの低減のための管理の方法については、一般に、次の「暴露管理（汚染土壌と接触する機会の抑制）」、「暴露経路遮断（汚染土壌との接触の抑制）」及び「汚染土壌の浄化」の3つの方法が考えられる。

暴露管理（汚染土壌と接触する機会の抑制）

汚染土壌と接触することのないよう、汚染地を柵で囲む等することにより土壌が存在する土地への不特定多数の人の立入りを禁止又は制限する方法が考えられる。

暴露経路遮断（汚染土壌との接触の抑制）

暴露経路遮断、すなわち汚染土壌との接触を抑制する措置として、「覆土・舗装」及び「封じ込め」が考えられ、「覆土・舗装」については、汚染地全体の表面を隙間なく、汚染土壌が露出することのないよう、汚染されていない土砂等により一定以上の厚さで覆土することや、アスファルトやコンクリート等により適切な厚さ及び強度を保ちながら舗装すること等の方法が考えられ、「封じ込め」については、掘削除去して不溶化等の必要な処理をしたり、掘削せずにそのまま不溶化する等して当該土地内に封じ込める方法が考えられる。

汚染土壌の浄化

汚染土壌の浄化措置として、汚染土壌を掘削除去し、有害物質を洗浄・分離して汚染地内に埋め戻す等により処理する方法、汚染土壌を原位置のままで分解又は抽出して処理する方法、及び汚染土壌を掘削除去して最終処分場等に適切に処分する方法が考えられる。

(2) また、これら汚染地については、一定レベルのリスクの管理を行っている又は行った状態にある土地であるので、例えば、その旨を登録管理する、汚染土壌の搬出・利用を防止する等の措置も併せて検討する必要がある。

6 今後の対応等

土壌の直接摂取によるリスクについては、以上検討してきたとおり、今後の汚染実態調査により、表層土壌において要措置レベルを超過するような多数の汚染事例が顕在化してくることが想定されることから、そのリスク低減のための方策について早急に検討を行うことが必要である。

土壤汚染の暴露経路のとらえ方

土壤汚染に起因する有害物質の暴露経路については、以下のように整理できる。

1 人の健康の保護の観点

(1) 汚染土壤の直接暴露

汚染土壤の摂食*¹及び皮膚接触(吸収)【現行のダイオキシン類に係る土壤環境基準】

(2) 他の媒体(大気、公共用水域、地下水)を通じた暴露

地下水等(への溶出) 飲用等【現行の土壤環境基準(溶出基準)】

大気中(への揮散) 吸入

公共用水域(への土壤粒子の流出) (魚介類への蓄積) 摂食

農作物、家畜(への蓄積) 摂食【現行の土壤環境基準(農用地基準)】

2 生活環境(生態系を含む)の保全の観点

(1) 汚染土壤の直接暴露

生活環境(不快感等)

農作物、農作物以外の飼料用植物の生育阻害【現行の土壤環境基準(農用地基準)】

生態系への影響

(2) 他の媒体(大気、公共用水域、地下水)を通じた暴露

生活環境(飲料水の油膜等)

生態系への影響

(* 1 : 飛散による土壤粒子の摂取を含む。)

土壌の摂食等による有害物質の摂取量の算定方法

1 対象とする暴露経路

摂食及び皮膚接触（考慮が必要な場合）とする。

2 暴露期間

(1) 長期的な暴露を対象とする。

(2) 具体的には、一般に自然的原因により広範囲に存在している重金属等については、非汚染土壌の上に居住しても一定の暴露を受けるため、汚染土壌の上に 70 年居住するものとし、一般に人為的原因により局所的にしか存在しないものと考えられるダイオキシン類、PCB、トリクロロエチレン等の揮発性有機化合物等については、汚染土壌の上に一生居住し続ける可能性は一般には高くないものと考え、汚染土壌の上に 30 年、非汚染土壌の上に 40 年居住するものとしてリスク評価を行う（子供の時期は 6 歳までの 6 年間、大人はその後 70 歳までの 64 年間とし、子供の時期は汚染土壌の上で居住するものとして評価）。

3 土壌の摂食（消化管を経由する経口摂取）のシナリオ

(1) 1日当たりの土壌摂食量

ここでは、ダイオキシン類に係るデフォルト値として、子供 200mg/day、大人 100mg/day が採用されていること、平成 12 年度に実施した「土壌摂食量調査」の結果でも概ね同デフォルト値の範囲内にあり、同調査結果をもって直にはデフォルト値の見直しを行う必要はないと考えられることから、同デフォルト値に基づいて要措置レベルを検討する。

(2) 土壌中の有害物質の吸収率

リスク評価の基となる TDI（耐容一日摂取量）等を設定する際には、体内負荷量に基づいて評価を行っているダイオキシン類を除いて、吸収率が考慮されていない。さらに、土壌中の有害物質の摂食による吸収率については、今回検討した項目では通常食物や飲料水を経由した吸収率と比較して有意に低くなるような知見は得られなかったことから、許容摂取量との比較による要措置レベルの算定に際しては特に考慮しないものとする。

(3) 暴露頻度

ダイオキシン類に係るデフォルト値から、年間 365 日とする。

4 土壌及び巻き上げられた土壌粒子の皮膚接触（皮膚吸収）

物質によっては関連する知見のないものもあり、また、ダイオキシン類の場合には皮膚が

らの吸収率を1%と評価しているものの、知見の得られているその他の物質の多くは吸収率1%未満で土壌の摂食による摂取量の数%程度であると見込まれ、土壌及び巻き上げられた土壌粒子の皮膚接触による吸収率は、現行の土壌環境基準の項目のいずれについても特に高いという知見は得られていないことから、ここでは皮膚接触吸収による摂取量は、吸収率が比較的大きいと知見(1%より大きいと評価)が得られているものを除き、土壌の摂食による摂取量と比較して小さいものとして考慮しないものとする。

なお、土壌及び巻き上げられた土壌粒子の皮膚接触(皮膚吸収)による吸収率が比較的大きいものについては、

- (1) 皮膚面積あたりの土壌の皮膚接触量については、ダイオキシン類に係るデフォルト値から、 $0.5\text{mg}/\text{cm}^2$
- (2) 暴露する皮膚面積については、ダイオキシン類に係るデフォルト値から、子供 $2,800\text{cm}^2$ 、大人 $5,000\text{cm}^2$
- (3) 暴露頻度については、ダイオキシン類に係るデフォルト値から、晴天率 $0.6 \times \{ \text{子供 毎日}(7/7)、\text{大人 週末}(2/7) \}$ として考慮するものとする。

5 土壌の摂食等による有害物質の摂取量の算出

(1) 有害物質の摂食による摂取量

有害物質の摂食による摂取量の算出は、

$$(\text{摂取量}) = (\text{土壌中の含有濃度}) \times (\text{土壌摂食量})$$

摂取量	: 1日当たりの土壌からの有害物質の摂食による摂取量
土壌中の含有濃度	: 土壌中の有害物質の含有濃度
1日当たりの土壌摂食量	: 1日当たりの土壌の摂食量

とする。

(2) 有害物質の皮膚接触による摂取量

有害物質の皮膚接触による摂取量の算出は、

(摂取量)

$$= (\text{土壌中の含有濃度}) \times (\text{皮膚面積当たりの接触量}) \times (\text{皮膚面積}) \times (\text{吸収率}) \times f$$

摂取量	: 1日当たりの土壌からの有害物質の皮膚吸収による摂取量
土壌中の含有濃度	: 土壌中の有害物質の含有濃度
皮膚面積当たりの接触量	: 1回当たりの $0.5\text{mg}/\text{cm}^2$
皮膚面積	: 土壌に暴露する皮膚面積 子供 $2,800\text{cm}^2$ 、大人 $5,000\text{cm}^2$
吸収率	: 土壌中の有害物質の皮膚接触による吸収率
f	: 晴天率(0.6) \times 1日当たりの接触回数の頻度 子供 7/7、大人 2/7

とする。

個別重金属等の要措置レベルの算定

- 1 個別物質ごとの耐容（許容）一日摂取量（TDI 等）等には、我が国で水質基準を検討する際に採用された TDI 等、WHO が設定している TDI 等及びそのもととなった FAO と WHO ジョイント委員会（JECFA：Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives）が設定している PTWI（暫定週間耐容摂取量）、米国 EPA の算定した経口曝露の RfD（Reference Dose：日許容量）等がある。

ここでは、我が国の他の基準との整合を図る観点から、評価の指標は、一義的には、我が国の基準を設定する際に用いているものを採用することとし、

TDI 等に基づいて設定されている場合には、汚染土壌からの当該物質の摂取量を同 TDI 等の概ね 10 %程度を目安として配分し、

TDI 等に基づいて設定されていない場合には、汚染土壌からの当該物質の摂取量（理論最大摂取量）が飲料水からの摂取量（理論最大摂取量）と同程度となるようそれぞれ評価した。なお、TDI 等に基づいて設定されていない場合には、併せて、WHO 等における TDI 等も勘案した。

なお、数値については、有効数字 2 桁とし、切り捨てにより、2 桁目は 0 又は 5 とする。

また、この場合の飲料水からの摂取量（理論最大摂取量）すなわち水道の水質基準値から算定した基準内の上限の摂取量（以下「水道からの理論最大摂取量」という。）は、

$(\text{水道の水質基準値：} A \text{ mg/L}) \times (1 \text{ 日当たりの飲料水の摂取量：} 2 \text{ L}) / (\text{日本人の平均体重：} 50 \text{ kg})$

とする。

- 2 上記の考え方により算定した場合の個別重金属等の要措置レベルは次のとおりである。

なお、ここでは、暴露期間については、全シアン又はシアン化合物については汚染土壌の上に 30 年、非汚染土壌の上に 40 年居住するものとして、その他については汚染土壌の上に 70 年居住するものとして、それぞれリスク評価を行うこととした。

(1) 総水銀

我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国においては、1973 年に、専門家会議での検討結果を踏まえ、魚介類の水銀の暫定的規制値の設定に際し、総量規制として体重 50kg の成人の 1 週間のメチル水銀の暫定的摂取量（許容量）を 0.17mg/週と設定されている。

一方、総水銀とは、アルキル水銀等の有機水銀と無機水銀との総称であり、無機水銀は、体内や公共用水域内等では有機水銀化する場合があるとされるため簡単に無視できない。このため、これら水銀を一括して、「総水銀」として環境基準の対象としており、我が国の水銀に係る水道基準については、1992 年に疫学上の結果を基とすれば 0.001mg/L であるが、基準の継続性を考慮して従来までの値どおり、0.0005mg/L

以下とされている。

また、WHO 等 (JECFA) において、1988 年に、PTWI として、総水銀で $5 \mu\text{g/kg/週}$ 、メチル水銀で $3.3 \mu\text{g/kg/週}$ と確認されているところであり、この値は体重 50kg 当たりに換算すると概ね 0.17mg/週 と同じ値となる。

要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、汚染土壌からの当該物質の摂取量が現行の水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、 9.0mg/kg となる。

なお、仮に我が国の暫定的摂取量 (許容量) を基に、WHO 等におけるメチル水銀と総水銀の比率により総水銀の暫定的摂取量 (許容量) を換算すると概ね $0.7 \mu\text{g/kg/日}$ となり、この暫定的摂取量 (許容量) の 10% 程度を割り振ると、 30mg/kg となり、また、我が国の暫定的摂取量 (許容量) を総水銀の暫定的摂取量 (許容量) と見なして 10% 程度を割り振ると、 20mg/kg となる。

(2) カドミウム

我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国における水道の水質基準は、1969 年、地表水及び地下水において亜鉛の $1/100 \sim 1/150$ 程度のカドミウムが含まれていることや亜鉛に係る飲料水の基準 (1.0mg/L 以下) から水道水には 0.01mg/L 以下のカドミウムが含まれていると推定されること、また、WHO 国際基準等で飲料水中のカドミウムの許容量が 0.01mg/L とされていたことから、飲料水中で 0.01mg/L 以下と定められた。

その後、1992 年の時点での再評価の際にも従来通りとされ、水道の水質基準については飲料水中で 0.01mg/L 以下と定められているところである。

要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、WHO 等 (JECFA) における再評価が確定されるまでの間は暫定的なものとして、WHO 等 (JECFA) における再評価及びその結果を踏まえた我が国における再評価の結果を待って、最終的な値を設定することとなるが (2003 年には WHO 等 (JECFA) において PTWI の再評価がなされる予定。) その場合の暫定的な要措置レベルは、汚染土壌からの当該物質の摂取量が現行の水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、 150mg/kg となる。

なお、WHO 等 (JECFA) において、1993 年に、PTWI として、 $7 \mu\text{g/kg/週}$ と確認されているところであり、要措置レベルはこの PTWI の 30% 程度となる。

(3) 鉛

我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国における水道の水質基準は、1992 年に、日本人の血液中の鉛濃度・暴露量は、世界的にみても低いレベルにあることを考慮して 0.05mg/L 以下とされている。

また、鉛の蓄積性を考慮して長期目標として 0.01mg/L 以下と設定し、概ね 10 年間に鉛管の布設替えを行い、鉛濃度の段階的な低減化を図ることとされている。

要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、汚染土壌からの当該物質の摂取量が長期目標としての水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、 150mg/kg となる。なお、この濃度レベルについては、自然的原因により超過する可能性があることから、基準値の設定にあたっては、この点に留意する必要がある。

なお、WHO 等 (JECFA) において、1993 年に、PTWI として、 $25 \mu\text{g/kg/週}$ と確

認められているところであり、要措置レベルはこの PTWI の 10 % 程度となる。

(4) 砒素

我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国における水道の水質基準は、それまで慢性中毒の危険から安全性を見込んで 0.05mg/L 以下とされていたが、WHO での飲料水の水質ガイドラインの変更やその後の新たな知見の集積も踏まえて、1992 年、0.01mg/L 以下に改正されている。

要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、汚染土壌からの当該物質の摂取量が現行の水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、150mg/kg となる。

なお、WHO 等 (JECFA) において、1988 年に、PTWI として、15 μ g/kg/週と確認されているところであり、要措置レベルはこの PTWI の 10 数%程度となる。

(5) 六価クロム

我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国の水道の水質基準は、1992 年に、クロムの毒性については従来通り六価のものに着目することが適当であることから、従来通り 0.05mg/L 以下とされている。

要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、汚染土壌からの当該物質の摂取量が現行の水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、900mg/kg となる。

なお、WHO では、吸入発がん性と遺伝子毒性を考慮すると、現在の飲料水の水質ガイドライン値に疑問があるが、新しい値を導く毒性学的データがサポートされておらず、現在のガイドライン値が健康に重大なリスクを与えないと考えられることから、再評価されるまで 0.05mg/L を暫定ガイドライン値 (クロム) とするとされているところである。

また、六価クロムの土壌中の含有量の把握は、現在一般に底質調査方法において用いられている分析法 (水による抽出法) に準拠して測定が行われていること、及び六価クロムについては、大気から吸入暴露に伴う鼻粘膜等への直接的影響が懸念され、産業労働上の大気中の許容濃度が設定されているところであり、上記の要措置レベルが経口暴露に伴う影響であることから汚染土壌の飛散による影響について留意する必要がある。

(6) ふっ素

我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国の水道の水質基準については、1992 年に、斑状歯発生予防の観点から従来通り 0.8mg/L 以下とすることとされている。

要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、汚染土壌からの当該物質の摂取量が現行の水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、10,000mg/kg となる。

(7) ほう素

我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国における TDI として、 $96 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}$ が設定されている。

また、我が国の水道の水質については監視項目として設定されており、1998 年に、それまでの $0.2\text{mg}/\text{L}$ 以下から $1\text{mg}/\text{L}$ 以下に改正されている。

要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、我が国の TDI の 10 % 程度を割り振ると $4,000\text{mg}/\text{kg}$ となる。

(8) セレン

我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国の水道の水質基準については、1992 年に、従来通り $0.01\text{mg}/\text{L}$ 以下とすることとされている。

要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、汚染土壌からの当該物質の摂取量が現行の水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、 $150\text{mg}/\text{kg}$ となる。

また、WHO では、ヒトの NOAEL (最大無作用量) を $4 \mu\text{g}/\text{kg}$ 体重日と見積もっているところであり、要措置レベルはこの NOAEL の 10 % 程度となる。

(9) 全シアン又はシアン化合物 (以下「シアン」という。)

我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

シアンの経口致死量は人間の事故による事例、動物実験の結果に基づく考察等により、シアン化カリではほぼ $150 \sim 300\text{mg}/\text{人}$ と考えられており、これをシアンに換算した場合、 $60 \sim 120\text{mg}/\text{人}$ が半数致死量と考えられる。シアン等の劇物については、通常 100 倍程度の安全率を見込むので、その許容限度を $1 \text{mg}/\text{人}$ と定めることができる。通常、人間が 1 回に飲用する水の量は 500mL 程度であるから、飲用時における許容限度は一応 $2 \text{mg}/\text{L}$ と考えられる。水道水については、これに更にどの程度の安全率を見込むかについては諸説があり、諸外国の例をとれば、当時 $0.2 \sim 0.01\text{mg}/\text{L}$ となっており、我が国の飲料水の水道の水質基準については、これらを参考にして、「検出されないこと」(定量限界は、 $0.01\text{mg}/\text{L}$) と定められ、1992 年には、下記 TDI の根拠となった研究結果から、 $0.06\text{mg}/\text{L}$ が算出されるが、我が国における基準の継続性を考慮して、現行値どおりシアンとして $0.01\text{mg}/\text{L}$ 以下とされているところである。

また、WHO では、1992 年に、TDI として、 $12 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}$ と設定されているところであり、現行の水道からの理論最大摂取量はこの TDI の 3 % 程度となる。

シアンについては、急性毒性 (半数致死量) の値に劇物としての通常の安全率を見込むとともに更に安全率を見込んでいる等、生涯にわたる連続的な摂取をしても人の健康に影響が生じない水準を基とし安全性を十分考慮して基準値が設定されている。

要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、汚染土壌からの当該物質の摂取量が現行の水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、350mg/kg となる。

揮発性有機化合物について

揮発性有機化合物については、直ちに要措置レベルを算定する必要はないとしたところであるが、参考のため、個別物質毎に毒性等について整理した。

トリクロロエチレン

我が国の水道の水質基準については、1992 年に、WHO 等の TDI 等の根拠となっている Buben ら(1985)をもとに算出すると 0.06mg/L なるが、発がん性のおそれを考慮して、従来通り 0.03mg/L 以下とすることとされている。

また、WHO 等では、1996 年に、TDI として、23.8 μ g/kg/日が設定されている。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン(第 2 版)や日本水道協会「上水試験方法」において、ラット及びマウスで LD₅₀が 2.4 ~ 4.9g/kg 体重となっている。

テトラクロロエチレン

我が国の水道の水質基準については、1992 年に、WHO 等の TDI 等の根拠となっている Buben ら(1985)、Hayes ら(1986)をもとに算出すると 0.04mg/L なるが、発がん性のおそれを考慮して、従来通り 0.01mg/L 以下とすることとされている。

また、WHO 等では、1996 年に、TDI として、14 μ g/kg/日が設定されている。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン(第 2 版)や日本水道協会「上水試験方法」において、4.2 ~ 6 g で人に酩酊、知覚異常及び陽気といった中枢神経系への影響、マウス等で LD₅₀が 8.8 ~ 10.8g/kg 体重等となっている。

ベンゼン

我が国の水道の水質基準については、1992 年に、IRIS(1990)を基に、発がん性のおそれを考慮して、0.01mg/L 以下とすることとされている。

また、WHO 等では、発がんリスクを見積もり、10⁻⁵に対応する飲料水濃度を 0.01mg/L であると推定している。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン(第 2 版)や日本水道協会「上水試験方法」において、ラット及びマウスで LD₅₀が 1 ~ 10g/kg 体重となっている。

ジクロロメタン

我が国の水道の水質基準については、1992 年に、WHO 等の TDI 等の根拠となっている Serota ら(1986)をもとに、発がん性のおそれを考慮して、0.02mg/L 以下とすることとされている。

また、WHO 等では、1996 年に、TDI として、6 μ g/kg/日が設定されている。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン（第2版）や日本水道協会「上水試験方法」において、ラット及びマウスでLD₅₀が2g/kg 体重程度となっている。

四塩化炭素

我が国の水道の水質基準については、1992年に、WHO等のTDI等の根拠となっているBruckerら(1986)をもとに、発がん性のおそれを考慮して、0.02mg/L以下とすることとされている。

また、WHO等では、1996年に、TDIとして、0.71 μg/kg/日が設定されている。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン（第2版）や日本水道協会「上水試験方法」において、ラット及びマウスでLD₅₀が1～12.8g/kg 体重となっている。

シス - 1, 2 - ジクロロエチレン

我が国の水道の水質基準については、1992年に、WHO等のTDI等の根拠となっているBruckerら(1986)をもとに、0.04mg/L以下とすることとされている。

また、WHO等では、1996年に、TDIとして、17 μg/kg/日が設定されている。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン（第2版）や日本水道協会「上水試験方法」において、ラットでLD₅₀が0.77g/kg 体重となっている。

1, 2 - ジクロロエタン

我が国の水道の水質基準については、1992年に、発がん性のおそれを考慮して、0.004mg/L以下とすることとされている。

また、WHO等では、雄ラットの78週間経口投与試験での血管肉腫の結果から、線形多段階モデルにより飲料水濃度の0.3mg/L、0.03mg/L、0.003mg/Lに対応する飲料水のユニットリスクをそれぞれ10⁻⁴、10⁻⁵、10⁻⁶であると推定している。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン（第2版）や日本水道協会「上水試験方法」において、ラット、マウス等でLD₅₀が0.5～0.9g/kg 体重程度となっている。

1, 1 - ジクロロエチレン

我が国の水道の水質基準については、1992年に、WHO等のTDI等の根拠となっているQuastら(1983)をもとに、0.02mg/L以下とすることとされている。

また、WHO等では、1996年に、TDIとして、9 μg/kg/日が設定されている。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン（第2版）や日本水道協会「上水試験方法」において、ラット、マウス等でLD₅₀が0.2～5.8g/kg 体重程度となっている。

1, 1, 1 - トリクロロエタン

我が国の水道の水質基準については、1992年に、臭味発生防止の観点から、現行通り0.3mg/L以下とすることとされている。水質環境基準については、慢性毒性を考慮して1mg/L以下とされている。

また、WHO 等では、1996 年に、TDI として、580 μ g/kg/日が設定されている。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン（第 2 版）や日本水道協会「上水試験方法」において、ラット、マウス等で LD₅₀が 5.7 ~ 14.3g/kg 体重となっている。

1, 1, 2 - トリクロロエタン

我が国の水道の水質基準については、1992 年に、発がん性を考慮して、0.006mg/L 以下とすることとされている。

さらに、急性毒性については、日本水道協会「上水試験方法」において、マウスで LD₅₀が 0.4 ~ 0.5g/kg 体重程度となっている。