

[17] モリブデン及びその化合物

1. 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式

1) モリブデン

物質名： モリブデン
CAS 番号： 7439-98-7
化審法官報公示整理番号：
化管法政令番号*： 1-453（モリブデン及びその化合物）
RTECS 番号： QA4680000
元素記号： Mo
原子量： 95.94
換算係数： 1 ppm = 3.92 mg/m ³ (気体、25°C)

*注：化管法対象物質の見直し後の政令番号（平成 21 年 10 月 1 日施行）

主なモリブデン化合物は以下の通りである。

No	物質名	CAS 番号	化審法官報 公示整理番号	RTECS 番号	分子量	化学式
2)	三酸化モリブデン(VI)	1313-27-5	1-479	QA4725000	143.94	MoO ₃
3)	モリブデン酸 ナトリウム(VI)	7631-95-0	1-478	QA5075000	205.92	Na ₂ MoO ₄
4)	七モリブデン酸 六アンモニウム (VI)	12027-67-7	1-389	QA5076000	1163.80	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄
5)	モリブデン酸 ニアンモニウム (VI)	13106-76-8	1-389	QA4900000	196.01	(NH ₄) ₂ MoO ₄
6)	モリブデン酸 カルシウム(VI)	7789-82-4	1-186	EW2975000	200.02	CaMoO ₄
7)	モリブデン酸 (VI)	7782-91-4		-	161.95	H ₂ MoO ₄
8)	リンモリブデン 酸(VI)	12026-57-2	1-714	-	1825.25	12MoO ₃ ・ H ₃ PO ₄
9)	二硫化モリブデン(IV)	1317-33-5	1-481	QA4697000	160.07	MoS ₂

(2) 物理化学的性状

モリブデンおよび主なモリブデン化合物の性状は以下の通りである。

No	化学式	性状
1)	Mo	常温で銀白色の金属 ¹⁾
2)	MoO ₃	常温で白色から黄緑色の固体 ¹⁾
3)	Na ₂ MoO ₄	常温で白色の固体 ¹⁾
4)	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄	常温で無色透明又は微緑色から微黄色の固体 ¹⁾

No	化学式	性状
5)	(NH ₄) ₂ MoO ₄	無色の結晶で、空気中ではアンモニアを失い酸性塩になる ²⁾ 。
6)	CaMoO ₄	白色の結晶性粉末 ³⁾
7)	H ₂ MoO ₄	淡黄色の柱状晶 ⁴⁾ 、黄色の柱状晶(1水和物) ⁴⁾ 。
8)	12MoO ₃ ・H ₃ PO ₄	黄色の結晶 ³⁾
9)	MoS ₂	金属様光沢のある石墨様結晶 ²⁾

No	化学式	融点	沸点	密度
1)	Mo	2622°C ^{5), 6), 7)}	4639°C ^{5), 7)} 、約 4825°C ⁶⁾	10.28 g/cm ^{3 5), 6)} 、 10.2 g/cm ^{3 7)}
2)	MoO ₃	801°C ^{5), 7)} 、795°C ⁶⁾	1155°C ^{5), 6), 7)}	4.696 g/cm ^{3 5)} 、4.70 g/cm ^{3 7)}
3)	Na ₂ MoO ₄	687°C ^{5), 7)}		3.28 g/cm ^{3 5)} 、≒3.5 g/cm ^{3 7)}
4)	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄			
5)	(NH ₄) ₂ MoO ₄			
6)	CaMoO ₄	965°C(分解) ^{5), 7)} 、 約 1250°C ⁵⁾		4.38~4.53 g/cm ^{3 5)} 、 4.35 g/cm ^{3 6), 7)}
7)	H ₂ MoO ₄	分解 ⁵⁾		3.1 g/cm ^{3 5), 6), 7)}
8)	12MoO ₃ ・H ₃ PO ₄	78~90°C ³⁾		3.15 g/cm ^{3 3)}
9)	MoS ₂	1750°C ^{5), 7)} 、2375°C ⁶⁾		5.06 g/cm ^{3 5), 7)}

No	化学式	蒸気圧	log Kow	解離定数
1)	Mo			
2)	MoO ₃			
3)	Na ₂ MoO ₄			
4)	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄			
5)	(NH ₄) ₂ MoO ₄			
6)	CaMoO ₄			
7)	H ₂ MoO ₄			
8)	12MoO ₃ ・H ₃ PO ₄			
9)	MoS ₂			

No	化学式	水溶性(水溶解度)
1)	Mo	不溶 ⁵⁾
2)	MoO ₃	1.34×10 ³ mg/1000g (20°C) ⁵⁾ 、140 mg/1000g (20°C) ⁷⁾
3)	Na ₂ MoO ₄	3.940×10 ⁵ mg/1000g (25°C) ⁵⁾ 、6.50×10 ⁵ mg/1000g (25°C) ⁷⁾
4)	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄	
5)	(NH ₄) ₂ MoO ₄	可溶 ⁴⁾
6)	CaMoO ₄	50 mg/1000g ⁵⁾ 、0.025mg/1000g (22°C) ⁵⁾ 、11 mg/1000g (20°C) ⁷⁾
7)	H ₂ MoO ₄	1.33×10 ³ mg/L (18°C) ⁵⁾
8)	12MoO ₃ ・H ₃ PO ₄	可溶 ³⁾
9)	MoS ₂	不溶 ^{5), 6), 7)}

(3) 環境運命に関する基礎的事項

セモリブデン酸六アンモニウムの分解性及び濃縮性は次のとおりである。

生物分解性・生物濃縮性（難分解性ではあるが高濃縮性ではないと判断される物質）⁸⁾
 生物濃縮係数(BCF)：
 <0.45～0.72（試験生物：コイ、試験期間：29日間、試験濃度：518 µg/L）⁹⁾
 <4.5～5.7（試験生物：コイ、試験期間：29日間、試験濃度：51.8 µg/L）⁹⁾

以下、Hazardous Substances Data Bank (HSDB)¹⁰⁾よりとりまとめた。

①大気

イオン性化合物は、不揮発性であり、大気中の粒子状物質中に存在する。粒子状のモリブデン化合物は、湿性又は乾性沈着により大気中から除去される。ある有機モリブデン化合物（例えば、モリブデンカルボニル $\text{Mo}(\text{CO})_6$ ）は、揮発性を有する可能性がある。

②水域

水中では、5つの酸化状態(+6, +5, +4, +3, +2)で存在し、イオン状態は様々（6価は $(\text{MoO}_2)^{2+}$ 、5価は $\text{Mo}_2\text{O}_4(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$ 、4価は $(\text{Mo}_3\text{O}_4(\text{H}_2\text{O})_9)^{4+}$ 、3価では $(\text{Mo}_4\text{O}_4(\text{H}_2\text{O})_{12})^{4+}$ 又は $(\text{Mo}(\text{H}_2\text{O})_6)^{3+}$ 、2価は $(\text{Mo}_2(\text{H}_2\text{O})_8)^{4+}$ ）である。6価の $(\text{MoO}_2)^{2+}$ を除く全てのアクアイオンは、酸性下では水溶性で安定している。天然水中では、多くはモリブデン酸アニオン（ $(\text{MoO}_4)^{2-}$ ）として存在する。都市河川水中では、86.3%が溶存態として、13.7%が懸濁状態に存在する。

③陸域

溶存態などの陰イオン性の化学種は、土壌中の有機物との親和性は低い。酸化及びアルカリ条件下では、移動性が高く、酸性土壌では、多くは不溶性である。イオン性化合物又は溶存性のイオン性化学種は、湿潤又は乾燥した土壌表面から揮発しない。

(4) 製造輸入量及び用途

① 生産量・輸入量等

「化学物質の製造・輸入量に関する実態調査」^{11), 12), 13)}におけるモリブデン及びその化合物の製造（出荷）及び輸入量を表 1.1～表 1.3 に示す。

表 1.1 平成 13 年度における製造（出荷）及び輸入量

物質名	製造（出荷）及び輸入量
三酸化モリブデン	1,000～10,000 t/年未満
モリブデン酸ナトリウム	1,000～10,000 t/年未満
リン酸モリブデン	10～100 t/年未満

注：値は官報公示整理番号ごとに集計されたものを示す

表 1.2 平成 16 年度における製造（出荷）及び輸入量

物質名	製造（出荷）及び輸入量
モリブデン	10,000～100,000 t/年未満
三酸化モリブデン	100～1,000 t/年未満
モリブデン酸ナトリウム	100～1,000 t/年未満
モリブデン酸アンモニウム	100～1,000 t/年未満
硫化オキシモリブデンジアルキル (C=3～8) ジチオカルバメート	10,000～100,000 t/年未満

注：同前

表 1.3 平成 19 年度における製造（出荷）及び輸入量

物質名	製造（出荷）及び輸入量
三酸化モリブデン	10,000～100,000 t/年未満
モリブデン酸ナトリウム	100～1,000 t/年未満
モリブデン酸アンモニウム	100～1,000 t/年未満
二硫化モリブデン	100～1,000 t/年未満
モリブデン酸カルシウム	10～100 t/年未満

注：同前

化学物質排出把握管理促進法（化管法）におけるモリブデン及びその化合物の製造・輸入量区分は、100 t 以上である¹⁴⁾。

我が国では、モリブデン全量をモリブデン鉱、フェロモリブデン、酸化物、水酸化物、金属製品等の形態で輸入しているとされている¹⁵⁾。

モリブデンは、世界生産の 8 割以上（中国を除く）が銅生産の副産物として生産されるため、銅の需給・市況により生産量が左右されることもあるとされている¹⁵⁾。

② 用途

モリブデンの主な用途は、ステンレスや低合金鋼の原料、自動車用やパイプライン用の特殊鋼の原料、電子材料や抵抗体である¹⁾。

モリブデン化合物の主な用途は、三酸化モリブデンは石油化学の触媒など、モリブデン酸アンモニウムは触媒など、モリブデン酸ナトリウムは不凍液の原料、顔料用の発色剤、染料媒染剤、金属表面処理剤、防さび剤の原料などである¹⁾。

モリブデンは動植物の必須微量成分のため、モリブデン酸ナトリウムが農業用微量肥料や飼料添加物に用いられている¹⁾。

我が国におけるモリブデンの需要は、鉄鋼・特殊鋼分野が全体の約 80 %を占めているとされている¹⁵⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

モリブデンは、水質汚濁に係る要監視項目に設定されている。モリブデンは、水道水質基準の要検討項目に位置づけられているほか、水生生物保全に係る水質目標を優先的に検討すべき物質に選定されている。

モリブデン及びその化合物は、化学物質排出把握管理促進法第一種指定化学物質（政令番号：453）に指定されているほか、有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質に選定されている。

2. ばく露評価

環境リスクの初期評価のため、わが国の一般的な国民の健康や水生生物の生存・生育を確保する観点から、実測データをもとに基本的には化学物質の環境からのばく露を中心に評価することとし、データの信頼性を確認した上で安全側に立った評価の観点から原則として最大濃度により評価を行っている。

(1) 環境中への排出量

モリブデン及びその化合物は化管法の第一種指定化学物質である。同法に基づき公表された、平成21年度の届出排出量¹⁾、届出外排出量対象業種・非対象業種・家庭・移動体²⁾から集計した排出量等を表2.1に示す。なお、届出外排出量非対象業種・家庭・移動体の推計はなされていなかった。

表 2.1 化管法に基づく排出量及び移動量（PRTR データ）の集計結果（平成 21 年度）

	届出						届出外（国による推計）				総排出量（kg/年）		
	排出量（kg/年）				移動量（kg/年）		排出量（kg/年）				届出排出量	届出外排出量	合計
	大気	公共用水域	土壌	埋立	下水道	廃棄物移動	対象業種	非対象業種	家庭	移動体			
全排出・移動量	3,535	63,043	9	44	4,995	502,114	90,891	-	-	-	66,631	90,891	157,522

業種等別排出量(割合)	排出量 (kg/年)						総排出量の構成比(%)	
	大気	公共用水域	土壌	埋立	下水道	廃棄物移動	届出	届出外
下水道業							69,641 (76.6%)	
化学工業	3,110 (88.0%)	47,587 (75.5%)	0	0	3,370 (67.5%)	51,686 (10.3%)	59 (0.06%)	
鉄鋼業	110 (3.1%)	11,891 (18.9%)	0	44 (100%)	0	283,908 (56.5%)	81 (0.09%)	
金属製品製造業	7 (0.2%)	289 (0.5%)	0.3 (3.4%)	0	0	32,428 (6.5%)	6,272 (6.9%)	
一般機械器具製造業	3 (0.08%)	7 (0.01%)	0	0	0	3,537 (0.7%)	5,772 (6.4%)	
非鉄金属製造業	147 (4.1%)	2,405 (3.8%)	0	0	1,275 (25.5%)	18,897 (3.8%)	485 (0.5%)	
出版・印刷・関連産業	6 (0.2%)	0	0	0	0	0	2,727 (3.0%)	
電気機械器具製造業	26 (0.7%)	823 (1.3%)	0	0	251 (5.0%)	42,392 (8.4%)	1,528 (1.7%)	
輸送用機械器具製造業	100 (2.8%)	6 (0.009%)	9 (96.6%)	0	0	12,644 (2.5%)	2,176 (2.4%)	
プラスチック製品製造業	0	0	0	0	0	385 (0.08%)	832 (0.9%)	
パルプ・紙・紙加工品製造業							579 (0.6%)	
精密機械器具製造業							264 (0.3%)	
石油製品・石炭製品製造業	0	0	0	0	100 (2.0%)	53,185 (10.6%)	200 (0.2%)	
自然科学研究所							148 (0.2%)	
鉄道業							109 (0.1%)	
電子応用装置製造業	0 (0.05%)	34	0	0	0	130 (0.03%)		
窯業・土石製品製造業	20 (0.6%)	0	0	0	0	1,547 (0.3%)		
電気業							8 (0.009%)	
高等教育機関							7 (0.008%)	
船舶製造・修理業、船用機関製造業	7 (0.2%)	0	0	0	0	178 (0.04%)		
熱供給業							3 (0.003%)	
産業廃棄物処分業	0	1 (0.002%)	0	0	0	0		
金属鉱業	0	0	0	0	0	660 (0.1%)		
その他の製造業	0	0	0	0	0	470 (0.09%)		
一般廃棄物処理業（ごみ処分業に限る。）	0	0	0	0	0	68 (0.01%)		

モリブデン及びその化合物の平成 21 年度における環境中への総排出量は、約 160 t となり、そのうち届出排出量は約 67 t で全体の 42%であった。届出排出量のうち約 3.5 t が大気、63 t が公共用水域、0.009 t が土壌へ排出されるとしており、公共用水域への排出量が多い。この他に埋立処分が 0.044 t、下水道への移動量が約 5.0t、廃棄物への移動量が約 500 t であった。届出排出量の主な排出源は、大気への排出が多い業種は化学工業（88%）であり、公共用水域への排出が多い業種は化学工業（76%）、鉄鋼業（19%）であった。

表 2.1 に示したように PRTR データでは、届出排出量は媒体別に報告されているが、届出外排出量の推定は媒体別には行われていないため、届出外排出量対象業種の媒体別配分は届出排出量の割合をもとに行った。届出排出量と届出外排出量を媒体別に合計したものを表 2.2 に示す。

表 2.2 環境中への推定排出量

媒体	推定排出量(kg)
大気	6,850
水域	150,617
土壌	12

(2) 媒体別分配割合の予測

モリブデンの化学形態は環境中で様々に変化するため、媒体別分配割合の予測を行うことは適切ではない。したがって、モリブデンの媒体別分配割合の予測は行わなかった。

(3) 各媒体中の存在量の概要

本物質の環境中等の濃度について情報の整理を行った。媒体ごとにデータの信頼性が確認された調査例のうち、より広範囲の地域で調査が実施されたものを抽出した結果を表 2.3 に示す。

表 2.3 各媒体中の存在状況

媒体		幾何 平均値 ^{a)}	算術 平均値	最小値	最大値 ^{a)}	検出 下限値 ^{b)}	検出率	調査地域	測定年度	文献
一般環境大気	μg/m ³	0.0024	0.0025	0.0018	0.0036	— ^{c)}	3/3	東京都	2009	3)
		0.0026	0.0027	0.0023	0.003	— ^{c)}	2/2	東京都	2002	4)
		0.0019	0.0021	0.00089	0.0035	— ^{c)}	8/8	大阪府	2001	5)
室内空気	μg/m ³									
食物 ^{d)}	μg/g	— ^{c)}	0.075 ^{d)}	0.046 ^{d)}	0.11 ^{d)}	0.0042	25/25 ^{d)}	東京都	2000	6)
		— ^{c)}	0.086 ^{e)}	0.044 ^{e)}	0.13 ^{e)}	0.0042	25/25 ^{e)}	東京都	2000	6)
飲料水	μg/L	0.42	0.5	0.08	1.1	0.04	23/23	全国	2009	7)
		1	1	1	1	1	5/40	東京都	2005	8)
地下水	μg/L	<40	<40	<5	28	5~40	9/295	全国	2009	9)
		<40	<40	<2	30^{g)}	2~40	6/325	全国	2008	10)
		<40	<40	<2	20 ^{g)}	2~40	2/354	全国	2007	11)

媒体	幾何 平均値 ^{a)}	算術 平均値	最小値	最大値 ^{a)}	検出 下限値 ^{b)}	検出率	調査地域	測定年度	文献	
土 壤	<40	<40	<2	<40	2~40	0/265	全国	2006	12)	
	<40	<40	<2	51	2~40	6/304	全国	2005	13)	
	<40	<40	<2	11 ^{g)}	2~40	3/301	全国	2004	14)	
	<10	<10	<2	13	2~10	4/260	全国	2003	15)	
	— ^{c)}	— ^{c)}	<1	18	1	9/204	東京都	2002	16)	
土 壤	µg/g	— ^{c)}	1.3 ^{h)}	0.094 ^{h)}	8.0 ^{h)}	— ^{c)}	— ^{c)/78}	全国	— ^{e)}	17)
公共用水域・淡水	µg/L	<70	<70	<1	87	1~70	32/785	全国	2009	18)
	µg/L	<40	<40	<1	73	1~40	35/706	全国	2008	19)
	µg/L	<50	<50	<1	69	1~50	49/762	全国	2007	20)
	µg/L	<50	<50	<1	53	1~50	37/622	全国	2006	21)
	µg/L	<40	<40	<2	70	2~40	28/543	全国	2005	22)
	µg/L	<70	<70	<2	83	2~70	23/713	全国	2004	23)
	µg/L	<70	<70	<2	70	2~70	24/725	全国	2003	24)
	µg/L	4.0	4.1	2.9	5.6	— ^{c)}	3/3	東京湾 流入河川	2003~ 2004	25)
	µg/L	<70	<70	0.2	32 ^{g)}	2~70	45/758	全国	2002	26)
	µg/L	<70	<70	<2	86	2~70	29/714	全国	2001	27)
公共用水域・海水	µg/L	<40	<40	<7	14 ^{g)}	7~40	42/71	全国	2009	18)
	µg/L	<40	<40	<7	20 ^{g)}	7~40	73/83	全国	2008	19)
	µg/L	<40	<40	<2	19 ^{g)}	2~40	68/91	全国	2007	20)
	µg/L	<40	<40	<7	21 ^{g)}	7~40	50/77	全国	2006	21)
	µg/L	<40	<40	<2	23 ^{g)}	2~40	62/89	全国	2005	22)
	µg/L	<40	<40	<7	15 ^{g)}	7~40	24/108	全国	2004	23)
	µg/L	<70	<70	6	14 ^{g)}	7~70	58/124	全国	2003	24)
	µg/L	<70	<70	<5	20 ^{g)}	5~70	87/137	全国	2002	26)
	µg/L	<70	<70	<2	15 ^{g)}	2~70	61/115	全国	2001	27)
底質(公共用水域・淡水) ⁱ⁾	µg/g	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.1	13/20	長野県	2002	29)
底質(公共用水域・海水)	µg/g									

注：a) 最大値又は幾何平均値の欄の**太字**で示した数字は、ばく露の推定に用いた値を示す

b) 検出下限値の欄の斜体で示されている値は、定量下限値として報告されている値を示す

c) 報告されていない

d) 原著の値を転記。大人を対象とした陰膳調査結果

e) 原著の値を転記。子どもを対象とした陰膳調査結果

f) トータルダイエツトスタディによる一日摂取量247 µg/day (平均値) の報告がある³⁰⁾

g) 最大濃度を上回る下限値による不検出データが報告されているため、最大濃度よりも高濃度の地点が存在する可能性がある

h) 原著の値を転記。濃度データは各調査地点(78地点)の平均値による集計値ではなく、各サンプル(514検体)の濃度データを集計したもの。調査地点は、森林が最も多いが、農地も含まれている

i) 2002年度とは異なる地点で行われた調査結果において最大4.3 µg/g(1998年度)の報告がある²⁹⁾

(4) 人に対するばく露量の推定 (一日ばく露量の予測最大量)

一般環境大気、飲料水、地下水及び土壌の実測値を用いて、人に対するばく露の推定を行った(表 2.4)。化学物質の人による一日ばく露量の算出に際しては、人の一日の呼吸量、飲水量、

食事量及び土壌摂取量をそれぞれ 15 m³、2 L、2,000 g 及び 0.11 g と仮定し、体重を 50 kg と仮定している。

表 2.4 各媒体中の濃度と一日ばく露量

	媒体	濃度	一日ばく露量
平均	大気		
	一般環境大気	概ね 0.0024 µg/m ³ (2009)	概ね 0.00072 µg/kg/day
	室内空気	データは得られなかった	データは得られなかった
	水質		
	飲料水	0.42 µg/L 程度 (2009)	0.017 µg/kg/day 程度
	地下水	40 µg/L 未満 (2008)	1.6 µg/kg/day 未満
	公共用水域・淡水	70 µg/L 未満 (2009)	2.8 µg/kg/day 未満
最大値	食物	限られた地域における過去のデータであるが 0.075 µg/g (2000) (算術平均値)	限られた地域における過去のデータではあるが 3 µg/kg/day
	土壌	1.3 µg/g 程度 (算術平均値)	0.0029 µg/kg/day 程度
	大気		
	一般環境大気	概ね 0.0036 µg/m ³ (2009)	概ね 0.0011 µg/kg/day
最大値	室内空気	データは得られなかった	データは得られなかった
	水質		
	飲料水	1.1 µg/L 程度 (2009)	0.044 µg/kg/day 程度
	地下水	30 µg/L (2008)	1.2 µg/kg/day
	公共用水域・淡水	87 µg/L (2009)	3.5 µg/kg/day
	食物	限られた地域における過去のデータではあるが 0.11 µg/g (2000)	限られた地域における過去のデータではあるが 4.4 µg/kg/day
	土壌	8.0 µg/g 程度	0.018 µg/kg/day 程度

人の一日ばく露量の集計結果を表 2.5 に示す。

吸入ばく露の予測最大ばく露濃度は、一般環境大気のデータから概ね 0.0036 µg/m³ となった。一方、化管法に基づく平成 21 年度の大気への届出排出量をもとに、プルーム・パフモデル³¹⁾を用いて推定した大気中濃度の年平均値は、最大で 0.56 µg/m³ となった。

経口ばく露の予測最大ばく露量は、飲料水及び土壌のデータから算定すると 0.062 µg/kg/day 程度、地下水及び土壌のデータから算定すると 1.2 µg/kg/day となった。なお、過去のデータではあるが限られた地域を調査対象とした食物のデータに飲料水及び土壌のデータ、又は地下水及び土壌のデータから算定した経口ばく露量の予測最大ばく露量は、それぞれ 4.5 µg/kg/day、5.6 µg/kg/day となった。

表 2.5 人の一日ばく露量

媒体		平均ばく露量 (µg/kg/day)	予測最大ばく露量 (µg/kg/day)
大 気	一般環境大気	0.00072	0.0011
	室内空気		
水 質	飲料水	0.017	0.044
	地下水	<u>1.6</u>	1.2
	公共用水域・淡水	(<u>2.8</u>)	(3.5)
食 物		(限られた地域における過去のデータではあるが 3)	(限られた地域における過去のデータではあるが 4.4)
土 壤		0.0029 (算術平均値)	0.018
経口ばく露量合計	ケース 1	0.0199	0.062
	ケース 2	0.0029+ <u>1.6</u>	1.218
	参考値 1	3.0199	4.462
	参考値 2	3.0029+ <u>1.6</u>	5.618
総ばく露量	ケース 1	0.02062	0.0631
	ケース 2	0.00362+ <u>1.6</u>	1.2191
	参考値 1	3.02062	4.4631
	参考値 2	3.00362+ <u>1.6</u>	5.6191

- 注：1) アンダーラインを付した値は、ばく露量が「検出下限値未満又は定量下限値未満」とされたものを示す
 2) () 内の数字は、経口ばく露量合計の算出に用いていない
 3) 総ばく露量は、吸入ばく露として一般環境大気を用いて算定したものである
 4) ケース 1 は飲料水を、ケース 2 は地下水を摂取していると仮定して計算したもの
 5) 参考値 1 及び参考値 2 は、それぞれケース 1、ケース 2 に過去の限られた地域を対象とした食物の調査結果を考慮した場合を示す

(5) 水生生物に対するばく露の推定（水質に係る予測環境中濃度：PEC）

本物質の水生生物に対するばく露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.6 のように整理した。水質について安全側の評価値として予測環境中濃度（PEC）を人為由来の可能性が高いデータから設定すると、公共用水域の淡水域では 87 µg/L、海水域では 20 µg/L 程度となった。

化管法に基づく平成 21 年度の公共用水域淡水への届出排出量を全国河道構造データベース³²⁾の平水流量で除し、希釈のみを考慮した河川中濃度を推定すると、最大で 46 µg/L となった。

表 2.6 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	70 µg/L 未満 (2009)	87 µg/L (2009)
海 水	40 µg/L 未満程度 (2008)	20 µg/L 程度 (2008)

- 注：1) () 内の数値は測定年度を示す
 2) 淡水は河川河口域を含む

3. 健康リスクの初期評価

健康リスクの初期評価として、ヒトに対する化学物質の影響についてのリスク評価を行った。

(1) 体内動態、代謝

ラットに ^{99}Mo でラベルしたモリブデン酸ナトリウム (モリブデンとして 13.34 mg) を強制経口投与した結果、2 時間後には肝臓や腎臓、肺、骨などで放射活性がみられ、消化管を除くと肝臓で最も多かった。26 時間後には消化管を除く組織で大きく減少したが、51 時間後の減少はわずかであり、51 時間で投与量の 35.2% が尿中に、5.2% が糞中に排泄された¹⁾。また、ラットに ^{99}Mo でラベルした三酸化モリブデンを強制経口投与した結果、6 時間後に投与量の 26%、12 時間後に 51% が尿中に排泄され、24 時間で 58% が尿中に、8% が糞中に排泄された²⁾。

マウスに ^{99}Mo でラベルした七モリブデン酸六アンモニウムを静脈内投与した結果、1 時間後の肝臓に投与量の 26%、腎臓に 3.8% の放射活性があったが、24 時間後も肝臓に 21%、腎臓に 3.9% の放射活性があり、24 時間で投与量の 36.5% が尿中に、2.6% が糞中に排泄された³⁾。ラットに ^{99}Mo でラベルしたモリブデン酸ナトリウムを静脈内投与して胆汁中への排泄を調べた結果、投与量の 1% とわずかであった⁴⁾。モリブデン酸ナトリウムを投与したラットでの消化管からの吸収は胃が 83%、上部小腸が 13%、下部小腸が 3% であり、大腸からの吸収はなかった⁵⁾。

一方、不溶性の二硫化モリブデンをモルモットに経口投与した結果、肺を除いた組織中のモリブデン濃度に有意な変化はみられず、消化管からの吸収はなかったものと考えられた⁶⁾。

また、 ^{99}Mo でラベルした七モリブデン酸六アンモニウムを強制経口投与したウシでは、血液中放射活性のピーク (投与量の 2.6%) は 96 時間後にみられ、168 時間後も 0.9% が血液中にあった。尿中への排泄は 24 時間で 0.5% 未満であり、7 日間で尿中に 4.5%、糞中に 92% が排泄された⁷⁾。モリブデン酸二アンモニウムを強制経口投与したウシでは 72 時間で尿中に投与量の 10%、糞中に 62% が排泄されたが、飲水に添加して投与した場合には 72 時間で尿中に 27%、糞中に 37% が排泄された⁸⁾。このような低い吸収率はポニー⁹⁾ やヒツジ¹⁰⁾ などの反芻動物で報告されており、第 1 胃の関与が指摘されている。

ラットに ^{99}Mo でラベルした七モリブデン酸六アンモニウム 0.025~3 mg/kg を皮下投与した時の放射活性の半減期は肝臓及び精巣で 4.6 時間、横紋筋で 3.8 時間であったが、皮膚では 6.7 時間であった¹¹⁾。

ヒトでは、ボランティア 4 人に ^{99}Mo を静脈内投与した結果、血液中の放射活性は急速に消失し、1 時間後には投与量の 2.5~5% となり、24 時間後には 0.5% 未満にまで減少した。尿中へは投与量の 17~27% が 5 日間で排泄されたが、投与日の排泄が最も多かった。このうち、2 人については 10 日までの排泄を調べたところ、尿中に約 30%、糞中に約 1% が排泄された¹²⁾。

食事からのモリブデン摂取量と糞尿中への排泄量をもとにヒトの消化管からの吸収率を求めた調査では、22~33 才の男性で 88~93% であり、0.022~1.49 mg/day のモリブデン摂取量の範囲内では吸収率に大きな変化はなかった^{13, 14)}。小児では 77% という報告があった¹⁵⁾。また、国内で 18~23 才の女性を対象に実施された調査では正味の吸収率は 93% と見積もられ、正味の吸収量 ($X \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$) と尿中排泄量 ($Y \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$) には有意 ($r = 0.948$) な関連 ($Y = 0.930X - 0.355$) があり、尿中のモリブデンはモリブデン摂取量の指標として利用可能と考えられた¹⁶⁾。

モリブデンはキサンチンデヒドロゲナーゼ/オキシダーゼ、アルデヒドオキシダーゼ、亜硫

酸オキシダーゼの構成成分であり、モリブデンの摂取が不足すると欠乏症を生じ、モリブデンを投与すると改善することから¹⁷⁾、必須元素と考えられている^{17,18)}。

また、モリブデンと銅やタングステンとの間には代謝的な相互作用のあることが知られており、モリブデンの過剰投与によって銅が欠乏し、タングステンはモリブデンの吸収を妨げて尿中排泄を増加させ、モリブデン依存型酵素の活性を抑制する¹⁹⁾。

(2) 一般毒性及び生殖・発生毒性

① 急性毒性

表 3.1 急性毒性²⁰⁾

【三酸化モリブデン】

動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀	188 mg/kg
ラット	吸入	LC ₅₀	> 5,840 mg/m ³ (4hr)
ラット	経皮	LD ₅₀	> 2,000 mg/kg

注：() 内の時間はばく露時間を示す。

【モリブデン酸ナトリウム】

動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀	250 mg/kg
モルモット	経口	LD ₅₀	310 mg/kg
イヌ	経口	LD ₅₀	250 mg/kg

注：() 内の時間はばく露時間を示す。

【モリブデン酸ニアンモニウム】

動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀	680 mg/kg
モルモット	経口	LDLo	2,200 mg/kg
ウサギ	経口	LDLo	1,870 mg/kg
ネコ	経口	LDLo	1,600 mg/kg
ネコ	経口	LD	2,400 mg/kg

【二硫化モリブデン】

動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD	> 2,000 mg/kg
ラット	経口	LDLo	6,000 mg/kg
ラット	吸入	LC ₅₀	> 2,820 mg/m ³ (4hr)
ラット	経皮	LD	> 2,000 mg/kg

注：() 内の時間はばく露時間を示す。

【六塩化モリブデン】

動物種	経路		致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀	1,800 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	760 mg/kg

モリブデン酸ナトリウムのエアロゾルは気道、眼を刺激する。吸入すると咳や咽頭痛を生じ、経口摂取すると腹痛や吐き気、嘔吐、下痢を生じ、皮膚に付いたり眼に入ると発赤を生じる²¹⁾。

モリブデン酸カルシウムは眼、皮膚、気道に対して機械的刺激を引き起こすことがあり、吸入すると咳や咽頭痛、皮膚に付くと発赤、眼に入ると発赤や痛みを生じる²²⁾。

② 中・長期毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雄 4 匹を 1 群とし、0、0.05、0.1、0.5%のモリブデン濃度となるようにモリブデン酸ナトリウム 2 水和物を混ぜた餌を 4 週間投与した結果、0.5%群の全数が 1 週間余りで死亡し、極端な痩せがみられた以外には下痢や剖検時の異常はなく、血液検査結果も正常であった。また、0.05、0.1%群では用量に依存した体重増加の抑制がみられ、0.05%群の最終体重は対照群の約 65%、0.1%群では約 40%しかなかった¹⁾。この結果から、LOAEL を 0.05% (約 25 mg/kg/day) とする。

なお、0.04%の濃度で 4 週間混餌投与した場合の最終体重は対照群の約 80%であったが、0.002%の濃度で銅を餌に追加した群では体重への影響が軽減されて最終体重は約 93%であり、5%の濃度で肝臓ミンチを餌に追加した群では 108%の最終体重であった。0.004%の濃度で鉄を餌に追加した群では体重への影響を軽減する効果はみられなかった¹⁾。

イ) Sprague-Dawley ラット雄 7 匹を 1 群とし、七モリブデン酸六アンモニウム 4 水和物を用いて 0、40、80 mg/kg/day のモリブデンを 8 週間強制経口投与した結果、80 mg/kg/day 群で体重増加の有意な抑制を認め、腎臓の絶対重量は有意に減少し、その相対重量は有意に増加した。血圧に有意な変化はなかった。80 mg/kg/day 群では 15 日以降から尿量及び尿中のクレアチニン量の有意な増加を認め、80 mg/kg/day 群のクレアチニンクリアランスは有意に低かった。また、80 mg/kg/day 群では遠位尿細管からの尿中逸脱酵素（カリクレイン）の排泄が有意に増加したが、タンパク尿や糖尿、近位尿細管からの尿中逸脱酵素（アラニンアミノペプチダーゼ、 γ -GTP）に変化はなかった²³⁾。この結果から、NOAEL を 40 mg/kg/day とする。

ウ) Holstein 仔ウシ 3 匹を 1 群とし、七モリブデン酸六アンモニウムを飲水に添加して 0、0.0001、0.001、0.005%の濃度のモリブデンを 21 日間投与した結果、体重への影響はなかったが、0.005%群で血漿中のセルロプラスミン非結合銅の有意な増加を認め、肝臓の銅含有量は約 60% (乾重ベース) にまで減少した。0.001%群では肝臓における銅の排泄と取込みはほぼ釣り合っていたが、長期間の摂取を続けると銅の欠乏が生じていた可能性も考えられ、モリブデンの最小毒性濃度は 0.001~0.005%の範囲にあると考えられた²⁴⁾。なお、飲水量から求めた各群のモリブデン摂取量は<0.01、0.07、0.7、3.7 mg/kg/day であった。この結果から、NOAEL を 0.7 mg/kg/day とする。

エ) Fischer 344 ラット及び B6C3F1 マウス雌雄各 5 匹を 1 群とし、0、3、10、30、100、300 mg/m³の三酸化モリブデンを 14 日間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、両種の各群で死亡はなかったが、100 mg/m³以上の群の雌雄のラット及び 300 mg/m³群の雌雄のマウスで体重増加の有意な抑制を認め、300 mg/m³群の雄のラット及びマウスでは体重の減少がみられた。しかし、一般状態に変化はなく、ばく露に関連した病変もなかった¹⁹⁾。この結果から、ラットで NOAEL を 30 mg/m³ (ばく露状況で補正 : 5.4 mg/m³ (モリブデンとして 3.6 mg/m³))、マウスで NOAEL を 100 mg/m³ (ばく露状況で補正 : 18 mg/m³ (モリブデンとして 12 mg/m³)) とする。

- オ) Fischer 344 ラット及び B6C3F₁ マウス雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、1、3、10、30、100 mg/m³ の三酸化モリブデンを 13 週間（6.5 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、両種の各群で死亡はなく、体重や一般状態、血液や臨床生化学成分、主要臓器の重量や組織にも影響はなかった。なお、マウスでは 30 mg/m³ 以上の群の雌及び 100 mg/m³ 群の雄で肝臓の銅含有量の有意な増加を認めた¹⁹⁾。この結果から、ラット及びマウスで NOAEL を 100 mg/m³（ばく露状況で補正：19 mg/m³（モリブデンとして 13 mg/m³）以上とする。
- カ) Fischer 344 ラット雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、10、30、100 mg/m³ の三酸化モリブデンを 106 週間（6 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、生存率や体重に影響はなく、一般状態の変化もなかった。しかし、10 mg/m³ 以上の群の雌の鼻腔で嗅上皮及び呼吸上皮の硝子様変性、30 mg/m³ 以上の群の雄の鼻腔で呼吸上皮の硝子様変性、10 mg/m³ 以上の群の雌雄の喉頭で喉頭蓋の扁平上皮化生、30 mg/m³ 以上の群の雌雄の肺で肺胞の慢性炎症の発生率に有意な増加を認めた¹⁹⁾。この結果から、LOAEL を 10 mg/m³（ばく露状況で補正：1.8 mg/m³（モリブデンとして 1.2 mg/m³）とする。
- キ) B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、10、30、100 mg/m³ の三酸化モリブデンを 105 週間（6 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、雄の 30 mg/m³ 群で生存率がやや低かったが、一般状態に変化はなく、体重増加はばく露群の方がむしろ良好であった。10 mg/m³ 以上の群の雌雄の喉頭で喉頭蓋の扁平上皮化生、雌雄の肺で肺胞上皮の化生、雌の肺で組織球の細胞浸潤、30 mg/m³ 以上の群の雄の鼻腔で化膿性の炎症、100 mg/m³ 群の雌雄の喉頭で過形成、雄の鼻腔で嗅上皮の萎縮、呼吸上皮の硝子様変性、雌の鼻腔で嗅上皮及び呼吸上皮の硝子様変性の発生率に有意な増加を認めた¹⁹⁾。この結果から、LOAEL を 10 mg/m³（ばく露状況で補正：1.8 mg/m³（モリブデンとして 1.2 mg/m³）とする。

③ 生殖・発生毒性

- ア) Fischer 344 ラット及び B6C3F₁ マウス雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、1、3、10、30、100 mg/m³ の三酸化モリブデンを 13 週間（6.5 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、両種の雌雄で生殖器の重量や組織、雄で精子の数や運動性に影響はなかった¹⁹⁾。この結果から、ラット及びマウスで NOAEL を 100 mg/m³（ばく露状況で補正：19 mg/m³（モリブデンとして 13 mg/m³）以上とする。
- イ) Sprague-Dawley ラット雌 21 匹（21 日齢）を 1 群とし、モリブデン酸ナトリウム 2 水和物を飲水に添加して 0、0.0005、0.001、0.005、0.01% の濃度のモリブデンを 6 週間投与し、各群 6 匹を屠殺して性周期の評価を行った。残りの各群 15 匹は未処置の雄と交尾させ、妊娠 21 日まで投与を行った。その結果、0.001% 以上の群で性周期の有意な延長を認めた。また、0.001% 以上の群で妊娠期の体重増加の有意な抑制を認め、0.001% 以上の群で胎仔の総重量は有意に低く、胎仔数は少ない傾向にあり、胎仔の体重、体長は有意に低かった。吸収胚の増加は 0.001% 以上の群でみられ、外表系の奇形はなかったが、0.001% 以上の群の胎仔では肝臓や骨髄、食道、腹部筋肉系などの発育が遅れており、胚発育の初期段階にあるようにみえた²⁵⁾。モリブデンの平均摂取量は性周期の評価期間に 0、0.64、1.12、5.81、11.66 mg/匹/週であったため、この間の平均体重を 100 g と仮定するとモリブデンの摂取量は 0、0.9、1.6、8.3、17 mg/kg/day となる²⁶⁾。この結果から、NOAEL を 0.0005%（0.9

mg/kg/day) とする。

ウ) CD マウスの雌雄 5 組を 1 群とし、0、0.001%の濃度で飲水に添加したモリブデンを投与しながら少なくとも 6 ヶ月齢以上まで自由に繁殖させ、第 1~3 回の出産で得られた仔を次世代の繁殖群として同様の操作を繰り返した 3 世代試験の結果、繁殖成績に影響はなかったが、0.001%群の F₁ (仔) 及び F₃ (仔) で若齢期死亡、F₃ (妊娠雌) の死亡率、F₃ (仔) で成長阻害の発生率に有意な増加を認めた²⁷⁾。この結果から、LOAEL を 0.001% (モリブデンとして 1.5 mg/kg/day) とする。

エ) Long-Evans ラット雌雄各 4 匹を 1 群とし、モリブデン酸ナトリウム 2 水和物を餌に添加して 0、0.002、0.008、0.014%の濃度 (0、2、8、14 mg/kg/day 程度) のモリブデンを 13 週間投与した結果、0.002%以上の群の雄及び 0.008%以上の群の雌で体重増加の有意な抑制を認めた。次に処置群の雌と未処置の雄を交尾させた結果、受胎に影響はなかったが、同濃度群の雌雄の交尾では 0.008%以上の群で受胎率の著明な低下を認め、受胎しなかったペアの雄と未処置の雌を交尾させたところ、受胎した雌はいなかった。このため、0.008%以上の群での不妊は雄に原因があると考えられたが、組織検査の結果、これらの雄の精巣で精細管の変性が明らかとなった。雌の出産及び哺育に影響はなかったが、雌 4 匹を 1 群として 0、0.07%濃度 (70 mg/kg/day) のモリブデンを 5 週間投与した結果、10 日後から 0.07%群で発情周期の乱れがみられた²⁸⁾。この結果から、LOAEL を 0.002% (2 mg/kg/day) とする。

④ ヒトへの影響

ア) モリブデンのサプリメント錠剤 (1 錠当たり 0.1 mg のモリブデンを含有) を 1 日 3 錠の摂取から始めて徐々に量を増やし、18 日間で 13.5 mg のモリブデンを摂取した急性中毒患者 (30 歳代後半の男性) では、7 日目に不安と動揺が最初の症状として現れ、14 日目には幻視や幻聴を経験するようになった。サプリメント摂取は 18 日で終えたが、19 日目に強度の幻聴や幻視、塩に対する強度の渴望、下痢、四肢の痛みと冷感があり、22 日目には幻覚は小発作を伴うようになり、24 日に自傷行為に及んで入院した。症状はカルシウムエチレンジアミン四酢酸を用いたキレート療法で数時間後に軽減したが、脳の前頭皮質の明らかな損傷があった。1 年後、患者は遂行機能障害、学習障害、大うつ病、心的外傷後ストレスを伴った中毒性脳症と診断された²⁹⁾。

しかし、4 人の男性ボランティアに 1.49 mg/day のモリブデンを 24 日間経口投与した試験では全員に影響はなかった¹³⁾。

イ) クロウン病の治療によって完全静脈栄養による栄養摂取が必要となった 24 才の男性では、12 ヶ月を経過した頃から頻脈や頻呼吸、重度の頭痛、夜盲症、吐き気、嘔吐、中心暗点などの症状が現れ、24~48 時間内に重度の全身性浮腫や嗜眠、失明当識、昏睡へと進行した。これらの症状は市販のアミノ酸製剤の使用によって引き起こされ、生化学的な異常 (血漿メチオニン濃度の増加と血清尿酸の低下) は亜硫酸塩及びチオ硫酸塩、ヒポキサンチン、キサンチンの尿中排泄の増加、尿酸及び無機硫酸塩の尿中排泄の減少と関連していた。このため、亜硫酸オキシダーゼ及びキサンチンオキシダーゼの阻害が示唆され、これらの酵素に共通したモリブデンを投与したところ、臨床症状は改善され、尿も正常に戻った。こ

これらのことから、この症例はモリブデン欠乏によるものと考えられた¹⁷⁾。

ウ) 先天的なモリブデン代謝異常（モリブデン補因子欠損症）では、亜硫酸の蓄積によって脳の萎縮や機能障害、痙攣、精神遅滞、眼球異常や眼振、キサントシン代謝異常による血清尿酸濃度の増加などが生じる³⁰⁾。

エ) 隣接する対照群の居住地に比べてモリブデン濃度が土壌で 38 倍、植物で 190 倍の居住地に住む 184 人（高ばく露群）を対象としたアルメニアの調査では、モリブデンの摂取量は高ばく露群で 10~15 mg/day、対照群で 1~2 mg/day であり、高ばく露群の 31% に当たる 57 人で関節の痛みや腫脹、炎症、変形といった痛風様の症状がみられ、対照群でも 17.9% に当たる 14 人に同様の症状があり、症状のあった全員で血液中の尿酸値の増加もみられた。また、高ばく露群の 52 人、対照群の 5 人について血液及び尿中のモリブデンや銅、尿酸、血液中のキサントシンオキシダーゼを測定したところ、血液中の尿酸値の平均は高ばく露群で 6.2 mg、対照群で 3.8 mg であり、高ばく露群の 52 人中 29 人が正常値を超えており、29 人中少なくとも 17 人で痛風様の症状があり、痛風様の症状のあった 17 人で血液中の尿酸値の平均は 8.1 mg、症状のなかった 35 人で 5.3 mg であった。血清中のモリブデン濃度及びキサントシンオキシダーゼ活性は血清中の尿酸値と正の関連、銅の尿中排泄の増加は血清中のモリブデン濃度の増加と負の関連を示し、52 人では血液中の尿酸値は居住期間の増加とともに増加した³¹⁾。この結果から、LOAEL を 10 mg/day とし、体重を 70 kg とすると 0.14 mg/kg/day、体重を 50 kg とすると 0.2 mg/kg/day の用量となる。

オ) アメリカコロラド州のゴールデン地区では、水道水中のモリブデン濃度は 0.3~0.4 mg/L であったが、1974 年から対策が取られ、1975 年には約 0.2 mg/L であり、大学生 13 人の調査では血清中のセルロプラスミン濃度は 40.3 mg/dL、尿酸は 4.35 mg/dL であり、モリブデンの 24 時間尿中排泄量は 186 mg であった。一方、対照群としたデンバー地区では水道水中のモリブデン濃度は 0.001~0.05 mg/L の範囲にあり、42 人の血清中のセルロプラスミン濃度は 30.41 mg/dL、尿酸は 5.34 mg/dL、モリブデンの 24 時間尿中排泄量は 87.25 mg であり、ゴールデン地区の値はいずれもデンバー地区に比べて有意に高かった。しかし、どちらの群にも悪影響は認められなかった³²⁾。この結果から、WHO (1996) は若干の懸念があるとした上で 0.2 mg/L を NOAEL としてガイドラインの設定に用いた³³⁾。

(3) 発がん性

① 主要な機関による発がんの可能性の分類

国際的に主要な機関での評価に基づく本物質の発がんの可能性の分類については、表 3.2 に示すとおりである。

表 3.2 主要な機関による発がんの可能性の分類

機 関 (年)		分 類
WHO	IARC	—
EU	EU	—
USA	EPA	—
	ACGIH (2003)	A3 動物に対して発がん性が確認されたが、ヒトへの関連性は不明な物質。(可溶性モリブデン化合物)
	NTP	—

機 関 (年)		分 類
日本	日本産業衛生学会	—
ドイツ	DFG (2000)	3B ヒトの発がん性物質としての証拠は不十分であり、現行の許容濃度との関係も不明な物質。(三酸化モリブデン)

② 発がん性の知見

○ 遺伝子傷害性に関する知見

in vitro 試験系では、三酸化モリブデンは代謝活性化系 (S9) 添加の有無にかかわらずネズミチフス菌で遺伝子突然変異を誘発しなかった³⁴⁾。また、モリブデンの可溶性塩は大腸菌で遺伝子突然変異を誘発せず³⁵⁾、モリブデン酸ナトリウムは S9 無添加の酵母で遺伝子突然変異、遺伝子変換を誘発しなかった³⁶⁾。

七モリブデン酸六アンモニウムは S9 無添加の大腸菌³⁷⁾、枯草菌^{37,38)} で DNA 傷害を誘発し、モリブデン酸二カリウムは S9 無添加の枯草菌³⁷⁾ で DNA 傷害を誘発したが、三酸化モリブデン³⁸⁾、モリブデン酸³⁸⁾、二硫化モリブデン³⁸⁾、五塩化モリブデン³⁷⁾ は S9 無添加の枯草菌で DNA 傷害を誘発しなかった。

三酸化モリブデンは代謝活性化系 (S9) 添加の有無にかかわらずチャイニーズハムスター卵巣 (CHO) 細胞で染色体異常、姉妹染色分体交換を誘発しなかったが¹⁹⁾、七モリブデン酸六アンモニウムは S9 無添加のヒトリンパ球で染色体異常³⁹⁾、姉妹染色分体交換³⁹⁾、小核⁴⁰⁾を誘発し、モリブデン酸ナトリウムは S9 無添加のヒトリンパ球で小核⁴⁰⁾を誘発した。

in vivo 試験系では、七モリブデン酸六アンモニウム、モリブデン酸ナトリウムは腹腔内投与したマウスの骨髄細胞で小核、優性致死突然変異を誘発した⁴⁰⁾。

○ 実験動物に関する発がん性の知見

A 系マウス雌雄各 10 匹を 1 群として週 3 回の頻度で合計 19 回、総量で 0、950、2,735、4,750 mg/kg/匹の三酸化モリブデンを腹腔内投与し、30 週まで飼育した結果、各群の生存数は 19/20、13/20、19/20、15/20 匹であり、4,750 mg/kg/匹群で肺腫瘍の発生率に有意な増加を認めた⁴¹⁾。

Fischer 344 ラット雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、10、30、100 mg/m³の三酸化モリブデンを 106 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、発生率の有意な増加を示した腫瘍はなかった。なお、雄で細気管支/肺胞の腺腫又は癌の発生率に有意な増加傾向がみられたが、過去に同系統のラットの対照群で認めた自然発生率の範囲内にあった¹⁹⁾。

B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし、0、10、30、100 mg/m³の三酸化モリブデンを 105 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、雄では 10 mg/m³以上の群で細気管支/肺胞の癌の発生率に有意な増加を認め、細気管支/肺胞の腺腫又は癌の発生率も 10、30 mg/m³群で有意に高く、自然発生率を超えていた。雌では 30 mg/m³以上の群で細気管支/肺胞腺腫、100 mg/m³群で細気管支/肺胞の腺腫又は癌の発生率に有意な増加を認め、自然発生率を超えていた¹⁹⁾。

これらの結果から、NTP (1997) は雄ラットでは発がん性の証拠は不明確であったが、

雌ラットでは発がん性の証拠はなく、雌雄のマウスでは幾つかの発がん性の証拠があったと結論した¹⁹⁾。

Sprague-Dawley ラット雄 10 匹を 1 群とし、モリブデン酸ナトリウムを用いて 0、0.002% 濃度のモリブデンを 19 週間又は 30 週間飲水投与した結果、どちらの群にも食道及び前胃で腫瘍の発生はなく、増殖性の病変や前がん病変もなかった。14~21 匹を 1 群として 0、0.0002、0.002% の濃度で飲水投与しながら 4 週目から *N*-ニトロソサルコシンエチルエステル (NSEE) を週 2 回の頻度で 8 週間強制経口投与し、その後 19 週又は 30 週まで飼育した結果、NSEE のみの群では食道の腫瘍が 19 週後に 80.0%、30 週後に 90.5%、前胃の腫瘍発生が 19 週後に 70.0%、30 週後に 100% の発生率でみられたが、0.0002% の濃度で本物質を投与しながら NSEE を投与した群 (NSEE+0.0002% 群) では食道の腫瘍は 19 週後に 33.3%、30 週後に 53.3%、前胃の腫瘍は 19 週後に 20.0%、30 週後に 46.7% と発生率は有意に減少した。同様に 0.002% 濃度の本物質を投与しながら NSEE を投与した群 (NSEE+0.002% 群) でも食道の腫瘍は 19 週後に 26.7%、30 週後に 57.1%、前胃の腫瘍は 19 週後に 33.3%、30 週後に 71.4% と有意に低く、食道及び前胃の腫瘍発生に対する本物質の抑制効果がみられた⁴²⁾。また、Sprague-Dawley ラット雄 45 匹を 1 群とし、0、0.0002% 濃度のモリブデンとなるようにモリブデン酸ナトリウムを混ぜた餌を投与しながら週 1 回の頻度で *N*-メチル-*N*-ベンジルニトロソアミン (MBN) を 20 回皮下投与し、28 週後に屠殺して食道を中心とした腫瘍を調べた結果、MBN+0.0002% 群で食道腫瘍の発生数及び発生率は有意に低かった⁴³⁾。

Sprague-Dawley ラット雌 22 匹を 1 群として *N*-ニトロソ-*N*-メチル尿素 (NMU) を単回静脈内投与し、1 週間後からモリブデン酸ナトリウムを用いて 0、0.001% の濃度でモリブデンの飲水投与を開始し、NMU 投与から 125 日後に乳癌の発生率を調べた結果、NMU+0.001% 群の発生率 (45.5%) は NMU のみの群の発生率 (50.0%) よりも若干低い程度であったが、198 日後には NMU+0.001% 群の発生率 (50.0%) は NMU のみの群の発生率 (90.5%) に比べて有意に低かった⁴⁴⁾。しかし、Sprague-Dawley ラット雌 10 匹を 1 群として NMU を単回皮下投与し、モリブデン酸ナトリウムを用いて 0.00001、0.0001、0.001% 濃度のモリブデンを飲水投与して NMU 投与の 101 日後に乳腺腫瘍の発生を調べた結果、触知可能な乳腺腫瘍数は NMU+0.001% 群で有意に少なかったが、組織検査による乳腺癌の発生数については、減少がみられたものの有意な差はなかった⁴⁵⁾。

○ ヒトに関する発がん性の知見

男性の肺がん患者 478 人、肺がん及び肺疾患以外の男性入院患者 536 人を対照として 1995~1997 年に対面調査したベルギーの症例-対照研究では、対照群の年齢はほぼ同程度であったが、対照群の方が喫煙者はやや少なく、既婚者は多く、学歴はやや高く、社会的地位は高かった。モリブデンを含む 16 種類の潜在的な発がん物質に対する職業ばく露を自己申告データをもとに分類し、モリブデンばく露群の肺がんに対するオッズ比を求めると 2.1 (95%CI: 0.9~5.1) であり、有意差はなかった。しかし、職種別にばく露の可能性があった物質を複数特定し、それぞれについて肺がんのオッズ比を求めると、モリブデンで 2.1 (95%CI: 1.2~3.7)、鉱油で 1.7 (95%CI: 1.1~2.7)、クロムで 1.4 (95%CI: 1.0~1.9) と有

意に高かった。また、これら 3 物質についてばく露期間で区分してオッズ比を求めると、モリブデンは>21 年群で 3.3 (95%CI: 1.3~8.3)、クロムは>30 年群で 1.7 (95%CI: 1.0~2.8) と有意に高かったが、鉱油では 1~10 年群のみが有意 (2.6, 95%CI: 1.3~5.3) であった。肺がんと喫煙には強い関連があり、過去の喫煙者のオッズ比は 4.2 (95%CI: 1.8~8.9)、現在の喫煙者でオッズ比は 14.5 (95%CI: 6.3~33.4) であったが、職業ばく露と肺がんとの関連に喫煙は交絡していなかった⁴⁶⁾。モリブデンのばく露があった職種の中でクロムのばく露、半数で鉱油のばく露もあったとした評価であったが、モリブデンのオッズ比が最も高かったことから、著者らはモリブデンばく露と肺がんの関連を認めた初の研究としたが、気中濃度の測定は未実施であり、具体的なばく露物質の種類や濃度は不明であった。

(4) 健康リスクの評価

① 評価に用いる指標の設定

非発がん影響については一般毒性及び生殖・発生毒性等に関する知見が得られているが、発がん性については十分な知見が得られず、ヒトに対する発がん性の有無については判断できない。このため、閾値の存在を前提とする有害性について、非発がん影響に関する知見に基づき無毒性量等を設定することとする。

経口ばく露については、生殖・発生毒性イ) のラットの試験から得られたモリブデンの NOAEL 0.9 mg/kg/day (性周期の延長、胎仔の成長遅延) が信頼性のある最も低用量の知見と判断し、これを無毒性量等に設定する。

吸入ばく露については、中・長期毒性カ) のラットの試験及びキ) のマウスの試験から得られた三酸化モリブデンの LOAEL 10 mg/m³ (肺や咽頭、鼻腔組織の変性など) をばく露状態で補正して 1.8 mg/m³ (モリブデンとして 1.2 mg/m³) とし、LOAEL であるために 10 で除した 0.12 mg/m³ がモリブデンとしての信頼性のある最も低濃度の知見と判断し、これを無毒性量等に設定する。

② 健康リスクの初期評価結果

表 3.3 経口ばく露による健康リスク (MOE の算定)

ばく露経路・媒体		平均ばく露量	予測最大ばく露量	無毒性量等	MOE
経口	飲料水・土壌	0.020 µg/kg/day 程度	0.062 µg/kg/day 程度	0.9 mg/kg/day ラット	1,500
	地下水・土壌	0.0029 µg/kg/day 程度以上 1.6 µg/kg/day 未満	1.2 µg/kg/day		75

経口ばく露については、飲料水・土壌を摂取すると仮定した場合、平均ばく露量は 0.020 µg/kg/day 程度、予測最大ばく露量は 0.062 µg/kg/day 程度であった。無毒性量等 0.9 mg/kg/day と予測最大ばく露量とから、動物実験結果より設定された知見であるために 10 で除して求めた MOE (Margin of Exposure) は 1,500 となる。また、地下水・土壌を摂取すると仮定した場合、平均ばく露量は 0.0029 µg/kg/day 程度以上 1.6 µg/kg/day 未満、予測最大ばく露量は 1.2 µg/kg/day であり、予測最大ばく露量から求めた MOE は 75 となる。なお、過去の局所地域の

データとして報告のあった食物（2000）の最大値 4.4 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ を飲料水・土壌の予測最大ばく露量に加えると 4.5 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ となって MOE は 20 となり、地下水・土壌の予測最大ばく露量に加えると 5.6 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ となって MOE は 16 となる。

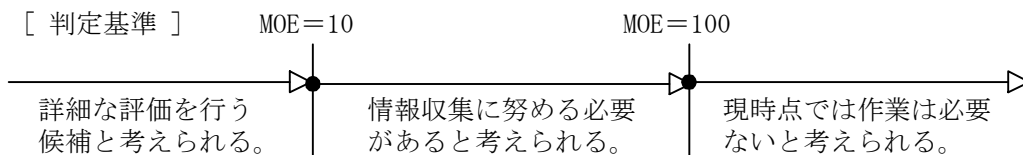
従って、本物質の経口ばく露による健康リスクについては、情報収集に努める必要があると考えられる。

表 3.4 吸入ばく露による健康リスク（MOE の算定）

ばく露経路・媒体		平均ばく露濃度	予測最大ばく露濃度	無毒性量等	MOE
吸入	環境大気	概ね 0.0024 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	概ね 0.0036 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.12 mg/m^3 ラット マウス	3,300
	室内空気	—	—		—

吸入ばく露については、一般環境大気中の濃度についてみると、平均ばく露濃度は概ね 0.0024 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大ばく露濃度は概ね 0.0036 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度であった。予測最大ばく露濃度と無毒性量等 0.12 mg/m^3 から、動物実験結果より設定された知見であるために 10 で除して求めた MOE は 3,300 となる。一方、化管法に基づく平成 21 年度の大気への届出排出量をもとに推定した高排出事業所近傍の大気中濃度（年平均値）の最大値は 0.56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であったが、参考としてこれから算出した MOE は 21 となる。

従って、本物質の一般環境大気の吸入ばく露による健康リスクについては、情報収集等を行う必要があると考えられ、その一つとして高排出事業所近傍での大気中濃度の測定が望まれる。



4. 生態リスクの初期評価

水生生物の生態リスクに関する初期評価を行った。

(1) 水生生物に対する毒性値の概要

本物質の水生生物に対する毒性値に関する知見を収集し、その信頼性及び採用の可能性を確認したものを生物群（藻類、甲殻類、魚類及びその他）ごとに整理すると表 4.1 のとおりとなった。

表 4.1 水生生物に対する毒性値の概要

生物群	急性	慢性	毒性値 [µgMo/L]	硬度 [mg/L] ／塩分 ／培地	生物名	生物分類	エンドポイント ／影響内容	ばく露 期間[日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.	物質名
藻類		○	500~80,000	塩分28	<i>Thalassiosira pseudonana</i>	珪藻類	NTL GRO (FCC)	2	C	C	1)-5557	Mo
		○	1,000~ 20,000	塩分28	<i>Glenodinium halli</i>	渦鞭毛藻類	NTL GRO (FCC)	2	C	C	1)-5557	Mo
		○	1,000~ 30,000	塩分28	<i>Gymnodinium splendens</i>	渦鞭毛藻類	NTL GRO (FCC)	2	C	C	1)-5557	Mo
		○	20,000~ >300,000	塩分28	<i>Isochrysis galbana</i>	黄色鞭毛藻類	NTL GRO (FCC)	2	C	C	1)-5557	Mo
			74,300	OECD 培地	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類 (CIMM株)	EC ₁₀ GRO (RATE)	3	B	C ^{*1}	4)- 2011141	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
			164,000	OECD 培地	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類 (Ghent大学株)	EC ₁₀ GRO (RATE)	3	D	C	4)- 2011141	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
甲殻類	○		>1,000	124	<i>Hyalella azteca</i>	ヨコエビ科	LC ₅₀ MOR	7 (脱塩素水)	B	C	1)-80935	(NH ₄) ₂ MoO ₄
	○		>1,000	18	<i>Hyalella azteca</i>	ヨコエビ科	LC ₅₀ MOR	7 (軟水)	B	C	1)-80935	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
	○		>1,000	124	<i>Hyalella azteca</i>	ヨコエビ科	LC ₅₀ MOR	7 (脱塩素水)	B	C	1)-80935	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
	○		>3,150	18	<i>Hyalella azteca</i>	ヨコエビ科	LC ₅₀ MOR	7 (軟水)	B	C	1)-80935	(NH ₄) ₂ MoO ₄
			34,000	120	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	ニセネコゼ ミジンコ	IC _{12.5} REP	8	A	C ^{*1}	1)-13729	Na ₂ MoO ₄
		○	49,900	160~ 180	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	B	B	4)- 2011141	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
		○	50,000	160~ 180	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP / GRO	21	B	B	1)-48695	Na ₂ MoO ₄
		○	97,300	180	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	ニセネコゼ ミジンコ	NOEC REP	7	A	A	4)- 2011141	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
		○	112,000	Elendt M4	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	B	B	4)- 2011141	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
		○	180,000	塩分 30~31	<i>Americamysis bahia</i>	アミ科	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-17308	MoO ₃
		○	191,000~ 254,000	塩分 32.8	<i>Eupagurus bernhardus</i>	ホンヤドカリ属	TLm MOR	2	B	B	1)-7205	(NH ₄) ₂ MoO ₄
		○	>254,000	塩分 32.6	<i>Carcinus maenas</i>	ミドリガニ	TLm MOR	2	B	C	1)-7205	(NH ₄) ₂ MoO ₄
	○	1,045,000	塩分27	<i>Americamysis bahia</i>	アミ科	LC ₅₀ MOR	4	C	C	4)- 2011023	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O	

17 モリブデン及びその化合物

生物群	急性	慢性	毒性値 [µgMo/L]	硬度 [mg/L] ／塩分 ／培地	生物名	生物分類	エンドポイント ／影響内容	ばく露 期間[日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.	物質名
	○		1,849,000	塩分25	<i>Penaeus duorarum</i>	ウシエビ属	LC ₅₀ MOR	4	C	C	4)-2011023	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
	○		2,650,000	45~55	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	マミズヨコエビ属	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-11972	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
	○		2,847,500	160~180	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	LC ₅₀ MOR	2	B	B	1)-48695	Na ₂ MoO ₄
魚類			730	104	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス (胚)	LC ₅₀ MOR	~ふ化後4 (全28)	B	C	1)-5305	Na ₂ MoO ₄
			790	92~110	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス (胚)	LC ₅₀ MOR	~ふ化後4 (全28)	B	C	1)-11838	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
		○	≧17,000	25	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス (発眼卵)	NOEC MOR /GRO	1年間	B	B	1)-7570	Na ₂ MoO ₄
		○	27,700	82	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッドミノー (胚)	NOEC GRO	34	A	A	4)-2011141	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
		○	48,900	108	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス (胚)	NOEC GRO	78	A	A	4)-2011141	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
			60,000	195	<i>Carassius auratus</i>	キンギョ (胚)	LC ₅₀ MOR	~ふ化後4 (全7)	B	C	1)-5305	Na ₂ MoO ₄
		○	70,000	20	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッドミノー	TLm MOR	4 (軟水)	C	C	1)-2042	MoO ₃
		○	>79,800	塩分22.5	<i>Morone saxatilis</i>	スズキ科	LC ₅₀ MOR	4	B	C	1)-5865	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
			≧87,800	不明	<i>Oncorhynchus clarki</i>	サケ属 (胚)	NOEC MOR / HAT (胚期)	~ふ化後7 (全30)	C	C	1)-116829	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
			≧89,900	不明	<i>Oncorhynchus clarki</i>	サケ属 (胚)	NOEC MOR (仔魚期)	~ふ化後7 (全30)	C	C	1)-116829	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
		○	370,000	400	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッドミノー	TLm MOR	4 (硬水)	C	C	1)-2042	MoO ₃
		○	800,000	25	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス (体長20 mm)	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-7570	Na ₂ MoO ₄
		○	>1,000,000	211/333	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	ギンザケ (浮上仔魚/稚魚)	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-3174	Na ₂ MoO ₄
		○	>1,000,000	41.7/211/333	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	マスノスケ (胚/浮上仔魚/稚魚)	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-3174	Na ₂ MoO ₄
		○	1,320,000	25	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス (体長55 mm)	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-7570	Na ₂ MoO ₄
	○	1,940,000	144	<i>Catostomus latipinnis</i>	サッカー科	LC ₅₀ MOR	4	A	A	1)-18979	Na ₂ MoO	
その他	○		360	不明	<i>Chironomus plumosus</i>	オオユスリカ	LC ₅₀ MOR	4	C	C	1)-18620	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ・4H ₂ O
			960	195	<i>Gastrophryne carolinensis</i>	ジムグリガエル科 (胚)	LC ₅₀ MOR	~ふ化後4 (全7)	B	C	1)-5305	Na ₂ MoO ₄
	○		4,563	約311	<i>Tubifex tubifex</i>	イトミミズ科	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-61824	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄
	○		5,710	不明	<i>Taphius glabratus</i>	ヒラマキガイ科	EC ₅₀ BEH	1	B	B	1)-2853	Na ₂ MoO ₄
			22,400	FETAX 培地	<i>Xenopus laevis</i>	アフリカツメガエル (胚)	NOEC DVP	4	A	C	4)-2011141	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
		○	24,700	SIS培地	<i>Lemna minor</i>	コウキクサ	NOEC GRO(RATE)	7	A	A	4)-2011141	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O

生物群	急性	慢性	毒性値 [µgMo/L]	硬度 [mg/L] /塩分 /培地	生物名	生物分類	エンドポイント /影響内容	ばく露 期間[日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.	物質名
	○		28,910	245	<i>Tubifex tubifex</i>	イトミミズ科	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-2918	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
	○		127,000～ 254,000	塩分 32.5	<i>Asterias rubens</i>	キヒトデ属	TLm MOR	1 (6) ^{*2}	C	C	1)-7205	(NH ₄) ₂ MoO ₄
		○	200,000	AFNOR 培地	<i>Lymnaea stagnalis</i>	モノアラガイ科	NOEC GRO	28	A	A	4)- 2011141	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
		○	244,000	80～ 100	<i>Brachionus calyciflorus</i>	ツボワムシ	NOEC POP	2	A	A	4)- 2011141	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O
	○		254,000～ 509,000	塩分 32.5	<i>Venerupis pullastra</i>	リュウキュウ アサリ属	TLm MOR	1 (6) ^{*1}	C	C	1)-7205	(NH ₄) ₂ MoO ₄
		○	393,000	80～ 100	<i>Chironomus riparius</i>	ドブユスリカ	NOEC GRO	14	A	A	4)- 2011141	Na ₂ MoO ₄ ・2H ₂ O

毒性値 (太字) : PNEC 導出の際に参照した知見として本文で言及したもの

毒性値 (太字下線) : PNEC 導出の根拠として採用されたもの

試験の信頼性: 本初期評価における信頼性ランク

A: 試験は信頼できる、B: 試験は条件付きで信頼できる、C: 試験の信頼性は低い、D: 信頼性の判定不可
E: 信頼性は低くないと考えられるが、原著にあたって確認したものではない

採用の可能性: PNEC 導出への採用の可能性ランク

A: 毒性値は採用できる、B: 毒性値は条件付きで採用できる、C: 毒性値は採用できない

エンドポイント

EC₁₀ (10% Effective Concentration): 10% 影響濃度、EC₅₀ (Median Effective Concentration): 半数影響濃度、
IC_{12.5} (12.5% Inhibition Concentration): 12.5% 阻害濃度、LC₅₀ (Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、
NOEC (No Observed Effect Concentration): 無影響濃度、
NTL (Maximum Non-Toxic Level): 生長阻害率が 35% 未満となる最大のばく露量、
TLm (Median Tolerance Limit): 半数生存限界濃度

影響内容

BEH (Behavior): 行動、DVP (Development): 発生 (ここでは奇形発生)、GRO (Growth): 生長 (植物)、成長 (動物)、
HAT (Hatch): 孵化、MOR (Mortality): 死亡、REP (Reproduction): 繁殖、再生産

() 内: 毒性値の算出方法

FCC (Final Cell Concentration [or Counts]): 試験終了時の藻類の細胞密度 (または細胞数) より求める方法

RATE: 生長速度より求める方法 (速度法)

*1 EC₁₀ や IC_{12.5} は、現時点では PNEC 導出の根拠として採用していないエンドポイントのため、採用の可能性を「C」とした

*2 1 日間のばく露終了後に試験用水のみで 5 日間飼育し、影響内容の判定は 6 日目に行った

評価の結果、採用可能とされた知見のうち、生物群ごとに急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて最も小さい毒性値を、予測無影響濃度(PNEC)導出のために採用した。その知見の概要は以下のとおりである。

1) 甲殻類

Carr¹⁾⁻¹⁷³⁰⁸ は、アミ科 *Americamysis bahia* (= *Mysidopsis bahia*) の急性毒性試験を実施した。試験は止水式 (透明蓋使用) で行われ、被験物質には三酸化モリブデンが用いられた。設定試験濃度は 0 (対照区)、39、65、108、180、300 mg/L であった。試験用水にはろ過海水 (塩分 30.0～31.0) が用いられた。96 時間半数致死濃度(LC₅₀)は、設定濃度に基づき 180,000 µg Mo/L であった。

また、De Schamphelaere ら⁴⁾⁻²⁰¹¹¹⁴¹ は OECD テストガイドライン No. 211(1998)に準拠して、オオミジンコ *Daphnia magna* の繁殖試験を実施した。試験は半止水式 (週 3 回換水) で行われ、

被験物質にはモリブデン酸ナトリウム・二水和物が用いられた。設定試験濃度区は、対照区及び5濃度区(2.4~184.5 mg Mo/L)であった。試験用水には、米国EPAの試験方法(EPA-821-R-02-013, 2002)に従った再調整水(硬度160~180mg/L、CaCO₃換算)が用いられた。被験物質溶存態の実測濃度(対照区除く)は、試験開始時に24.1、49.9、89.1、134.5、184.5mg Mo/Lであった。繁殖阻害(累積産仔数)に関する21日間無影響濃度(NOEC)は、溶存態の初期実測濃度に基づき49,900 µg Mo/Lであった。

2) 魚類

McConnell¹⁾⁻⁷⁵⁷⁰はSprague(1973)の方法に基づき、ニジマス *Oncorhynchus mykiss*(=*Salmo gairdneri*)の急性毒性試験を実施した。試験は半止水式(24時間毎換水、曝気あり)で行われ、被験物質にはモリブデン酸ナトリウムが用いられた。設定試験濃度は0(対照区)、500、1,000、2,000、3,000、5,000 ppm Moであった。試験用水には硬度25 ppmの脱塩素水道水が用いられた。96時間半数致死濃度(LC₅₀)は800,000 µg Mo/Lであった。

また、McConnell¹⁾⁻⁷⁵⁷⁰は、ニジマス *Oncorhynchus mykiss*(=*Salmo gairdneri*)の発眼卵を用いて、魚類初期生活段階毒性試験を実施した。試験は流水式(流速1L/分、曝気あり)で行われ、被験物質にはモリブデン酸ナトリウムが用いられた。設定試験濃度区は、対照区及び5濃度区であった。試験用水には硬度25 ppmの脱塩素水道水が用いられた。被験物質の実測濃度は0(対照区)、0.05、0.3、1、4、17 ppm Moであった。最高濃度区においても、死亡又は成長に対して有意な影響が見られず、1年間の無影響濃度(NOEC)は17,000 µg Mo/L以上とされた。

3) その他

Fargasova¹⁾⁻⁶¹⁸²⁴は、イトミミズ科 *Tubifex tubifex* の急性毒性試験を実施した。試験は止水式で行われ、被験物質にはモリブデン酸アンモニウム・四水和物が用いられた。設定試験濃度区は、対照区及び6又は10濃度区(0.1~1.0 mg Mo/L)であった。試験用水には煮沸水道水が用いられた。96時間半数致死濃度(LC₅₀)は、設定濃度に基づき4,563 µg Mo/Lであった。

また、De Schamphelaereら⁴⁾⁻²⁰¹¹¹⁴¹は、OECDテストガイドラインNo.221(2006)に準拠して、コウキクサ *Lemna minor* の生長阻害試験を実施した。被験物質には、モリブデン酸ナトリウム・二水和物が用いられ、止水式で実施された。設定試験濃度区は、対照区及び7濃度区(25~1,600 mg Mo/L)であった。試験には改変SSI培地が用いられた。被験物質溶存態の実測濃度(対照区除く)は、試験開始時に22.9、47.6、95.8、191、393、794、1,564 mg Mo/L、終了時には25.6、51.7、103、204、410、845、1,624 mg Mo/Lであった。生長阻害(葉状体数に基づく生長速度)に関する7日間無影響濃度(NOEC)は、溶存態の初期実測濃度に基づき24,700 µg Mo/Lであった。

(2) 予測無影響濃度(PNEC)の設定

急性毒性及び慢性毒性のそれぞれについて、上記本文で示した毒性値に情報量に応じたアセスメント係数を適用し予測無影響濃度(PNEC)を求めた。

急性毒性値

甲殻類	<i>Americamysis bahia</i>	96時間 LC ₅₀	180,000 µg Mo/L
魚類	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96時間 LC ₅₀	800,000 µg Mo/L

その他 *Tubifex tubifex* 96時間 LC₅₀ 4,563 µg Mo/L

藻類では採用できる値は得られなかったが、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* の10%影響濃度(EC₁₀)が74,300 µg/Lであったことより、半数影響濃度(EC₅₀)はEC₁₀よりも大きな値であると考えられる。また、EC₁₀が甲殻類や魚類の慢性毒性値よりも大きいことから、*P. subcapitata*は甲殻類や魚類よりも感受性が低いことが推測される。したがって、得られた毒性値のうち、その他生物を除いた小さい方(甲殻類の180,000 µgMo/L)に3生物群の値が得られた場合のアセスメント係数100を適用することとし、急性毒性値に基づくPNEC 1,800 µg Mo/Lが得られた。なお、その他生物を採用した場合、急性毒性値に基づくPNECの参考値は46 µg Mo/Lとなる。

慢性毒性値

甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	21日間 NOEC (繁殖阻害)	49,900 µg Mo/L
魚類	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1年間 NOEC (死亡/成長阻害)	17,000 µg Mo/L 以上
その他	<i>Lemna minor</i>	7日間 NOEC (生長阻害)	24,700 µg Mo/L

藻類では採用できる値は得られなかったが、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* の10%影響濃度(EC₁₀)が74,300 µg Mo/Lであったことより、無影響濃度(NOEC)も上記の魚類や甲殻類のNOECよりも小さくはないであろうと考えられる。したがって、アセスメント係数は3生物群の値が得られた場合の10を用いることとした。

得られた毒性値のうち、その他生物を除いた小さい方(魚類の17,000 µgMo/L以上)をアセスメント係数10で除することにより、慢性毒性値に基づくPNEC 1,700 µg Mo/L以上が得られた。

本物質のPNECとしては魚類の慢性毒性値から得られた1,700 µg Mo/L以上を採用する。なお、その他生物のPNECを用いた場合の参考値は46 µg Mo/Lとなる。

(3) 生態リスクの初期評価結果

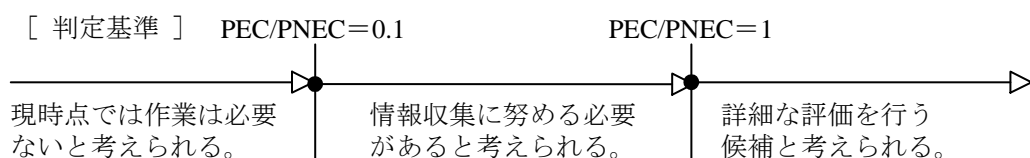
表 4.2 生態リスクの初期評価結果

水質	平均濃度	最大濃度(PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
公共用水域・淡水	70 µg/L未満 (2009)	87 µg/L (2009)	≥1,700 (46) µg Mo/L	≤0.05 (1.9)
公共用水域・海水	40 µg/L未満程度 (2008)	20 µg/L程度 (2008)		≤0.01 (0.4)

注：1) 水質中濃度の()内の数値は測定年度を示す

2) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む

3) PNEC、PEC/PNEC欄の()内には、その他生物から導出した参考値を示した



本物質の公共用水域における濃度は、平均濃度で見ると淡水域で 70 $\mu\text{g/L}$ 未満、海水域では 40 $\mu\text{g/L}$ 未満程度であった。安全側の評価値として設定された予測環境中濃度(PEC)は、淡水域で 87 $\mu\text{g/L}$ 、海水域では 20 $\mu\text{g/L}$ 程度であった。

予測環境中濃度(PEC)と予測無影響濃度(PNEC)の比は、淡水域で 0.05 以下、海水域では 0.01 以下となり、3 生物群（藻類・甲殻類・魚類）の毒性値から判断すると、現時点では作業の必要はないと考えられた。しかし、その他生物の PNEC を用いた場合には、PEC と PNEC の比は淡水域で 1.9、海水域では 0.4 となるため、本物質については 3 生物群以外の生物種も対象とした生態リスク評価について検討する必要があると考えられる。

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 環境省 (2011) : 化学物質ファクトシート —2011 年版—,
(<http://www.env.go.jp/chemi/communication/factsheet.html>).
- 2) 中原勝儼 (1997) : 無機化合物・錯体辞典. 講談社.
- 3) 越後谷悦郎ら(監訳) (1986) : 実用化学辞典 朝倉書店.
- 4) 大木道則ら (1989) : 化学大辞典 東京化学同人.
- 5) Sidney L. Phillips (1997): Properties of Inorganic Compounds: Version 2.0, Boca Raton, CRC Press. (CD-ROM).
- 6) O'Neil, M.J. ed. (2006): The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 14th Edition, Whitehouse Station, Merck and Co., Inc. (CD-ROM).
- 7) Lide, D.R. ed. (2006): CRC Handbook of Chemistry and Physics, 86th Edition (CD-ROM Version 2006), Boca Raton, Taylor and Francis. (CD-ROM).
- 8) 経済産業公報 (2002.3.26).
- 9) 厚生労働省, 経済産業省, 環境省 : 化審法データベース (J-CHECK).,
(<http://www.safe.nite.go.jp/jcheck>, 2011.1.29 現在).
- 10) Hazardous Substances Data Bank (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>).
- 11) 経済産業省 (2003) : 化学物質の製造・輸入量に関する実態調査 (平成 13 年度実績) の確報値, (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/new_page/10/2.htm, 2005.10.現在).
- 12) 経済産業省 (2007) : 化学物質の製造・輸入量に関する実態調査(平成 16 年度実績)の確報値 ,(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/jittaichousa/kakuhou18.html, 2007.4.6 現在).
- 13) 経済産業省 (2009) : 化学物質の製造・輸入量に関する実態調査(平成 19 年度実績)の確報 ,(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/kakuhou19.html, 2009.12.28 現在).
- 14) 薬事・食品衛生審議会薬事分科会化学物質安全対策部会 PRTR 対象物質調査会、化学物質審議会管理部会、中央環境審議会環境保健部会 PRTR 対象物質等専門委員会合同会合 (第 4 回)(2008) : 参考資料 1 現行化管法対象物質の有害性・暴露情報,
(<http://www.env.go.jp/council/05hoken/y056-04.html>, 2008.11.6 現在).
- 15) 南博志 (2010) : レアメタルシリーズ 2009 コバルト及びモリブデンの需要・供給・価格動向等. 金属資源レポート. 39(5):909-922.

(2) ばく露評価

- 1) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2011) : 平成 21 年度特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律(化学物質排出把握管理促進法)第 11 条に基づき開示する個別事業所データ.

- 2) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2011) : 届出外排出量の推計値の対象化学物質別集計結果 算出事項(対象業種・非対象業種・家庭・移動体)別の集計 表 3-1 全国,
(<http://www.prtr.nite.go.jp/prtr/csv/2009a/2009a3-1.csv>, 2011.2.24 現在).
- 3) 環境省水・大気環境局大気環境課、自動車環境対策課 (2011) : 平成 21 年度大気汚染状況について (有害大気汚染物質モニタリング調査結果) .
- 4) 環境省水・大気環境局大気環境課 (2003) : 平成 14 年度地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査結果について.
- 5) 中村智, 萩野貴世子, 山内茂弘, 森素子, 玉澤光久 (2003) : 大阪府における大気浮遊粒子状物質調査の結果について. 大阪府環境情報センター所報. 23:57-65.
- 6) N.N.Aung, J.Yoshinaga, &J.-I.Takahashi(2006) : Dietary intake of toxic and essential trace elements by the children and parents living in Tokyo Metropolitan Area, Japan. *Food Additives and Contaminants*. 23(9):883-894.
- 7) 厚生労働省健康局水道課 (2010) : 平成 21 年度未規制物質等の水道水における存在実態調査委託報告書.
- 8) 鈴木俊也, 岡本寛, 稲葉美佐子, 宇佐見美穂子, 永山敏廣 (2006) : 地下水を原水とする専用水道における要検討項目の調査. 東京都健康安全研究センター研究年報. 57:345-348.
- 9) 環境省水・大気環境局 (2010) : 平成 21 年度地下水質測定結果.
- 10) 環境省水・大気環境局 (2009) : 平成 20 年度地下水質測定結果.
- 11) 環境省水・大気環境局 (2008) : 平成 19 年度地下水質測定結果.
- 12) 環境省水・大気環境局 (2007) : 平成 18 年度地下水質測定結果.
- 13) 環境省水・大気環境局 (2006) : 平成 17 年度地下水質測定結果.
- 14) 環境省水・大気環境局 (2005) : 平成 16 年度地下水質測定結果.
- 15) 環境省水・大気環境局 (2004) : 平成 15 年度地下水質測定結果.
- 16) 稲葉美佐子, 鈴木俊也, 小西浩之, 中川順一, 五十嵐剛, 宇佐美美穂子, 安田和男 (2003) : 多摩地域における井戸水中の重金属類の実態調査. 東京都健康安全研究センター研究年報. 54:319-322.
- 17) Akira Takeda, Kazuhiko Kimura and Shin-ichi Yamasaki (2004) : Analysis of 57 elements in Japanese soils, with special reference to soil group and agricultural use. *Geoderma*. 119(3-4):291-307.
- 18) 環境省水・大気環境局 (2010) : 平成 21 年度公共用水域水質測定結果.
- 19) 環境省水・大気環境局 (2009) : 平成 20 年度公共用水域水質測定結果.
- 20) 環境省水・大気環境局 (2008) : 平成 19 年度公共用水域水質測定結果.
- 21) 環境省水・大気環境局 (2007) : 平成 18 年度公共用水域水質測定結果.
- 22) 環境省水・大気環境局 (2006) : 平成 17 年度公共用水域水質測定結果.
- 23) 環境省水・大気環境局 (2005) : 平成 16 年度公共用水域水質測定結果.
- 24) 環境省環境管理局水環境部 (2004) : 平成 15 年度公共用水域水質測定結果.
- 25) 坂田昌弘, 成川正広, 丸本幸治 (2005) : 東京湾における大気と河川からの微量物質の負荷量. 電力中央研究所報告. 研究報告 No. V04016.
- 26) 環境省水環境部企画課 (2003) : 平成 14 年度公共用水域水質測定結果.

- 27) 環境省水環境部企画課 (2002) : 平成 13 年度公共用水域水質測定結果.
- 28) 環境省水環境部企画課・土壌環境課 (2001) : 平成 12 年度水質汚濁に係る要監視項目の調査結果.
- 29) 堀順一, 伊東秀一 (2006) : 長野県内主要河川の底質調査結果について. 長野県環境保全研究所研究報告. 2:75-85.
- 30) Koichi Ohno, Kohei Ishikawa, Yuki Kurosawa, Yoshihiro Matsui, Taku Matsushita, Yasumoto Magara (2010) : Exposure assessment of metal intakes from drinking water relative to those from total diet in Japan. *Water Sci. Technol.* 62(11):2694-2701.
- 31) 経済産業省 (2006) : 経済産業省－低煙源工場拡散モデル (Ministry of Economy, Trade and Industry - Low rise Industrial Source dispersion Model) METI-LIS モデル ver.2.03.
- 32) 鈴木規之ら (2003) : 環境動態モデル用河道構造データベース. 国立環境研究所研究報告 第 179 号 R-179 (CD)-2003.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) Neilands, J.B., F.M. Strong and C.A. Elvehjem (1948): Molybdenum in the nutrition of the rat. *J. Biol. Chem.* 172: 431-439.
- 2) Arrington, L.R. and G.K. Davis (1955): Metabolism of phosphorus 32 and molybdenum 99 in rats receiving high calcium diets. *J. Nutr.* 55: 185-192.
- 3) Rosoff, B. and H. Spencer (1973): The distribution and excretion of molybdenum-99 in mice. *Health Phys.* 25: 173-175.
- 4) Lener, J. and B. Bibr (1979): Biliary excretion and tissue distribution of penta- and hexavalent molybdenum in rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 51: 259-263.
- 5) Kosarek, L.J. (1976): The kinetics of molybdenum⁹⁹ gastrointestinal absorption and tissue elimination in the rat. Boulder, CO, University of Colorado, 1976 (Master's thesis). Cited in: Chappell, W.R., R. Meglen, R. Moure-Eraso, C.C. Solomons, T.A. Tsongas, P.A. Walravens and P. W. Winston (1979): Human health effects of molybdenum in drinking water. EPA-600/1/79-006.
- 6) Fairhall, L.T., R.C. Dunn, N.E. Sharpless and E.A. Pritchard (1945): The toxicity of molybdenum. *Pub. Health Bull.* 293: 1-36. Cited in: Chappell, W.R., R. Meglen, R. Moure-Eraso, C.C. Solomons, T.A. Tsongas, P.A. Walravens and P. W. Winston (1979): Human health effects of molybdenum in drinking water. EPA-600/1/79-006.
- 7) Bell, M.C., B.G. Diggs, R.S. Lowrey and P.L. Wright (1964): Comparison of Mo⁹⁹ metabolism in swine and cattle as affected by stable molybdenum. *J. Nutr.* 84: 367-72.
- 8) Miller, J.K., B.R. Moss, M.C. Bell and N.N. Sneed (1972): Comparison of 99 Mo metabolism in young cattle and swine. *J. Anim. Sci.* 34: 846-50.
- 9) Cymbaluk, N.F., H.F. Schryver, H.F. Hintz, D.F. Smith and J.E. Lowe (1981): Influence of dietary molybdenum on copper metabolism in ponies. *J. Nutr.* 111: 96-106.

- 10) Kelleher, C.A., M. Ivan, M. Lamand and J. Mason (1983): The absorption of labelled molybdenum compounds in sheep fitted with re-entrant cannulae in the ascending duodenum. *J. Comp. Pathol.* 93: 83-92.
- 11) Bíbr, B., Z. Deyl, J. Lener and M. Adam (1977): Investigation on the reaction of molybdenum with collagen *in vivo*. *Int. J. Pept. Protein Res.* 10: 190-196.
- 12) Rosoff, B. and H. Spencer (1964): Fate of molybdenum-99 in man. *Nature.* 202: 410-411.
- 13) Turnlund, J.R., W.R. Keyes and G.L. Peiffer (1995): Molybdenum absorption, excretion, and retention studied with stable isotopes in young men at five intakes of dietary molybdenum. *Am. J. Clin. Nutr.* 62: 790-796.
- 14) Turnlund, J.R., W.R. Keyes, G.L. Peiffer and G. Chiang (1995): Molybdenum absorption, excretion, and retention studied with stable isotopes in young men during depletion and repletion. *Am. J. Clin. Nutr.* 61: 1102-1109.
- 15) Alexander, F.W., B.E. Clayton and H.T. Delves (1974): Mineral and trace-metal balances in children receiving normal and synthetic diets. *Q. J. Med.* 43: 89-111.
- 16) Yoshida, M., H. Hattori, S. Ota, K. Yoshihara, N. Kodama, Y. Yoshitake and M. Nishimuta (2006): Molybdenum balance in healthy young Japanese women. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 20: 245-252.
- 17) Abumrad, N.N., A.J. Schneider, D. Steel and L.S. Rogers (1981): Amino acid intolerance during prolonged total parenteral nutrition reversed by molybdate therapy. *Am. J. Clin. Nutr.* 34: 2551-2559.
- 18) WHO (1996): Trace elements in human nutrition and health.
- 19) NTP (1997): Toxicology and carcinogenesis studies of molybdenum trioxide (CAS No. 1313-27-5) in F344/N rats and B6C3F₁ mice. (Inhalation studies).
- 20) RTECS[®] (Registry of Toxic Effects of Chemical Substances) database. (2011.12.15 現在).
- 21) IPCS (2004): International Chemical Safety Cards. 1010. Sodium molybdate.
- 22) IPCS (2007): International Chemical Safety Cards. 0922. Calcium molybdenum oxide
- 23) Bompert, G., C. Pécher, D. Prévot and J.P. Girolami (1990): Mild renal failure induced by subchronic exposure to molybdenum: urinary kallikrein excretion as a marker of distal tubular effect. *Toxicol. Lett.* 52: 293-300.
- 24) Kincaid, R.L. (1980): Toxicity of ammonium molybdate added to drinking water of calves. *J. Dairy Sci.* 63: 608-610.
- 25) Fungwe, T.V., F. Buddingh, D.S. Demick, C.D. Lox, M.T. Yang and S.P. Yang (1990): The role of dietary molybdenum on estrous activity, fertility, reproduction and molybdenum and copper enzyme activities of female rats. *Nutr. Res.* 10: 515-524.
- 26) Vyskočil, A. and C. Viau (1999): Assessment of molybdenum toxicity in humans. *J. Appl. Toxicol.* 19: 185-192.
- 27) Schroeder, H.A. and M. Mitchener (1971): Toxic effects of trace elements on the reproduction of mice and rats. *Arch. Environ. Health.* 23: 102-106.
- 28) Jeter, M.A. and G.K. Davis (1954): The effect of dietary molybdenum upon growth, hemoglobin, reproduction and lactation of rats. *J. Nutr.* 54: 215-220.

- 29) Momcilović, B. (1999): A case report of acute human molybdenum toxicity from a dietary molybdenum supplement - a new member of the "Lucor metallicum" family. *Arh. Hig. Rada. Toksikol.* 50: 289-297.
- 30) Johnson, J.L., W.R. Waud, K.V. Rajagopalan, M. Duran, F.A. Beemer and S.K. Wadman (1980): Inborn errors of molybdenum metabolism: combined deficiencies of sulfite oxidase and xanthine dehydrogenase in a patient lacking the molybdenum cofactor. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 77: 3715-3719.
- 31) Koval'skiy, V.V., G.A. Yarovaya and D.M. Shmavonyan (1961): Changes of purine metabolism in man and animals under conditions of molybdenum biogeochemical provinces. *Zh. Obshch. Biol.* 22: 179-191. Cited in: US EPA (1993): Integrated Risk Information System. Molybdenum (CASRN 7439-98-7).
- 32) Chappell, W.R., R.R. Meglen, R. Moure-Eraso, C.C. Solomons, T.A. Tsongas, P.A. Walravens, P.W. Winston (1979): Human health effects of molybdenum in drinking water. Health Effects Research Laboratory, U.S. EPA. EPA-600/1-79-006.
- 33) WHO (1996): Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Vol. 2. Health criteria and other supporting information.
- 34) Zeiger, E., B. Anderson, S. Haworth, T. Lawlor and K. Mortelmans (1992): *Salmonella* mutagenicity tests: V. Results from the testing of 311 chemicals. *Environ. Mol. Mutagen.* 19 (Suppl. 21): 2-141.
- 35) Venitt, S. and L.S. Levy (1974): Mutagenicity of chromates in bacteria and its relevance to chromate carcinogenesis. *Nature.* 250: 493-495.
- 36) Singh, I. (1983): Induction of reverse mutation and mitotic gene conversion by some metal compounds in *Saccharomyces cerevisiae*. *Mutat. Res.* 117: 149-152.
- 37) Nishioka, H. (1975): Mutagenic activities of metal compounds in bacteria. *Mutat. Res.* 31: 185-189.
- 38) Kanematsu, N., M. Hara and T. Kada (1980): Rec assay and mutagenicity studies on metal compounds. *Mutat. Res.* 77: 109-116.
- 39) Bobyleva, L.A., L.V. Chopikashvili, N.I. Alekhina and C.D. Zasukhina (1991): The detection of high-risk groups among workers in contact with heavy metals based on an analysis of chromosome aberrations and sister chromatid exchanges. *Tsitol. Genet.* 25: 18-23. (in Russian).
- 40) Titenko-Holland, N., J. Shao, L. Zhang, L. Xi, H. Ngo, N. Shang and M.T. Smith (1998): Studies on the genotoxicity of molybdenum salts in human cells *in vitro* and in mice *in vivo*. *Environ. Mol. Mutagen.* 32: 251-259.
- 41) Stoner, G.D., M.B. Shimkin, M.C. Troxell, T.L. Thompson and L.S. Terry (1976): Test for carcinogenicity of metallic compounds by the pulmonary tumor response in strain A mice. *Cancer Res.* 36: 1744-1747.
- 42) Luo, X.M., H.J. Wei and S.P. Yang (1983): Inhibitory effects of molybdenum on esophageal and forestomach carcinogenesis in rats. *J. Natl. Cancer Inst.* 71: 75-80.

- 43) Komada, H., Y. Kise, M. Nakagawa, M. Yamamura, K. Hioki and M. Yamamoto (1990): Effect of dietary molybdenum on esophageal carcinogenesis in rats induced by *N*-methyl-*N*-benzyl nitrosamine. *Cancer Res.* 50: 2418-2422.
- 44) Wei, H.J., X.M. Luo and S.P. Yang (1985): Effects of molybdenum and tungsten on mammary carcinogenesis in SD rats. *J. Natl. Cancer Inst.* 74: 469-473.
- 45) Seaborn, C.D. and S.P. Yang (1993): Effect of molybdenum supplementation on *N*-nitroso-*N*-methylurea-induced mammary carcinogenesis and molybdenum excretion in rats. *Biol. Trace Elem. Res.* 39: 245-256.
- 46) Droste, J.H., J.J. Weyler, J.P. Van Meerbeeck, P.A. Vermeire and M.P. van Sprundel (1999): Occupational risk factors of lung cancer: a hospital based case-control study. *Occup. Environ. Med.* 56: 322-3227.

(4) 生態リスクの初期評価

1) U.S.EPA 「AQUIRE」

- 2042 : Tarzwell, C.M., and C. Henderson (1960): Toxicity of Less Common Metals to Fishes. *Ind.Wastes* 5:12.
- 2853 : Harry, H.W., and D.V. Aldrich (1963): The Distress Syndrome in *Taphius glabratus* (Say) as a Reaction to Toxic Concentrations of Inorganic Ions. *Malacologia* 1(2):283-289.
- 2918 : Khangarot, B.S. (1991): Toxicity of Metals to a Freshwater Tubificid Worm, *Tubifex tubifex* (Muller). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 46:906-912.
- 3174 : Hamilton, S.J., and K.J. Buhl (1990): Acute Toxicity of Boron, Molybdenum, and Selenium to Fry of Chinook Salmon and Coho Salmon. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19(3):366-373.
- 5305 : Birge, W.J. (1978): Aquatic Toxicology of Trace Elements of Coal and Fly Ash. In: J.H. Thorp and J.W. Gibbons (Eds.), *Dep. Energy Symp. Ser., Energy and Environmental Stress in Aquatic Systems*, Augusta, GA 48:219-240.
- 5557 : Wilson, W.B., and L.R. Freeburg (1980): Toxicity of Metals to Marine Phytoplankton Cultures. EPA-600/3-80-025, U.S.EPA, Narragansett, RI :110 p. (NTIS/PB80-182843).
- 5865 : Dwyer, F.J., S.A. Burch, C.G. Ingersoll, and J.B. Hunn (1992): Toxicity of Trace Element and Salinity Mixtures to Striped Bass (*Morone saxatilis*) and *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* 11(4):513-520.
- 7205 : Abbott, O.J. (1977): The Toxicity of Ammonium Molybdate to Marine Invertebrates. *Mar. Pollut. Bull.* 8(9):204-205.
- 7570 : McConnell, R.P. (1977): Toxicity of Molybdenum to Rainbow Trout Under Laboratory Conditions. *Proc. Int. Symp. Molybdenum Environ. Ser.* 2:725-730.
- 11838 : Birge, W.J., J.A. Black, A.G. Westerman, and J.E. Hudson (1980): Aquatic Toxicity Tests on Inorganic Elements Occurring in Oil Shale. In: C. Gale (Ed.), EPA-600/9-80-022, *Oil Shale Symposium: Sampling, Analysis and Quality Assurance*, March 1979, U.S.EPA, Cincinnati, OH :519-534 (U.S. NTIS PB80-221435).

- 11972 : Martin, T.R., and D.M. Holdich (1986): The Acute Lethal Toxicity of Heavy Metals to Peracarid Crustaceans (with Particular Reference to Fresh-Water Asellids and Gammarids). *Water Res.* 20(9):1137-1147.
- 13729 : Naddy, R.B., T.W. LaPoint, and S.J. Klaine (1995): Toxicity of Arsenic, Molybdenum and Selenium Combinations to *Ceriodaphnia dubia*. *Environ.Toxicol.Chem.* 14(2):329-336.
- 17308 : Carr, R.S. (1987): Memorandum. July 21 Memo to Michael DeGraeve, Battelle Columbus Laboratories, Columbus,OH :71 p.
- 18620 : Fargasova, A. (1997): Sensitivity of *Chironomus plumosus* Larvae to V^{5+} , Mo^{6+} , Mn^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , and Cu^{+} Metal Ions and Their Combinations. *Bull.Environ.Contam.Toxicol.* 59(1): 956-962.
- 18979 : Hamilton, S.J., and K.J. Buhl (1997): Hazard Evaluation of Inorganics, Singly and in Mixtures, to Flannelmouth Sucker *Catostomus latipinnis* in the San Juan River, New Mexico. *Ecotoxicol.Environ.Saf.* 38(3):296-308.
- 48695 : Diamantino, T.C., L. Guilhermino, E. Almeida, and A.M.V.M. Soares (2000): Toxicity of Sodium Molybdate and Sodium Dichromate to *Daphnia magna* Straus Evaluated in Acute, Chronic, and Acetylcholinesterase Inhibition Tests. *Ecotoxicol.Environ.Saf.* 45(3):253-259.
- 61824 : Fargasova, A. (1999): Ecotoxicology of Metals Related to Freshwater Benthos. *Gen.Physiol.Biophys.* 18(Focus Issue):48-53.
- 80935 : Borgmann, U., Y. Couillard, P. Doyle, and D.G. Dixon (2005): Toxicity of Sixty-Three Metals and Metalloids to *Hyalella azteca* at Two Levels of Water Hardness. *Environ.Toxicol.Chem.* 24(3):641-652.
- 116829 : Pickard, J., P. McKee, and J. Stroiazzo (1999): Site Specific Multi-Species Toxicity Testing of Sulphate and Molybdenum Spiked Mining Effluent and Receiving Water. In: W.A.Price, B.Hurt and C.Howell (Eds.), Proc.of the 1999 Workshop on Molybdenum Issues in Reclamation, British Columbia Technical and Research Committee on Reclamation, Bitech Publishers, Richmond, British Columbia, Canada :86-95.
- 2) 環境省(庁)報告書 ; 該当なし
- 3) (独)国立環境研究所報告書 ; 該当なし
- 4) その他
- 2011023 : Knothe, D.W. and G.G. Van Riper (1988): Acute Toxicity of Sodium Molybdate Dihydrate (Molyhibit 100) to Selected Saltwater Organisms. *Bull.Environ.Contam.Toxicol.* 40(5):785-790.
- 2011141 : De Schampelaere, K.A.C., W. Stubblefield, P. Rodriguez, K. Vleminckx, and C.R. Janssen (2010): The Chronic Toxicity of Molybdate to Freshwater Organisms. I. Generating reliable Effects Data. *Sci. Total Environ.* 408(22) : 5362-5371.