

個別項目の取扱い等（案）

1．既存の環境基準健康項目

従来通りの取扱いとする。（各項目についての環境中での挙動、基準値導出根拠等については資料 5 を参照。）

2．既存の要監視項目

p-ジクロロベンゼン、アンチモンについて別添のとおり指針値を設定することが適当である（アンチモンに関しては「3．追加項目等」を参照）。その他の項目については従来通りの取扱いとする。（各項目についての環境中での挙動、基準値導出根拠等については資料 5 を参照。）

p-ジクロロベンゼン

従来の指針値0.3mg/lをNaylorら（1996）の知見をもとに0.2mg/lに見直すべきである。変更する指針値に基づいた場合においても公共用水域等の検出状況から見て従来通り要監視項目とすることが適当である。

ア．検出状況

公共用水域において、指針値（0.2mg/l）及び指針値の10%値（0.02mg/l）を超過する地点はない。（要監視項目調査結果）

地下水において、指針値及び指針値の10%値を超過する地点はない。（要監視項目調査結果）

イ．指針値

Naylorら（1996）のビーグル犬に対する強制経口投与試験によるNOAEL 10mg/kg/dayから不確実係数100を適用して、1週間5日投与を考慮してTDIは0.0714mg/kg/dayとなる。水の寄与率10%、体重50kg、飲用水量2l/dayから、新たな指針値0.2mg/lとした。

3．追加項目等

環境基準項目又は要監視項目への新たな追加や取扱いの変更を行うべき項目は以下のとおり。なお、個々の項目ごとに様々な背景はあるもののこれらの項目については超過状況が見られる項目であることから、平成11年中央環境審議会答申「水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準の項目の追加等について」で審議された要監視項目も含めて、公共用水域等における検出状況等の知見を収集し早期に必要な見直しを行う必要がある。

アンチモン

従来から要監視項目として挙げられていたものの、指針値を設定していなかった項目である。過去の検出状況を見ると、今回の指針値を超過する状況も見られるが、非常に限定的な水域において検出されており、また、その中には自然由来によると考えられる検出も含まれている状況にある。指針値が今般設定されること等も踏まえ、当面要監視項目として設定し、公共用水域等における検出状況等の知見の収集に努めることとするが、その結果を踏まえ3年を目途に環境基準項目に追加するか否かについて再度検討を行う。

ア．検出状況

公共用水域において、指針値(0.02mg/l)を超過する地点(平成6～13年度延べ4,880地点中延べ28地点(地点数の重複を除けば8地点)、超過率は0.6%)及び指針値の10%値(0.002mg/l)を超過する地点(平成6～13年度延べ4,880地点中延べ105地点(地点数の重複を除けば43地点)、超過割合2.2%)がある(要監視項目調査結果)。

地下水において、指針値を超過する地点はないが、指針値の10%値を超過する地点がある(2,075地点中13地点。超過割合0.6%)(要監視項目調査結果)。

イ．指針値

Lynchら(1999)の飲水暴露による亜慢性毒性試験によるNOAEL6mg/kg/dayから不確実係数1,000を適用してTDIは6µg/kg/dayとなる。水の寄与率10%、体重50kg、飲料水量2l/dayから指針値0.02mg/lとした。

マンガン

公共用水域等において指針値の超過が相当程度あり、直接飲用による健康影響に関して懸念はあることから、環境基準等に設定するか否かについて検討を行っているが、土壌中に普遍的に存在する物質であること、水道がほぼ完全普及している現状で浄水処理において除去可能な項目であることを考え合わせれば、検出状況如何に関わらず、環境基準として設定すべき性格の項目か否かについては議論があるところである。

このため、当面、要監視項目として設定し、現状の暴露経路等について知見を収集しつつ環境基準、環境管理において如何に取り扱うべきかを含めて今後とも検討を継続する。

ア．検出状況

公共用水域において、指針値(0.2mg/l)を超過する地点(50地点中2地点で超過。超過割合4.0%)及び指針値の10%値(0.02mg/l)を超過する地点がある(50地点中29地点。超過割合58.0%)(要調査項目存在状況調査結果)。

地下水において、指針値を超過する地点はないが、指針値の10%値を超過する

地点がある（20地点中4地点。超過割合20.0%）（地下水実態調査結果）。

水道水源について、表流水、ダム・湖沼水といった公共用水域で超過する地点（1,296地点中97地点、超過割合7.5%）、地下水で超過する地点（3,099地点中224地点、超過率7.2%）がある（平成12年度水道統計）。

イ．指針値

米国IOM(Institute of Medicine)の食品栄養委員会(The food and Nutrition Board)による人へのNOAEL0.18mg/kg/dayに基づき、不確実係数3（水からのマンガンの生物学的利用可能性が上昇する可能性を考慮して）を適用し、TDIは0.06mg/kg/dayとなる。水の寄与率10%、体重50kg、飲用水量2 l/dayとして、利水障害等も考慮した上で指針値を0.2mg/lとした。

ウラン

公共用水域等において指針値の超過が見られるものの、工場、事業場等の人為排出源を起源とした検出状況とは考えにくいことから、現時点においては、要監視項目として設定した上で、公共用水域等での挙動、検出地点における原因究明など今後とも知見の収集に努める。

ア．検出状況

公共用水域において、指針値（0.002mg/l）を超過する地点（50地点中4地点で超過。超過割合8.0%）及び指針値の10%値（0.0002mg/l）を超過する地点がある（50地点中12地点。超過割合24.0%）（要調査項目存在状況調査結果）。

地下水において、指針値を超過する地点があり（139地点中2地点で超過。超過割合1.4%）、指針値の10%値を超過する地点がある（139地点中3地点。超過割合2.2%）（地下水実態調査結果）。

イ．指針値

Gilmanら(1998)によるラットのLOAEL0.06mg/kg/dayに基づき、不確実係数100を適用し、TDIは0.0006mg/kg/dayとなる。水の寄与率10%、体重50kg、飲用水量2 l/dayとして指針値を0.002mg/lとした。

塩化ビニル

地下水において指針値の超過が見られるものの、ジクロロエチレン類の分解生成物として塩化ビニルが検出されるといった知見もあり、必ずしも塩化ビニルに起因する検出状況とは言えない状況にある。このため、現時点においては、要監視項目として設定し、共存物質を含めた公共用水域等の検出状況、環境中での挙動等の知見の収集に努める。

ア．検出状況

公共用水域において、指針値（0.002mg/l）を超過する地点はないが、指針値

の10%値(0.0002mg/l)を超過する地点がある(190地点中2地点。超過割合1.1%)(要調査項目存在状況調査結果、化学物質と環境)。

地下水において、指針値を超過する地点(295地点中4地点で超過。超過割合1.4%)及び指針値の10%値を超過する地点がある(295地点中8地点。超過割合2.7%)(地下水実態調査結果、要調査項目存在状況調査結果)。

イ．指針値

発がんのうち最も感度の高い指標として雌ラットに対する肝細胞がんの発生率(Feronら.,1981)をもとに線型マルチステージモデルに基づき発ガンリスク 10^{-5} 相当用量0.0875 µg/kg/dayとなる。体重50kg、飲水量2 l/dayとして、指針値を0.002mg/lとした。

1,4 - ジオキサン

公共用水域等において指針値の超過が見られるものの限定的な検出状況であること、またその中には汚染機構が不明なものも含まれることから、現時点においては、要監視項目として設定し、公共用水域等の検出状況、1,4-ジオキサンの取扱い状況、環境への排出状況等についての知見の収集に努める。

ア．検出状況

公共用水域において、指針値(0.05 mg/l)を超過する地点(423地点中1地点、超過率0.2%)、指針値の10%値(0.005mg/l)を超過する地点(423地点中18地点。超過割合4.3%)がある(要調査項目存在状況調査、化学物質と環境)。

地下水において、指針値を超過する地点(215地点中1地点で超過。超過割合0.5%)及び指針値の10%値を超過する地点がある(215地点中9地点。超過割合4.2%)(地下水実態調査、要調査項目存在状況調査)。

イ．指針値

Yamazakiら(1994)のラットでの飲水投与試験での肝臓腫瘍についてのデータより線型マルチステージモデルに基づき発がんリスク 10^{-5} 相当レベルとして指針値を0.05mg/lとした。

エピクロルヒドリン

公共用水域において指針値の超過が見られるものの測定地点が少ないなど限定的な検出状況であることから、現時点においては、要監視項目として設定し、公共用水域等の検出状況等の知見の収集に努める。

ア．検出状況

公共用水域において、指針値(0.0004mg/l)を超過する地点(76地点中2地点。超過割合2.6%)及び指針値の10%値(0.00004mg/l)を超過する地点がある(76地点中5地点。超過割合6.6%)(要調査項目存在状況調査結果)。

地下水においては、指針値及び指針値の10%値を超過する地点はない(地下水実態調査結果)。

イ. 指針値

Westerら(1985)のラットに対するLOAEL2mg/kg/dayから発ガン性を考慮し不確実係数10,000を適用して、TDIは0.14 µg/kg/dayとなる。水の寄与率10%、体重50kg、飲用水量2 l/dayとして、指針値を0.0004mg/lとした。

4. 今後の課題及び検討の方向

人間への暴露状況に関する知見の収集、これに基づく環境管理のあり方の検討

これまで、水の寄与率について10%を基本に基準の設定を行ってきた。人への暴露形態を考えれば、食品、水、大気と3つの経路が想定されるが、これらの実際の寄与率に関する基礎的情報に乏しい状況にあり、今後これに関する知見の集積に努める必要がある。

公共用水域等の水域特性に基づく項目の取扱いについての検討の継続

にあるように人への暴露形態を考えれば、淡水と海水、また、淡水でも表流水と地下水では、異なる性格を持ちうるものと考えられる。

これまで、健康項目については、全水域一律の適用を原則としてきているが、検討対象項目が多種多様にわたっていることに鑑み、水域特性に基づく項目の取扱いについても、今後、概念整理を行い議論を継続していく必要がある。

形態変化や分解、生成を含めた環境中での挙動、毒性に関する知見の収集

物質の環境中での挙動、形態変化やそれに伴う毒性の変化等に関する知見について今後とも収集する必要がある。

環境基準健康項目等における農薬の取扱いに関する検討の継続

農薬については、ゴルフ場暫定指導指針対象農薬を含め、引き続き環境中の検出状況に関するデータを収集した上でその取扱いについて検討することとする。

悪臭物質の取扱いの検討

水環境における悪臭問題は、一般環境における悪臭問題及び利水障害、特に水道において水源水質に起因する水道水での悪臭問題に大別できる。

前者については、生活環境項目として取り扱ってきた。後者については新たな問題として検討すべきものである。

従来、健康項目においては身体的な健康被害のみを取り扱ってきた経緯があり、この経緯を踏まえれば、利水障害としての悪臭問題については生

活環境項目として扱うべき問題と整理できる。

水道水質基準において2 - M I B、ジェオスミンといった項目が新たに取り上げられているが、これらは湖沼、ダム湖といった閉鎖性水域の富栄養化の結果として生じる物質である。従来からの富栄養化対策を踏まえた上で、環境基準の設定等においてどのような取り組みがありうるか、今後とも検討を行う必要がある。

環境基準健康項目等の設定についての基本的考え方の再整理

従来から、健康項目は、直接飲用と水域の魚介類の食用摂取を前提に検討がなされてきている。しかし、環境基準設定当初の前提にあった人間への暴露形態の状況が、特に直接飲用については、水道の普及状況など異なる状況となっている。このような状況を踏まえ、今後どのように環境基準等の設定を行っていくべきかについて、今後、基本的な考え方の再整理を行う等議論を深めていく必要がある。

別表 個別項目の測定結果及びデータソース等

物質名	水域	評価値 (mg/L)	検出 地点数 / 測定 地点数	検出範囲 (μg/L)		検出下限 (μg/L)		評価値超過		10%値超過		実施年度	データソース	備考
				最小値	最大値	最小値	最大値	地点数	割合 (%)	地点数	割合 (%)			
アンチモン	公共用水域	0.02	1,099 / 4,880	0.1	180	0.1	10	28	0.6	105	2.2	6~13	要監視項目	
	地下水		115 / 2,075	0.2	8	0.2	10	0	0.0	13	0.6	6~13	要監視項目	
マンガン	公共用水域	0.2	50 / 50	3.4	440	0.05	0.05	2	4.0	29	58.0	13	要調査項目	
	地下水		13 / 20	1	46	1	1	0	0.0	4	20.0	7	地下水実態調査	
ウラン	公共用水域	0.002	37 / 50	0.01	5.6	0.01	0.01	4	8.0	12	24.0	13	要調査項目	
	地下水		70 / 139	0.01	2.9	0.01	0.1	2	1.4	3	2.2	10	地下水実態調査	
塩化ビニル	公共用水域	0.002	16 / 147	0.01	0.21	0.01	0.01	0	0.0	1	0.7	11	要調査項目	
			4 / 43	0.014	0.25	0.011	0.011	0	0.0	1	2.3	9	化学物質と環境	
	地下水		16 / 272	0.02	18	0.01	25	4	1.5	7	2.6	5	地下水実態調査	
			3 / 23	0.01	0.5	0.01	0.01	0	0.0	1	4.3	11	要調査項目	
1,4-ジオキサン	公共用水域	0.05	3 / 76	2.2	5.7	0.4	0.4	0	0.0	2	2.6	12	要調査項目	
			247 / 347	0.08	160	0.08	0.4	1	0.3	16	4.6	4~13	化学物質と環境	
	地下水		85 / 200	0.1	290	0.1	1	1	0.5	9	4.5	2	地下水実態調査	
			0 / 15	ND	ND	0.4	0.4	0	0.0	0	0.0	12	要調査項目	
エピクロルヒドリン	公共用水域	0.0004	5 / 76	0.07	0.46	0.05	0.05	2	2.6	5	6.6	12	要調査項目	
	地下水		0 / 20	ND	ND	0.1	0.1	0	0.0	0	0.0	7	地下水実態調査	
p-ジクロロベンゼン	公共用水域	0.2	22 / 1,830	0.2	0.4	0.2	30	0	0.0	0	0.0	12~13	要監視項目	
	地下水		0 / 940	ND	ND	0.08	30	0	0.0	0	0.0	12~13	要監視項目	

(資料3の参考) 各物質性状等

1. アンチモン (Antimony)

元素記号：Sb

CAS 番号：7440-36-0

原子量：121.75

酒石酸アンチモンカリウム [KSbOC₄H₄O₆]

CAS 番号：28300-74-5

分子量：635.88

三酸化アンチモン [Sb₂O₃]

CAS 番号：1309-64-4

分子量：291.52

五酸化アンチモン [Sb₂O₅]

CAS 番号：1309-60-9

分子量：323.52

1. 物理化学的性状^{1,2)}

外観等：銀白色のもろい結晶。電気・熱伝導性に乏しい。空気、湿気に対し非常に安定。

融点：630.8

沸点：1,753

比重：6.684 (6.684 kg/m³) (25)

蒸気圧：0.133 kPa (886)

水溶解度：不溶 (KSbOC₄H₄O₆：83 g/L)

オクタノール/水分配係数(10gPow)：

2. 環境中での挙動^{1,2)}

環境中への放出の大部分は、アンチモン又は酸化アンチモンの製造時に精錬所から放出されるスラグによるものである。大気中には微粒子として放出され、大気中オキシダントにより酸化されて三酸化二アンチモン (Sb₂O₃) となると考えられている。水系への放出は、通常微粒子と関連しており、移動後河川河口部などの堆積層に沈降する。水中で溶解しているものも懸濁物、生体、堆積物への移行等があり、また種々の条件で酸化・還元を受ける。溶解性のものは、自然水系の好気条件下ではアンチモン酸型の+5 価の状態と考えられる。水中に存在する化学種としては、Sb()、Sb()化合物及び微生物のメチル化により生成したメチルスチボン酸又はジメチルスチボン酸の4種が知られている事例がある。

アンチモンは土壌中のコロイドに強く吸着され、コロイド微粒子と共に地下水を移動する。堆積物からの水中への再放出は、pHの影響を強く受け、pHが高くなると急に増加する。有害廃棄物処理場からのアンチモンの検出率は、米国では12%前後で、その濃度は幾何平均値で8~17ppm程度である。アンチモンはヨウ化アルキル或いは臭化アルキルと反応して塩を作るので、精錬鉱滓の埋立でこれが起こると、アンチモンの地中移動性を大きく高めることになる。なお、アンチモンの生物蓄積性は高くない。

3. 生産量等 (平成12年度)³⁾

生産量：三酸化アンチモン 11,051 t、五酸化アンチモン 約 300 t

輸入量：三酸化アンチモン 6,957 t

輸出量：三酸化アンチモン 2,320 t

4. 用途¹⁻³⁾

金属アンチモン：半導体合金、セラミックス、活字型、鋳型、はんだ合金

三酸化アンチモン：各種樹脂、ビニル電線、帆布・紙・塗料等の難燃助剤、高級ガラス清澄剤、ほうろう、吐酒石、合成繊維触媒原料、顔料

五酸化アンチモン：各種樹脂・繊維の難燃剤、顔料、ガラス清澄剤、電子材料原料

5. 毒性情報

(1) 急性毒性⁴⁾

(経口) 酒石酸アンチモンカリウム	ラット LD ₅₀ ：	115 mg/kg	1966
	ウサギ LD ₅₀ ：	115 mg/kg	1975
	マウス LDLo：	600 mg/kg	1975
	ヒト LDLo：	2 mg/kg	1975

三酸化アンチモン ラット LD₅₀ : 34,600 mg/kg
 (経皮)三酸化アンチモン ウサギ LDLo : 2,000 mg/kg

(2) 発がん性分類⁵⁻⁸⁾

三酸化アンチモン

IARC	:	2B	1989
日本産業衛生学会	:	2B	1996
ACGIH	:	A2	1996
USEPA	:	収載なし	1997

三硫化アンチモン

IARC	:	3	1989
日本産業衛生学会	:	収載なし	1996
ACGIH	:	収載なし	1996
USEPA	:	収載なし	1997

6. 各種基準値

- (1) 環境基準 (2003 年現在) : 指針値なし (要監視項目)
 (2) 水道水質基準 (2003 年現在) : 0.002 mg/L (監視項目)
 (3) WHO 飲料水水質ガイドライン (1993)²⁾ : 0.005 mg/L (暫定) (検出限界を考慮)
 (4) USEPA 飲料水水質基準 (2002)⁸⁾
 MCL : 0.006 mg/L
 MCLG : 0.006 mg/L

7. WHO における毒性評価

(1) 1993 年ガイドライン²⁾

マウスを用いた限定的生涯曝露実験の結果(Schroeder ら、1972) において、LOAEL が 0.43 mg/kg/day であったことから、不確定係数 500 (LOAEL の使用を考慮) として、TDI は 0.00086 mg/kg/day となる。人の体重を 60kg、1 日あたりの飲料水量を 2L、飲料水の寄与率を 10% とすると、計算値は 0.003 mg/L (丸めた値) となり、実用的定量レベルを考慮して、暫定ガイドライン値は 0.005 mg/L とされた。

(2) 2003 年ガイドラインでの毒性評価

1993 年のレビュー以来、利用可能な毒性データは増加してきたが、その多くは腹腔内投与での暴露によるものである。飲料水中のアンチモンの形態はその毒性を決定する鍵となるものであるが、アンチモンを含む材料から浸出するアンチモンは 5 価のオクソアニオンであって、毒性は比較的弱い。飲水曝露による亜慢性毒性試験から示唆された NOAEL は 6 mg/kg bw/day であることから、不確実性係数 1000 (このうち 100 は種内及び種間差を考慮、10 は亜慢性毒性試験データであることによる) を適用して、耐容一日摂取量は 6 µg/kg bw/day となる。成人の体重を 60kg、1 日あたりの飲料水量を 2L、飲料水の寄与率を 10% とすると、計算値は 18 µg/L となる。この値は、極めて保守的なものだといえることを記しておくべきであろう。

8. 生物濃縮性

生物濃縮性係数 BCF ¹⁰⁾ :	0.70~1.0 (ムラサキイガイ)	1973
	0.30~1.20 (ヨーロッパガキ)	1973
	1.30~4.30 (ヨーロッパザルガイ)	1973
	1.20 (甲殻類 <i>Porcellana longicornis</i>)	1973
	4.40 (甲殻類 <i>Porcellana platycheles</i>)	1973
	4.00 (甲殻類 <i>Pilumnus hirtellus</i>)	1973
	0.15 (ハゼ科 <i>Gobiusculus flavescens</i>)	1973
	0.40 (魚類 <i>Blennius pholis</i>)	1973
(酒石酸アンチモンカリウム)	3.4 (ニジマス)	1987

文献一覧 (アンチモン)

- 1) The Dictionary of Substances and their Effects, 2nd Ed., Vol. 1, 1999
- 2) WHO Guidelines for Drinking-Water Quality, 2nd Ed., Vol.2, 1993
- 3) 14102 の化学商品, 化学工業日報社, 2002
- 4) RTECS 検索
- 5) IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, WHO
- 6) 日本産業衛生学会許容濃度等の勧告(1997), 産衛誌, 39 (4), 129-149, 1997
- 7) IRIS 検索
- 8) 2002 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories, USEPA, 2002
- 9) 環境省からの入手資料
- 10) AQUIRE 検索

2. マンガン (Manganese)

元素記号： Mn

CAS 番号： 7439-96-5

原子量： 54.94

二酸化マンガン [MnO₂] CAS 番号： 543-90-8 分子量： 230.50

過マンガン酸カリウム [KMnO₄] CAS 番号： 7722-64-7 分子量： 158.04

1. 物理化学的性状^{1,2)}

外観等：

融点： 1244

沸点： 1962

比重： 7.20 (25)

蒸気圧：

水溶解度： 不溶

オクタノール/水分配係数(1logPow)：

2. 環境中での挙動^{1,2)}

元素状および無機のマンガンは大気中では浮遊粒子状物質として存在する可能性がある。地表水中では、マンガンは溶存および懸濁体として存在する。嫌氣的条件の地下水では溶存態のマンガンレベルが上昇していることがある。pH 4-7 では、ほとんどの水中で 2 価の形態であるが、より高い pH ではより高度に酸化された形態のものも出現する。マンガンは、有機物含量と陽イオン交換能に依存して土壤に吸着しうる。マンガンは下等な生物には生物濃縮されるが、高等生物では生物濃縮されず食物連鎖による生物濃縮倍率の上昇はさほど顕著ではない。

3. 生産量等 (平成 12 年度)³⁾

生産量： 二酸化マンガン 63,379 t

輸入量： マンガンおよびその製品 43,270t

4. 用途³⁾

金属マンガン： ステンレス、特殊鋼の脱酸および添加材、銅などの非鉄金属の添加材

二酸化マンガン： 乾電池、酸化剤、フェライト、マッチ原料、ガラス工業、漂白剤原料

過マンガン酸カリウム： マンガン・鉄などの除去剤、臭気・有機物の除去剤、繊維・樹脂等の原料

5. 毒性情報

(1) 急性毒性⁴⁾

(経口) 金属マンガン ラット LD₅₀： 9,000 mg/kg 1972

二酸化マンガンラット LD₅₀： 3,478 mg/kg 1975

(2) 発がん性分類⁵⁻⁸⁾

マンガン

IARC : 収載なし 1989

日本産業衛生学会 : 収載なし 1996

IRIS : D 1986

USEPA : D 1997

6. 各種基準値

(1) 環境基準⁹⁾ : 設定されていない (2003 時点)

(2) 水道水質基準 (2003 年現在)⁹⁾ : 0.05 mg/L (みたくべき性状：色)

(3) WHO 飲料水水質ガイドライン (1993)²⁾ : 0.5 mg/L (暫定)

(4) USEPA 飲料水水質基準 (2002)⁸⁾

MCL : -

MCLG : -

SDWR : 0.05 mg/L

7. WHOにおける毒性評価

(1) 1993年ガイドライン²⁾

ヒトでの疫学データから、一日 20mg までのマンガン摂取は、明白な病的症状を引き起こさないことが示されている。一日 12mg 摂取すると、体重 60kg では 0.2 mg/kg/day (NOAEL 相当) より、不確定係数 3 (水からのマンガンの生物利用可能度上昇を考慮) として、TDI 0.07 mg/kg/day となる。人の体重を 60kg、1日あたりの飲料水量を 2L、飲料水の寄与率を 20% とすると、計算値 0.4 mg/L となり、健康影響に基づいた暫定ガイドライン値を 0.5 mg/L とすれば、公衆衛生保護上適切である。

(2) 2003年ガイドラインでの毒性評価

IOM (Institute of Medicine) の食品栄養委員会 (The Food and Nutrition Board) は、マンガンの適切な摂取量 (AI: Adequate Intake) を成人女性と男性について 1.8 および 2.3 mg/day と定めた。典型的な西洋風および菜食主義者の食餌のレビューから、平均的な成人のマンガン摂取量は 0.7~10.0 mg/day の範囲にあることが明らかになった (Greger, 1999)。15 mg のマンガンを 90 日間サプリメントとして投与された女性で有害影響は認められず、リンパ球の SOD (superoxide dismutase) 活性が有意に上昇しただけであった (Davis & Greger, 1992)。Greger の食餌調査のから明らかになったマンガン摂取量の上限值 11 mg/day が、IOM によって 2001 年に NOAEL としてリストされた。従って、AI 値はこの NOAEL よりもはるかに低いが、11 mg/day の食餌による摂取が過剰暴露であるとは思われない。暫定ガイドライン値は、この上限値に基づいて計算することが可能である。体重 60 kg の成人では 0.18 mg/kg bw/day となり、不確実性係数 3 (水からのマンガンの生物学的利用可能度が上昇する可能性を考慮して) を適用すると、TDI は 0.06 mg/kg bw (丸めた値) となる。そこで、飲料水へのマンガンの寄与率を 20% とし、成人の体重を 60kg、1日あたりの飲料水量を 2L とすると、暫定ガイドライン値は 0.4 mg/L となる。このガイドライン値は人での調査に基づいて導き出されており、実験動物からヒトへの外挿は不要である。また、あらゆるデータベースはこの値が安全なレベルであることを支持している。

8. 生物濃縮性

生物濃縮性係数 BCF¹⁰⁾ : (塩化マンガン)

0.4 (コイ <i>Cyprinus carpio</i>)	1993
0.2 (ニジマス <i>Oncorhynchus mykiss</i>)	1993

文献一覧 (マンガン)

- 1) The Dictionary of Substances and their Effects, 2nd Ed., Vol. 5, 1999
- 2) WHO Guidelines for Drinking-Water Quality, 2nd Ed., Vol.2, 1993
- 3) 14102 の化学商品, 化学工業日報社, 2002
- 4) RTECS 検索
- 5) IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, WHO
- 6) 日本産業衛生学会許容濃度等の勧告(1997), 産衛誌, 39 (4), 129-149, 1997
- 7) IRIS 検索
- 8) 2002 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories, USEPA, 2002
- 9) 環境省からの入手資料
- 10) AQUIRE 検索

3. ウラン (Uranium)

元素記号： U

CAS 番号： 7440-61-1

原子量： 238.03 (²³⁸U)

酢酸ウラニル [UO₂(CH₃COO)₂]

CAS 番号： 541-09-3

分子量： 388.12

硝酸ウラニル [UO₂(NO₃)₂]

CAS 番号： 10102-06-4

分子量： 394.04

二酸化ウラン [UO₂]

CAS 番号： 1344-57-6

分子量：

1. 物理化学的性状^{1,2)}

外観等：銀白色金属

融点：1132

沸点：3818

比重：19.0 (20)

蒸気圧：

水溶解度：不溶

オクタノール/水分配係数(logPow)：

2. 環境中での挙動^{1,2)}

ウランは、天然鉱物からの浸出、原子力産業からの排出、石炭等の燃料の燃焼、ウランを含むリン酸肥料の使用などによって環境中に存在する。

3. 生産量等

輸入量 (1999 年)³⁾： 1,512,015 kg (天然ウラン)

920,371 kg (濃縮ウラン)

1,759 kg (劣化ウラン)

輸出量 (1999 年)³⁾： 140 kg (天然ウラン)

93,203 kg (劣化ウラン)

保有量 (1999 年 12 月 31 日現在)⁴⁾： 1,701,181kg (天然ウラン)

13,817,097 kg U, 323,528 kg U-235 (濃縮ウラン)

8,580,374kg(劣化ウラン)

4. 用途^{1,2)}

ウラン：主に原子核燃料

5. 毒性情報

(1) 急性毒性⁵⁾

(経口) Uranyl ethanoate

ラット LD₅₀： 204 mg/kg 1987

マウス LD₅₀： 242 mg/kg 1987

(経路不明) ウラン

ラット LD₅₀： 750 mg/kg 1972

(2) 発がん性分類⁶⁻⁹⁾

ウラン

IARC： 収載なし

日本産業衛生学会： 収載なし 1997

IRIS： 記載なし

USEPA： A

6. 各種基準値

(1) 環境基準： 設定されていない (2003 時点)

(2) 水道水質基準 (2003 現在)： 0.002 mg/L (監視項目)

(3) WHO 飲料水水質ガイドライン (1998)²⁾： 0.002 mg/L (暫定)

(4) USEPA 飲料水水質基準 (2002)⁹⁾

MCL： 0.03 mg/L

MCLG : 0 mg /L

7. WHO、USEPA における毒性評価

(1) 1993 年ガイドライン²⁾

化学的毒性に関する情報が不十分であるため、当面放射性物質としての規制を適用。

(2) 1998 年ガイドライン²⁾

ラットを用いた 91 日間の飲料水投与試験 (Gilman ら、1998) で、腎障害が認められた。LOAEL は 0.06mg/kg/day。不確実係数 100 (種内差及び種間差) から TDI は 0.006mg/kg/day。ガイドライン値は 0.003 mg/L (暫定)。

(3) 2003 年ガイドラインでの毒性評価

ウランのヒトおよび実験動物における発がん性に関しては不十分なデータしかない。従ってウランの化学的毒性についてのガイドライン値は TDI アプローチによって算出された。適切な慢性毒性試験が見あたらなかったため、ウランをもっとも感受性の高い性と種に対して飲水中に溶かして投与して行われた今日までで最も詳細に行われた亜慢性毒性試験の結果 (Gilman et al., 1998) を用いて TDI が算出された。ラットを用いた 91 日間暴露実験 (硝酸ウラニウム・6 水和物) では、腎臓での組織化学的变化を根拠として LOAEL が 0.06 mg U/kg bw/day であったことから、不確実性係数 100 (種間差および種内差を考慮) を適用して、TDI 0.6 μg/kg bw が算出された。この場合、NOAEL ではなく LOAEL を用いたことによる追加的な不確実性係数を適用しなかったのは、報告されている障害の程度が極めて軽微なものであったことによる。また、91 日間の亜慢性毒性試験であったことによる追加的な不確実性係数も、ウランの腎臓での半減期が 15 日と推定されることから試験期間として充分であること、また腎臓障害の程度が暴露期間を延長しても悪化するとは考えにくいことから適用しなかった。この TDI から、成人の体重を 60kg、1 日あたりの飲料水量を 2L、寄与率を 50% とすると、ガイドライン値は 9 μg/L (丸めた値) となる。この値は疫学的研究のデータからも支持されている。飲料水の TDI への寄与率を 50% としたことは、食品からのウランの摂取が低いというデータから支持されている。ただ、ウランの毒性学および疫学データに関して極めて大きな不確実性が存在することから、このガイドライン値は暫定的なものとする。

暫定的ガイドラインとする理由は、利用可能な処理技術では達成が困難であるかもしれないこと、健康影響に関するデータベースが限られていて分析疫学的研究をさらに実施する必要があることにもよる。また、尿細管の障害が発生した飲料水中のウラン濃度については依然不確かであり、低レベル暴露で観察された障害の臨床上的意義も不確かであることも留意する必要がある。実際、30 μg/L までのガイドライン値でも、この濃度以下で観察された尿細管機能のマーカーは正常範囲内であったことから、腎臓毒性を防ぐのには充分かもしれない。

(4) USEPA 飲料水水質基準 (2002)⁹⁾

WHO と同じ試験結果 (LOAEL 0.06mg/kg/day) から RfD は 0.0006mg/kg/day (不確実係数 100 : 種内差 3、種間差 10、LOAEL の使用 3)、1 日 2L の水摂取、体重 70kg、寄与率 80% から、DWEL (Drinking Water Equivalent Level) は 0.02mg/L。ヒトのデータ (0.02~0.1mg/L で軽い蛋白尿) を加味し MCL は 0.03mg/L。

8. 生物濃縮性

生物濃縮性係数 BCF¹⁰⁾ :

(硝酸ウラニル) 19.8-37.2 (ニジマス *Oncorhynchus mykiss*) 1982

文献一覧 (ウラン)

- 1) The Dictionary of Substances and their Effects, 2nd Ed., Vol. 7, 1999
- 2) WHO Guidelines for Drinking-Water Quality, 2nd Ed., Vol.2, 1993/ Addendum to Vol. 2, 1998
- 3) 財務省貿易統計データ室 : 統計品目 9 桁毎各国実績一覧表
(<http://www.mof.go.jp/trate-st/tr-index.html>)
- 4) 文部科学省科学技術・学術政策局原子力安全課保障措置室資料 (2001 年 2 月入手)
- 5) RTECS 検索
- 6) IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, WHO

- 7) 日本産業衛生学会許容濃度等の勧告(1997), 産衛誌, 39(4), 129-149 (1997)
- 8) IRIS 検索
- 9) 2002 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories, USEPA, 2002
- 10) AQUIRE 検索
- 11) 環境省からの入手資料

4 . 塩化ビニル(Vinyl chloride)

CAS 番号 : 75-01-4

分子式 : C_2H_3Cl

1 . 物理化学的特性 (WHO, 1999)

物理的性状	無色の気体
沸点	- 13.4°C
蒸気密度	20°C の空気に対して 2.2
水溶解度	25°C ではわずかに可溶 (1.1 g/L)
オクタノール/水 分配係数 (log Kow)	1.5
ヘンリー定数 (Hc)	25°C で 2.0 ~ 2.8 ;
(kPa. m ³ /mol)	20°C で 18.8

2 . 環境中での挙動

環境中では、塩化ビニルはほぼ完全に蒸気相で存在し、また、水酸基ラジカルおよびオゾンと反応し、最終的にはホルムアルデヒド、一酸化炭素、塩酸、ギ酸などを形成する。その半減期は 1 ~ 4 日である (WHO, 1999)。

これは日光または酸素がない状態では安定であるが、空気、光あるいは熱に曝されると重合する。

塩化ビニルは水溶解性が比較的 low、微粒子物質および沈殿物への吸着能が低い。表層水に取り込まれた塩化ビニルは揮発によって表層水から除去される。表層水からの揮発について報告された半減期は約 1 ~ 40 時間である (WHO, 1999)。

地面に放出された場合には、これは土壤に吸着されず、地下水にすぐに移動し、そこで二酸化炭素と塩素イオンまで分解されることもあれば、あるいは数か月間または数年間にもわたって変化せずにとどまることもある。塩化ビニルは塩素化溶剤のトリクロロエチレン等の分解産物として地下水で報告されている (WHO, 1999)。

3 . 生産量等 (平成 12 年度)

生産量 :	3,0310,692 t
輸入量 :	11,028t
輸出量 :	547,595 t

4 . 用途

ポリ塩化ビニル、塩化ビニル-酢酸ビニル共重合体、塩化ビニリデン-塩化ビニル共重合体の合成

5 . 毒性情報

(1) 急性毒性

(吸入) マウス LC ₅₀	: 295g/m ³ (WHO, 1999)
モルモット及びウサギ LC ₅₀	: 595g/m ³ (WHO, 1999)

(2) 短期暴露

(経口) ラット NOEL	: 30mg/kg (WHO, 1999)
---------------	-----------------------

(3) 長期暴露

(経口)ラット NOAEL : 0.13mg/kg/日 (NOAEL)

(WHO, 1999; US IRIS, 2000)

(吸入)雄ラット亜慢性 LOAEL : 26mg/m³ (WHO, 1999)

(4) 生殖毒性、胚毒性および催奇形性

(吸入)ラット受胎能 LOAEL : 26mg/m³ (Bi ら, 1985; Sokal ら, 1980)

ラット 2 世代繁殖 NOEL : > 2860 mg/m³ (WHO, 1999)

(5) 発がん性

(吸入)ラット、マウス及びハムスター-LOEL

: それぞれ、26、130 および 1300mg/m³ (Maltoni ら, 1981; 1984; WHO, 1999)

(経口)ラット LOAEL : 1.3mg/kg/日

ラット投与量に関連した血管肉腫増加

: 50mg/体重 kg で 18、16.6mg/体重 kg で 9、3.3mg/体重 kg で 1

6 . 各種基準値

(1) 環境基準 (2003 年現在) : 設定されていない

(2) 水道水質基準 (2003 年現在) : 要検討項目候補 0.002mg/L

7. WHOにおける毒性評価

(1) 1993年ガイドライン
記載なし。

(2) 2003年ガイドラインでの毒性評価

吸入経路による高濃度の塩化ビニルに対する産業曝露については、塩化ビニルによるヒトの発癌性を示す十分な証拠があり、IARCは塩化ビニルを1群に分類している(IARC, 1979, 1987)。塩化ビニル産業に従事した労働者の死亡率及びがん発生率をフォローアップした最新研究によると、すべての肝癌、血管肉腫および肝細胞癌では顕著な曝露反応があるが、累積的な塩化ビニル曝露と他の癌との間には強い関係が認められないことが示されている(Wardら, 2001)。

動物データでは塩化ビニルが複数の部位の発癌物質であることを示している。経口的あるいは吸入によってマウス、ラットおよびハムスターに投与した場合は、肝臓および他の部位の血管肉腫とともに、乳腺、肺、ジンバル腺および皮膚の腫瘍を発生させた。

塩化ビニルの代謝物には遺伝毒性があり、DNAに直接作用することを示す証拠がある。塩化ビニルによるDNA付加物も同定されている。職業性曝露では染色体異常、小核および姉妹染色分体交換が起こっている。反応レベルは曝露レベルと相関していた。

ポリ塩化ビニル顆粒に封入した塩化ビニルによるラットの長期混餌投与試験では、5.0mg/体重 kg/日でASLの腫瘍発生率、1.3mg/体重 kg/日で腫瘍性肝結節(雌)および肝細胞癌(HCC)(雄)に有意に増加が認められた(Feronら, 1981)。

Slope factor (95%信頼区間の上限)は、雌ラットの経口混餌投与試験におけるすべての肝腫瘍(ASL、HCCおよび腫瘍性結節)の用量反応データより求めた(Feronら, 1981)。これに相当するヒトの用量はClewellらのPBPKモデル(1995b in US IRIS, Clewellsら, 2001)を用いて計算した。このモデルでは1日に生成された代謝物を代謝物が生成される組織の容積で割った用量計測法、つまり、代謝物(mg)/肝臓(L)に基づいた(Andersenら, 1987)。初期の塩化ビニル代謝は2つの飽和可能な経路、すなわち、一方はシトクロムP450 IIE1による低能力、高親和性の酸化を示す経路、他方はP450の他のアイソザイムによる高能力、低親和性の酸化を示す経路を介して起こる仮定され、それらの両方が用量計測法のPBPKモデルによって扱われた(US IRIS 2000)。線形の低用量外挿法はLED 10と原点(0用量)との間に直線を引いて行われた。その結果は線形化した多段階モデルを用いて得られたものとほぼ同様であった。ヒトが実験動物よりも癌を誘発しやすいという証拠はないが、初期の曝露における感受性の差に関しては不確実性がある。したがって、出生時からの連続的な生涯曝露によって癌リスクが2倍になり、このことは2倍の不確実性要因によって説明できると仮定された(US IRIS, 2000)。

飲料水中の塩化ビニル濃度0.5 µg/Lは、成年期から始まる生涯曝露において 10^{-5} の肝腫瘍の超過リスクに関連しているとして計算された。出生時からの曝露ではこのリスクが2倍になると考えられる(US IRIS 2000)。これより 10^{-5} の理論的リスクでは数値を丸めて0.3 µg/Lの基準値になる。

塩化ビニルはヒトの既知の発癌物質であることから、この化合物の曝露はできる限り避け、技術的に可能な限り低濃度にすべきである。塩化ビニルはいくつかのグレードのポリ塩化ビニルパイプに由来する潜在的な汚染物質として第1に重要なものであり、材料品質の規格によって管理するのが最もよい。

5 . 1,4-ジオキサン(1,4-Dioxane)

CAS 番号： 123-91-1

分子量： 88.11

1 . 物理化学的性状^{1,2)}

外観等：無色の液体

融点：11.8

沸点：100-102

比重：1.0329 (20)

蒸気圧：37 mmHg (25)

水溶解度：混和が可

オクタノール/水分配係数(logPow)：-0.35

2 . 環境中での挙動¹⁰⁾

1、4-ジオキサンは、塗料、ニス、ラッカー、化粧品、脱臭剤、酢酸セルロース、エチルセルロース、ベンジル・セルロース、樹脂、油、ろう、油および精油ゾル染料のために溶剤として使用される。水と任意に混合し、加水分解性や生物濃縮はない。水と混和するため、水からの揮散に関するデータはない。蒸気圧が小さいため、水の蒸発に伴いある程度は揮散すると思われる。土壌分配係数は小さく、土壌に放出された場合には地下水にまで到達する。蒸気圧が低い(37 mm Hg、25)ため、乾燥土壌からは大気に揮散すると考えられる。大気中ではヒドロキシラジカルとの反応により速やかに分解し、半減期は 6.69 から 9.6 時間である。反応生成物は、ケトンやアルデヒドと推定される。ジオキサン/NO 系でも同程度の半減期が得られている。BOD 分解度はほとんどなく、環境中での生分解性は悪い。

3 . 生産量等(平成 12 年)²⁾

生産量：4,500 t (推定)

輸入量：

4 . 用途²⁾

洗浄剤、合成皮革用・反応用の溶剤、塩素系溶剤用、医薬品用

5 . 毒性情報

(1) 急性毒性³⁾

(経口)	ラット LD ₅₀ ：	4,200 mg/kg	1994
	マウス LD ₅₀ ：	5,300 mg/kg	1978

(2) 発がん性分類^{4,5,6,7)}

IARC	：	2B	1987
日本産業衛生学会	：	2B	1996
IRIS	：	B2	1996
USEPA	：	B2	1997

6 . 各種基準値

(1) 環境基準：設定されていない(2003 時点)

(2) 水道水質基準：設定されていない(2003 時点)

(3) WHO 飲料水水質ガイドライン(1993)：収載なし

(4) USEPA 飲料水水質基準(2002)⁷⁾

MCL：収載なし

MCLG：収載なし

(5) その他

PRTR 法：第 1 種指定化学物質

化審法：第 2 条指定化学物質

毒・劇物取締法：第 2 条別表第 2 毒物(製剤を含む)

7. WHO での毒性評価

(1) 1993 年カイドライン

収載なし

(2) 2003 年ガイドラインでの毒性評価

1,4-ジオキサンは、実施された大部分の長期経口投与試験において、げっ歯類に肝臓および鼻腔の腫瘍を引き起こしている。高用量投与されたラットにおいては、腹膜、皮膚および乳腺でも腫瘍が観察されている。肺癌は、腹腔内投与後に特異的に認められている。1,4-ジオキサン取扱作業従事者のコホート研究では癌による死亡の増加は認められていないが、比較死亡率研究では肝臓癌の有意な増加が認められている。しかし、ヒトに対する発癌性評価については、サンプル数が少なかったり暴露データを欠いていたりして、不十分な証拠しかない。IARC は、1,4-ジオキサンを Group 2B (possible carcinogenic to humans) と分類している。

1,4-ジオキサンは、弱い遺伝子傷害性を有している可能性があるが、様々な臓器に複数の腫瘍を誘起することが明白であるため、線形多段階モデルを用いた発癌リスク評価を行うこととした。最も感受性の高い部位について計算した結果、ラットでの飲水投与試験での鼻腔癌と肝臓腫瘍についてのデータから、飲料水中濃度 88 および 54 $\mu\text{g/L}$ で体表面補正なしでの生涯過剰発癌リスクが 10^{-5} となった。

一方、1,4-ジオキサンが低用量でヒトに対して遺伝子傷害性を示さないと仮定すると、ガイドライン値導出に、TDI アプローチをとることも可能である。発癌性以外のエンドポイントでの TDI は、ラットを用いた長期飲水投与試験での NOAEL 9.6 mg/kg bw/day より、不確実性係数 100 (種間差および種内差を考慮) を適用して 96 $\mu\text{g/kg bw}$ と算出された。発癌をエンドポイントとすると、TDI はラットを用いた長期飲水投与試験での NOAEL 16 mg/kg bw/day より、不確実性係数 1000 (100 は種間差および種内差を考慮、10 は非遺伝子傷害性の発癌性であることを考慮) を適用して 16 $\mu\text{g/kg bw}$ と算出された。これにより、成人の体重を 60kg、1 日あたりの飲料水量を 2L、寄与率を 10% とすると、ガイドライン値は 48 $\mu\text{g/L}$ となる。二通りの異なったアプローチで導出された値が 54 $\mu\text{g/L}$ と 48 $\mu\text{g/L}$ と似通ったものであることから、丸めた値として 50 $\mu\text{g/L}$ が 1,4-ジオキサンのガイドライン値として適当であると考えられる。

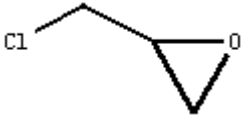
8. 生物濃縮性

生物濃縮性係数 BCF⁸⁾： データ収載なし

文献一覧 (1,4-ジオキサン)

- 1) The Dictionary of Substances and their Effects, 2nd Ed., Vol. 3, Royal Society of Chemistry, 1999
- 2) 14102 の化学商品, 化学工業日報社, 2002
- 3) RTECS 検索
- 4) IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, WHO
- 5) 日本産業衛生学会許容濃度等の勧告(1997), 産衛誌, 39 (4), 129-149, 1997
- 6) IRIS 検索
- 7) 2002 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories, USEPA, 2002
- 8) AQUIRE 検索
- 9) 環境省からの入手資料
- 10) HSDB (ChemBank Aug/2002)

6. エピクロロヒドリン (Epichlorohydrin)



CAS 番号： 106-89-8

分子量： 92.53

1. 物理化学的性状^{1,2)}

外観等：刺激臭のある無色の液体

融点： -57

沸点： 115-117

比重： 1.1812 (20)

蒸気圧： 16 mmHg (25)

水溶解度： 6.4% (20)

オクタノール/水分配係数(logPow)： 0.30

2. 環境中での挙動¹⁰⁾

エピクロロヒドリンの蒸気圧は 16.4 mm Hg (25) であり、大気中ではガス状で存在すると考えられる。大気中では OH ラジカルと反応し、半減期は 36 日と推定される。土壌中では、の小さな Koc の値(40)から大きな移動性を持つと考えられる。湿った土壌(Henry's 定数 (3.0×10^{-5} atm- m³/mole)) や乾燥土壌(高い蒸気圧)からの大気への揮散が容易に起こると考えられる。また、湿った土壌では加水分解が起こる。馴化した土壌や表流水では生分解が起こる。既存点検調査では BOD 分解度 18% で難分解性である。水中では、溶存態で存在する。予測される大気への揮散の半減期は、河川及び湖沼で、それぞれ、19 時間および 12 日である。加水分解が起こりその半減期は蒸留水で 8.2 日、模擬海水で 5.3 日である。生物濃縮性はない。

3. 生産量等(平成 12 年)²⁾

生産量： 134,709 t

輸出量： 26,381 t

輸入量： 15,790 t

4. 用途²⁾

エポキシ樹脂・合成グリセリン・界面活性剤等の合成原料、繊維処理剤、溶剤、可塑剤、安定剤

5. 毒性情報

(1) 急性毒性³⁾

(経口)	ラット LD ₅₀ ：	90 mg/kg	1948
	マウス LD ₅₀ ：	195 mg/kg	1968
(経皮)	マウス LD ₅₀ ：	250 mg/kg	1982

(2) 発がん性分類^{4, 5, 6, 7)}

IARC	：	2A	1987
日本産業衛生学会	：	収載なし	1996
IRIS	：	B2	1996
USEPA	：	B2	1997

6. 各種基準値

(1) 環境基準：設定されていない(2003 時点)

(2) 水道水質基準：設定されていない(2003 時点)

(3) WHO 飲料水水質ガイドライン(1993)：収載なし

(4) USEPA 飲料水水質基準(2002)⁷⁾

MCL：TT (Treatment technique)

MCLG：0

(5) その他

PRTR 法：第 1 種指定化学物質

化審法：第 2 条指定化学物質

毒・劇物取締法：第 2 条別表第 2 毒物（製剤を含む）

労働安全衛生法：施行令第 18 条の 2 [名称を通知すべき有害物（MSDS 対象物質）]

7. WHO での毒性評価

(1) 1993 年ガイドライン

記載なし

(2) 2003 年ガイドラインでの毒性評価

エピクロロヒドリン（ECH）の主要な毒性影響は、局所の刺激と中枢神経系への障害である。ラットにおいて、吸入並びに経口経路での暴露によって鼻腔での扁平上皮癌（吸入暴露）と前胃での腫瘍（経口暴露）を誘発する。ECH は in vitro および in vivo で遺伝子傷害性があることが示されている。IARC は、ECH を Group 2A（probably carcinogenic to humans）としている。ECH は遺伝子傷害性の発癌物質であるが、腫瘍は投与部位においてのみ観察されており、ECH はその部位を著しく刺激していることから、線形多段階モデルを用いて発癌リスクを推定することは不適切であると考えられる。そこで、TDI 0.14 $\mu\text{g}/\text{kg bw}$ は、ラットを用いた 2 年間にわたる強制経口投与試験（週 5 日投与）において前胃の過形成を根拠とした LOAEL が 2 $\text{mg}/\text{kg bw}$ であることから、不確実性係数 10,000（10 は LOAEL を用いることを考慮、100 は種間差および種内差を考慮、さらに 10 は発がん性があることを考慮）を適用して算出された。これにより、成人の体重を 60kg、1 日あたりの飲料水量を 2L、寄与率を 10% とすると、ガイドライン値は 0.4 $\mu\text{g}/\text{L}$ （丸めた値）となる。このガイドライン値は、ECH の毒性についての不確実性と、非常に大きな不確実性係数を用いていることにより、暫定的なものとする。

8. 生物濃縮性

生物濃縮性係数 BCF⁸⁾：

文献一覧（エピクロロヒドリン）

- 1) The Dictionary of Substances and their Effects, 2nd Ed., Vol. 4, Royal Society of Chemistry, 1999
- 2) 14102 の化学商品, 化学工業日報社, 2002
- 3) RTECS 検索
- 4) IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, WHO
- 5) 日本産業衛生学会許容濃度等の勧告(1997), 産衛誌, 39 (4), 129-149, 1997
- 6) IRIS 検索
- 7) 2002 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories, USEPA, 2002
- 8) AQUIRE 検索
- 9) 環境省からの入手資料
- 10) HSDB (ChemBank Aug/2002)

7. p-ジクロロベンゼン (1,4-dichlorobenzene)



CAS 番号： 106-46-7

分子量： 147.0

1. 物理化学的性状^{1,2)}

外観等：強い臭気のある無色～白色の結晶

融点：53.04

沸点：174.1

比重：1.2475 (液体)

蒸気圧：0.226 kPa (25)

水溶解度：31mg/l (25)

オクタノール/水分配係数(logPow)：3.38

2. 環境中での挙動

ジクロロベンゼン類は有機物量が多い土壌に強く吸着すると考えられ、地下水へほとんど移行しないと思われる。土壌中では好氣的条件で徐々に生物分解される。土壌表面では主に揮発が起こるとされる。水中でのジクロロベンゼン類は主に堆積物への吸着と水生生物への生物蓄積により減少すると考えられる。表流水では、加水分解、酸化あるいは光分解ではなく蒸発が重要である。ジクロロベンゼン類は馴化された微生物により好氣的条件の水中で生物分解される。しかし、湖沼堆積物あるいは地下水のような嫌氣的条件では生物分解されないと考えられる。

3. 生産量等 (平成 12 年)

不明

4. 用途²⁾

染料中間物、殺虫剤、有機合成、調剤、防臭剤、農薬

5. 毒性情報

(1) 急性毒性³⁾

(経口)	ラット LD ₅₀ ：	500 mg/kg	1970
	マウス LD ₅₀ ：	2,950 mg/kg	1973
	ウサギ LD ₅₀ ：	2,830 mg/kg	1978
(経皮)	マウス LD ₅₀ ：	>6 g/kg	1986
	ウサギ LD ₅₀ ：	>2 g/kg	1978

(2) 発がん性分類^{4,5,6,7)}

IARC	：	2B	1987
日本産業衛生学会	：	2B	1996
ACGIH	：	A3	1996
USEPA	：	記載なし	1997

6. 各種基準値

- (1) 環境基準：0.3mg/l (要監視項目)
- (2) 水道水質基準：設定されていない (2003 時点)
- (3) WHO 飲料水水質ガイドライン (1993)：0.3mg/l
- (4) USEPA 飲料水水質基準 (1997)⁷⁾
MCL：0.075mg/l

MCLG : 0.075mg/l

(5) その他

PRTR 法：第 1 種指定化学物質

化審法：指定なし

7. WHO での毒性評価

(1) 1993 年ガイドライン

1,4-ジクロロベンゼンの急性毒性は低い、長期間暴露後のラットでの腎臓腫瘍とマウスでの肝細胞腫及びがん発生の増加から、IARC はこの物質をグループ 2B に分類している。1,4-ジクロロベンゼンは遺伝毒性がないと思われ、動物で観察された腫瘍とヒトとの関連は疑わしい。したがって、TDI を用いてガイドライン値を計算するのが妥当である。1000 の不確実係数（種間差の 100、LOAEL を用い、エンドポイントが発がん性であることから 10）と 2 年間ラットを用いた実験（週 5 日経口投与）で腎臓への影響から得られた LOAEL の 150mg/kg/day を適用して TDI は 0.107mg/kg と求められた。ガイドライン値は TDI の 10% を飲料水に割り当てることにより 0.3mg/l となる。この値は報告された最も低い臭味の閾値 0.3 µg/l を超える。

(2) 2003 年ガイドラインでの毒性評価

1993 年ガイドラインの評価から変更はない。

8. 生物濃縮性

生物濃縮性係数 BCF ⁸⁾ : 60	(マンボウ)	1980
296	(flagfish)	1990
220	(ニジマス)	1990
110	(コイ科 fathead minnow)	1987
1800	(甲殻類 Poecilia reticulata)	1980

文献一覧 (p-ジクロロベンゼン)

- 1) The Dictionary of Substances and their Effects, 2nd Ed., Vol. 4, Royal Society of Chemistry, 1999
- 2) 14102 の化学商品, 化学工業日報社, 2002
- 3) RTECS 検索
- 4) IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, WHO
- 5) 日本産業衛生学会許容濃度等の勧告(1997), 産衛誌, 39 (4), 129-149, 1997
- 6) IRIS 検索
- 7) 2002 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories, USEPA, 2002
- 8) AQUIRE 検索