

[3 7] ホルムアルデヒド

1 . 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式

物質名：ホルムアルデヒド (別の呼称：メタナル、メチルアルデヒド、オキシメタン、オキシメチレン、メチレンオキシド、水溶液；ホルマリン、モルホル等) CAS 番号：50-00-0 分子式：CH ₂ O 分子量：30.03 構造式： $\begin{array}{c} \text{H} \\ \diagdown \\ \text{C}=\text{O} \\ \diagup \\ \text{H} \end{array}$

(2) 物理化学的性状

本物質は、無色気体である¹⁾。ホルマリンはホルムアルデヒド 40%前後の水溶液のことであるが、最近は 50%以上の水溶液も市販されている²⁾。水溶液は無色透明で、窒息性の刺激臭がある²⁾。

融点	-92 ¹⁾
沸点	-19.5 ¹⁾
比重	0.815 (-20) ³⁾
蒸気圧	約 2 Pa (20) ⁴⁾
換算係数	1ppm=1.23 mg/m ³ at 25 ,気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	0.35 (実測値) ⁵⁾
加水分解性	文献なし ⁶⁾
解離定数	解離基なし ⁶⁾
水溶性	55 % ⁷⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質の分解性及び濃縮性は次のとおりである。

分解性 好氣的：良分解 ⁸⁾ 嫌氣的：報告なし ⁶⁾ 非生物的： (OH ラジカルとの反応性)：洗浄な大気中での半減期 = 19 時間、汚染された大気中での半減期はこの半分となることが報告されている ⁹⁾ (直接光分解による反応性)：半減期 = 6 時間との報告がある ⁹⁾ BOD から算出した分解度： 91 % (試験期間：2 週間、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L) ⁸⁾ 生物濃縮係数 (BCF)：
--

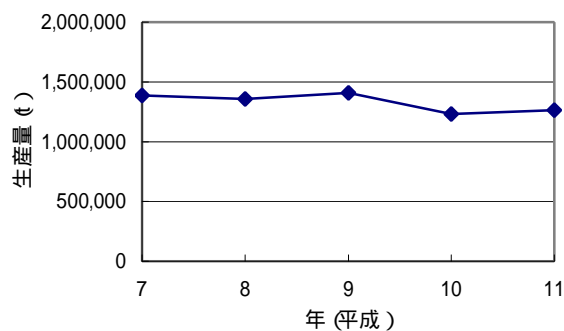
複数種の魚類、エビ類の実験によれば、ホルムアルデヒドの生物濃縮は示されなかった⁹⁾。

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質の平成 11 年における国内生産量は 1,263,881 t、輸入量は 3.850 t、輸出量は 1,007.095 t (輸出入量ともホルムアルデヒド)である²⁾。また、OECD に報告している生産量は 10,000 t 以上である。物質の状態が生産量と輸出入量とで異なるため、ここでは国内流通量の目安としてホルマリン生産量の推移¹⁰⁾を下図に示した。

ホルマリン生産量の推移¹⁰⁾より作成



用途

本物質の主な用途は、石炭酸系・尿素系・メラミン系合成樹脂原料、ポリアセタール樹脂原料、界面活性剤、農薬、消毒薬、その他一般防腐剤、有機合成原料等である²⁾。

2. 暴露評価

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特定の排出源の影響を受けていない一般環境等からの暴露を評価することとし、安全側に立った評価の観点からその大部分がカバーされる高濃度側のデータによって暴露量の評価を行った。原則として統計的検定の実施を含めデータの信頼性を確認した上で最大濃度を評価に用いているが、多数のデータが得られ、その一部に排出源周辺等のデータも含まれると考えられる場合には、95パーセンタイル値による評価を行っている。

(1) 環境中分布の予測

本物質の環境中の分布について、各環境媒体間への移行量の比率を EUSES モデルを用いて算出した結果を表 2.1 に示す。なお、モデル計算においては、面積 2,400km²、人口約 800 万人のモデル地域を設定して予測を行った^{1),2)}。

表 2.1 本物質の各媒体間の分布予測結果

		分布量(%)
大	気	39.9
水	質	30.4
土	壌	29.4
底	質	0.2

(2) 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。各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 2.2 に示す。

表 2.2 本物質の各媒体中の存在状況

媒	体	幾何 平均値	算術 平均値	最小値	最大値	検出 下限値	検出率	調査 地域	測定年	文献	
一般環境	大気	μg/m ³	2.6	2.9	0.24	8.7		186/187	全国	1999	3
室内	空気	μg/m ³	62		22	230	0.4-0.6	13/13	札幌 千葉	1998	4,5
飲料	水	μg/L	< 1		< 1	44	1	66/1242	全国	1997	6
地下	水	μg/L	< 1		< 1	8	1	7/23	全国	1999	7
食物		μg/g	0.24		< 0.02	1.5	0.02	44/45	全国	1999	8
公共用水域	・淡水	μg/L	< 1	< 1	< 1	*12	1	60/124	全国	1999	7
公共用水域	・海水	μg/L	< 1	< 1	< 1	2	1	7/17	全国	1999	7

注：1) 米国の焼却炉排ガスにおいて 490 μg/m³(1984)、ドイツの木材加工工場で 40,000 μg/m³の報告がある(1980)⁹⁾。

2) 浄水処理過程のオゾン処理により生成の可能性がある。

3) 米国の木材処理工場内の井戸で最大値 140 μg/L(1989)の報告がある¹⁰⁾。

4) *印は5%棄却検定を行った結果、棄却された値を示す。

(3) 人に対する曝露の推定（一日曝露量の予測最大量）

空気（一般環境大気及び室内空気）、飲料水及び食物の実測値を用いて、人に対する曝露の推定を行った（表 2.3）。化学物質の人による一日曝露量の算出に際しては、人の1日の呼吸量、飲水量及び食事をそれぞれ 15m^3 、 2L 及び $2,000\text{g}$ と仮定し、体重を 50kg と仮定している。

表 2.3 本物質の各媒体中濃度と一日曝露量

	媒体	濃度	一日曝露量
平均	大気		
	一般環境大気	$2.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (1999)	$0.78 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	室内空気	概ね $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1999)	概ね $19 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$
	水質		
	飲料水	$1 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(1997)	$0.04 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
	地下水	$1 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(1999)	$0.04 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
	公共用水域・淡水	$1 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(1999)	$0.04 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
食物	$0.24 \mu\text{g}/\text{g}$ 程度(1999)	$9.6 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度	
土壌	データはない	データはない	
最大値等	大気		
	一般環境大気	$8.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度 (1999) [$5.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度]	$2.6 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度 [$1.7 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度]
	室内空気	概ね $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1999)	概ね $69 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$
	水質		
	飲料水	$44 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度(1997)	$1.8 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	地下水	$8 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度(1999)	$0.32 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	公共用水域・淡水	$5 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度(1999) [$3 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度]	$0.2 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度 [$0.12 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度]
食物	$1.5 \mu\text{g}/\text{g}$ 程度(1999)	$60 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度	
土壌	データはない	データはない	

注：[] 内の数値は、実測値の95パーセンタイル値を示す。

人の一日曝露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入曝露の予測最大量は $69 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ （濃度としては $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）であったが、これは室内空気の濃度に終日曝露されるという前提の値であり、代わりに一般環境大気の数値を用いると $1.7 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ （95パーセンタイル値）（濃度としては $5.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）であった。経口曝露による一日曝露量の予測最大量は $62 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であり、うち食物経由が $60 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。全曝露経路からの一日曝露量の予測最大量は、室内空気の濃度に終日曝露されるという前提で $130 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であり、一般環境大気の数値を用いると

64 µg/kg/day であった。

表 2.4 人の一日暴露量

		平均	予測最大量
		暴露量(µg/kg/day)	暴露量(µg/kg/day)
大気	一般環境大気	0.78	[1.7]
	室内空気	19	69
水質	飲料水	<u>0.04</u>	1.8
	地下水	(<u>0.04</u>)	(0.32)
	公共用水域・淡水	(<u>0.04</u>)	([0.12])
食物		9.6	60
土壌			
経口暴露量合計		9.64	61.8
総暴露量(ケース1)		28.64	130.8
総暴露量(ケース2)		10.42	63.5

注) 1) [] 内の数値は、実測値の 95 パーセンタイル値より算出した値。

2) () 内の数字は総暴露量の算出に用いていない。

3) 総暴露量(ケース1)は、大気暴露において一般環境大気及び室内空気のうち化学物質の濃度が高いもの(ここでは室内空気)に終日暴露されていると仮定して算出したもの。総暴露量(ケース2)は、一般環境大気に終日暴露されていると仮定して算出したもの。

4) アンダーラインは不検出データによる暴露量を示す。

(4) 水生生物に対する暴露の推定(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暴露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.5 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)を設定すると、公共用水域の淡水域では 3 µg/L 程度(95 パーセンタイル値)、同海水域では 2 µg/L 程度となった。

表 2.5 水質中の本物質の濃度

媒体	平均	最大値等
	濃度	濃度
水質		
公共用水域・淡水	1 µg/L 未満程度(1999)	5 µg/L 程度(1999) [3 µg/L 程度]
公共用水域・海水	1 µg/L 未満程度(1999)	2 µg/L 程度(1999)

注: 1) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む。

2) [] 内の数値は、実測値の 95 パーセンタイル値を示す。

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（内分泌かく乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

(1) 一般毒性及び生殖・発生毒性

急性毒性¹⁾

表 3.1 急性毒性

動物種	経路	致死量、中毒量等
ラット	皮下	LD ₅₀ : 420 mg/kg
マウス	腹腔	LDLo: 16 mg/kg
マウス	皮下	LD ₅₀ : 300 mg/kg
ウサギ	皮下	LDLo: 240 mg/kg
モルモット	経口	LD ₅₀ : 260 mg/kg

本物質の蒸気は粘膜を刺激し、吸入すると鼻カタル、気管支炎等の原因となり、目が刺激されると結膜炎をおこさせる。また皮膚につくと皮膚を硬化させ、ひび割れ等を生じさせる。

中・長期毒性

ア) Wistar ラット雌雄各 70 匹を 1 群とし、雄に 0、1.2、15、82 mg/kg/day を、雌に 0、1.8、21、109 mg/kg/day を飲料水に混ぜて 2 年間経口投与した結果、雄では 82 mg/kg/day 群において、雌では 109 mg/kg/day 群において体重減少、食餌摂取量の減少、胃上皮の組織学的変化（ハイパーケラトシス、限局性の萎縮性胃炎や胃潰瘍）や腎臓の壊死を認めた²⁾。この結果から雄では 15 mg/kg/day、雌では 21 mg/kg/day が NOAEL となる。

なお、GDWQ (1996) は本文献より NOAEL を得ている。

イ) ラット・ハムスター・サルを用いた別の試験では、ラット（雌雄各 20 匹群）、ハムスター（雌雄各 10 匹群）、サル（雄のみ 6 匹群）に 0、0.24、1.2、3.6 mg/m³ を 26 週間（22 時間/日、7 日/週）吸入させた結果、3.6 mg/m³ 群のサル及びラットで鼻甲介の扁平上皮化生を認めた³⁾。この結果から、1.2 mg/m³ が NOEL となり、これを暴露状況で補正すると 1.1 mg/m³ となる。

生殖・発生毒性

CD-1 マウスの雌 34~35 匹を 1 群とし、0、74、148、185 mg/kg/day を妊娠 6 日~15 日目に飲水に添加して投与した結果、185 mg/kg/day 群では 34 匹中 22 匹の母マウスが死亡したが、生存した母マウスから生まれた仔には異常を認めなかった。したがって、ホルムアルデヒドには生殖・発生毒性はない⁴⁾。

ヒトへの影響

ホルムアルデヒドの疫学研究は数多く、組織傷害性の閾値は約 1.0 mg/m³ とされている。

鼻腔上皮腫瘍の過剰発生が認められた労働者集団の疫学調査では、1.0 mg/m³ を超えるホルムアルデヒドに暴露していたことから、ホルムアルデヒドと鼻咽頭がんとの関連について疑いがもたれたが、因果関係は明らかでなかった（EHC, 1989）。

ヒトへの影響については、0.05 ppm の濃度では特に何も感じず、0.05 ~ 1.5 ppm で神経生理学的所見がみられ、嗅覚閾値は 0.05 ~ 1.0 ppm であった。また、眼への刺激性は 0.01 ~ 2.0 ppm でみられ、上気道刺激性は 0.10 ~ 25 ppm (他の物質の共存下では 0.01 ppm でも陽性所見があった。)、下気道の閉塞症状は 5 ~ 30 ppm、肺水腫・肺炎は 50 ~ 100 ppm、死亡は 100 ppm 以上で観察された (ACGIH, 1992)。

WHO 欧州地域専門家委員会⁵⁾は、本物質の暴露による影響は平均値よりもピーク値の濃度に関係すると推測し、一般的な人達における明らかな感覚刺激を防ぐために、30 分平均値で 0.1 mg/m³ をガイドライン値としている。また、わが国の室内濃度指針値 (厚生労働省) も同値を採用している。

これらの知見から、0.1 mg/m³ を NOAEL とする。なお、この値はピーク値に注目した 30 分平均値であることから、暴露状況による補正を必要としない。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

B6C3F₁ マウス及び F344 ラットの雌雄各 119 ~ 121 匹を 1 群とし、0、2.5、6.9、17.6 mg/m³ (0、2.0、5.6、14.3 ppm) を 24 ヶ月 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、マウスでは 17.6 mg/m³ 群で 2 匹の雄に鼻腔の扁平上皮がんの発生を認めた。また、ラットでは 6.9 mg/m³ 群の雌雄各 1 匹に、17.6 mg/m³ 群では雄 51 匹、雌 52 匹に鼻腔の扁平上皮がんの発生を認めた⁶⁾。

このように、マウスとラットでは鼻腔の扁平上皮がんの発生に有意な増加が認められているが、WHO 欧州地域専門家委員会では、ホルムアルデヒドの細胞毒性によって引き起こされた過剰増殖が腫瘍の形成に重要な役割を果たしていると推察し、ヒトが低濃度かつ細胞毒性の起こらない濃度で暴露したとしても、組織が繰り返し傷害を受けなければ、発がんリスクは無視できるとしている。

なお、GDWQ (1996) は経口経路による発がん性を示す証拠は乏しいとしている。

発がんリスク評価の必要性

実験動物で発がん性が認められ、ヒトでの発がん性が示唆されているものの、ヒトでの発がん性に関しては限られた証拠しかないため、IARC の評価では 2A (ヒトに対して恐らく発がん性が有る) に分類されている。このため、発がん性に関する評価を行う必要がある。

(3) 無毒性量 (NOAEL) 等の設定

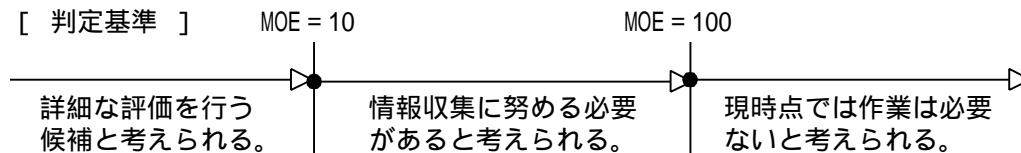
経口暴露については、ラットの中・長期毒性試験から得られた NOAEL 15 mg/kg/day (胃上皮の組織学的変化、腎臓の壊死等) が信頼性のある最小値であることから、同値を無毒性量等として設定する。

吸入暴露については、WHO のガイドライン値 0.1 mg/m³ (一般的なヒトへの明らかな感覚刺激を防ぐための 30 分平均値) が信頼性のある最小値であることから、同値を無毒性量等として設定する。

(4) 健康リスクの初期評価結果

表 3.2 健康リスクの初期評価結果

暴露経路	暴露量		無毒性量等		MOE
	平均値	予測最大量			
経口	9.6 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$	62 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$	15 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$	ラット	24
吸入	室内空気	62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.1 mg/m^3	ヒト	0.43
	環境大気	2.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$			5.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$



経口暴露については、暴露量は平均値で 9.6 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 、予測最大量で 62 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 15 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 24 となるため、経口暴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。

吸入暴露については、より濃度の高い室内空気中の濃度についてみると、平均値で 62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大値で 230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。ヒトに対する知見より設定された無毒性量等 0.1 mg/m^3 と予測最大量から求めた MOE は 0.43 となるため、詳細な評価を行う候補と考えられる。なお、本物質については既に室内濃度指針値が設定され、対策が進められているところである。

一方、一般環境大気中の濃度についてみると、平均値で 2.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で 5.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、無毒性量等 0.1 mg/m^3 と予測最大量から求めた MOE は 18 となるため、一般環境大気の吸入暴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。

4. 生態リスクの初期評価

生態リスクの初期評価として、水生生物に対する化学物質の影響（内分泌攪乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

(1) 生態毒性の概要

本物質の水生生物に対する影響濃度に関する知見の収集を行い、その信頼性を確認したもののについて生物群、毒性分類別に整理すると表 4.1 のとおりとなる。

表 4.1 生態毒性の概要

生物種	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	エンドポイント/ 影響内容	暴露期間 [日]	信頼性			Ref. No.
							a	b	c	
藻類			≤100	<i>Phyllospora comosa</i>	NOEC MOR	4				14985
			100	<i>Phyllospora comosa</i>	LOEC MOR	4				14985
			300	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	NR PGR	4				607
			1,000	<i>Phyllospora comosa</i>	NOEC MOR	4				14985
			10,000	<i>Phyllospora comosa</i>	LOEC MOR	4				14985
甲殻類			* 1,170 μL/L	<i>Artemia</i> sp.	LC ₅₀ MOR	2				16031
			5,800	<i>Daphnia pulex</i>	EC ₅₀ IMM	2				18459
魚類			* 35 μL/L	<i>Ictalurus punctatus</i>	LC ₅₀ MOR	4				15908
			* 62.1 μL/L	<i>Ameiurus melas</i>	LC ₅₀ MOR	4				7443
			* 129 μL/L	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ MOR	4				16992
			4,960	<i>Morone saxatilis</i>	LC ₅₀ MOR	4				3515
			24,100	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ MOR	4				3217
その他			95,000	<i>Corbicula manilensis</i>	LC ₅₀ MOR	4				418

*印) より信頼性できる値を PNEC 算出に用いたため、不採用としたデータ。

太字の毒性値は、PNEC 算出の際に参照した知見として本文で言及したものの、下線を付した毒性値は PNEC 算出の根拠として採用されたものを示す。

信頼性) a : 毒性値は信頼できる値である、b : ある程度信頼できる値である、

c : 毒性値の信頼性は低いあるいは不明

エンドポイント) EC₅₀(Median Effective Concentration): 半数影響濃度、LC₅₀(Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、LOEC(Lowest Observed Effect Concentration): 最小影響濃度、

NOEC (No Observed Effect Concentration): 無影響濃度、NR (Not Reported): 記載無し

影響内容) IMM (Immobilization): 遊泳阻害、MOR (Mortality): 死亡、PGR (Population Growth): 個体群成長・増殖

(2) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて、信頼できる知見のうち生物群ごとに値の最も低いものを整理し、そのうち最も低い値に対して情報量に応じたアセスメント係数を適用することにより、予測無影響濃度 (PNEC) を求めた。

急性毒性値については、甲殻類では *Daphnia pulex* に対する遊泳阻害の 48 時間半数影響濃

度 (EC_{50}) が $5,800 \mu\text{g/L}$ 、魚類では *Morone saxatilis* に対する 96 時間半数致死濃度 (LC_{50}) が $4,960 \mu\text{g/L}$ であった。急性毒性値について 2 生物群 (甲殻類及び魚類) の信頼できる知見が得られたため、アセスメント係数として 1,000 を用いることとし、上記の毒性値のうち低い方の値 (魚類の $4,960 \mu\text{g/L}$) にこれを適用することにより、急性毒性値による PNEC として $5.0 \mu\text{g/L}$ が得られた。

慢性毒性値については、藻類では *Phyllospora comosa* に対する致死の 96 時間無影響濃度 (NOEC) が $100 \mu\text{g/L}$ 未満であった。慢性毒性値について 1 生物群 (藻類) の信頼できる知見が得られたため、アセスメント係数として 100 を用いることとし、慢性毒性値による PNEC として $1.0 \mu\text{g/L}$ 未満が得られた。

本物質の PNEC としては、以上により求められた PNEC のうち低い値である、藻類の慢性毒性値をアセスメント係数 100 で除した $1.0 \mu\text{g/L}$ 未満を採用する。

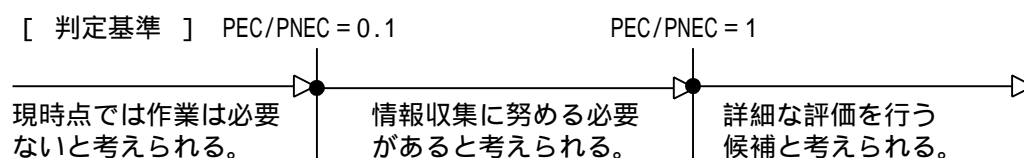
(3) 生態リスクの初期評価結果

表 4.2 生態リスクの初期評価結果

媒体		平均濃度	最大値[95パーセンタイル値]濃度 (PEC)	PNEC	PEC/PNEC 比
水質	一般環境・淡水域	$1 \mu\text{g/L}$ 未満程度(1999)	$5 \mu\text{g/L}$ 程度(1999) [$3 \mu\text{g/L}$ 程度]	<1.0 $\mu\text{g/L}$	>3.0
	一般環境・海水域	$1 \mu\text{g/L}$ 未満程度(1999)	$2 \mu\text{g/L}$ 程度(1999)		>2.0
	発生源周辺	我が国におけるデータはない ¹⁾	我が国におけるデータはない ¹⁾		
底質	一般環境	データはない	データはない		

注：一般環境・淡水域は、河川河口域を含む。

1) 米国の木材処理工場内の井戸で最大値 $140 \mu\text{g/L}$ (1989)の報告がある。



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・海水域共に $1 \mu\text{g/L}$ 未満程度であるが、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 $3 \mu\text{g/L}$ 程度、海水域で $2 \mu\text{g/L}$ 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 3 超、海水域で 2 超となるため、いずれについても詳細な評価を行う候補と考えられる。

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 後藤稠, 池田正之, 原一郎編 (1991) 産業中毒便覧・増補版, 医歯薬出版 (1991)
- 2) 化学工業日報社(2001) 13901 の化学商品
- 3) Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 2nd Ed. (1983) Van Nostrand Reinhold Co.
- 4) IPCS (2000) International Chemical Safety Cards
- 5) Richardson, M. L. *et al.* (1993) The Dictionary of Substances and their Effects, Royal Society of Chemistry
- 6) (財)化学品検査協会 (1997) 化学物質ハザード・データ集
- 7) The Merck Index, 11th Ed. (1989) Merck & Co. Inc.
- 8) (財)化学品検査協会 (1996) 化審法の既存化学物質安全性点検データ集
- 9) Hazardous Substances Data Bank (HSDB) (1998) U.S.National Library Medicine
- 10) 化学工業日報社 (1997;1998;1999;2000;2001) 13197 の化学商品, 13398 の化学商品, 13599 の化学商品, 13700 の化学商品, 13901 の化学商品

(2) 暴露評価

- 1) (財)日本環境衛生センター 平成 11 年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書 (環境庁請負業務)
- 2) (財)日本環境衛生センター 平成 12 年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書 (環境省請負業務)
- 3) 環境庁大気規制課 平成 11 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について
- 4) 札幌市衛生研究所年報 第 26 号, p54-58, 1999
- 5) 千葉県衛生研究所研究報告 22 号, p10-14, 1998
- 6) 厚生省 水道水質管理計画に基づく報告による測定結果 (物質別にみた検出状況表)
- 7) 環境省水環境管理課 平成 11 年度要調査項目調査結果
- 8) (財)日本食品分析センター 平成 11 年度食事からの化学物質暴露量に関する調査報告書
- 9) WHO:Environmental Health Criteria ,Formaldehyde
- 10) Agency for Toxic Substances and Disease Registry:Health Assessment for Louisiana-Pacific National Priorities List(NPL) Site,Oroville,ButteCountry California,Region 9.CERCLIS No.CAD065021594(1989)

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) 後藤 稠 編 (1994) 産業中毒便覧 (増補版), 医歯薬出版
- 2) Til, H. P. *et al.* (1989) Food Chem. Toxicol., 27: 77-87
- 3) Rusch, G. M. *et al.* (1983) Toxicol. Appl. Pharmacol. , 68 : 329-343.
- 4) Marks, T. A. *et al.* (1980) Teratology, 22 : 51-58.
- 5) Air Quality Guidelines for Europe, WHO Regional Publications, European Series No.23,

WHO Regional Office for Europe (1987) .

6) Kerns, W. D. *et al.* (1983) Cancer Res., 43: 4382-4392.

参考資料

- Environmental Health Criteria 89, IPCS (1989) .
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 29 (1982) , supplement 7 (1987) , Volume 62 (1995) .
- IRIS (Integrated Risk Information System) , No.0419, U.S. EPA (1997) .
- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, Formaldehyde, ACGIH (1992) .
- Guidelines for Drinking-Water Quality, WHO (1996) .

(4) 生態リスクの初期評価

1) データベース : U.S.EPA 「AQUIRE」

2) 引用文献 (Ref. No. : データベースでの引用文献番号)

- 418:Chandler,J.H.Jr. and L.L.Marking (1979): Toxicity of Fishery Chemicals to the Asiatic Clam, *Corbicula manilensis*. Prog. Fish-Cult. 41(3): 148-151.
- 607:Bringmann,G. and R.Kuhn (1959): The Toxic Effects of Waste Water on Aquatic Bacteria, Algae, and Small Crustaceans.,TR-TS-0002, (ENG TRANSL); Gesund. Ing. 80:115-120 (GER); Chem. Abstr. 53:17390G.
- 3217:Geiger,D.L., L.T.Brooke, and D.J.Call (1990): Acute Toxicities of Organic Chemicals to Fathead Minnows (*Pimephales promelas*), Vol. 5 Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin, Superior, WI:332 p.
- 3515:Reardon,I.S. and R.M.Harrell (1990): Acute Toxicity of Formalin and Copper Sulfate to Striped Bass Fingerlings Held in Varying Salinities. Aquaculture 87(3/4): 255-270.
- 7443:Bills,T.D., L.L.Marking, and J.H.Chandler,Jr. (1977): Formalin: Its Toxicity to Nontarget Aquatic Organisms, Persistence, and Counteraction. Invest. Fish Control No. 73, Fish Wildl. Serv., Bur. Sport Reference 2652).
- 14985:Burrige,T.R., T.Lavery, and P.K.S.Lam (1995): Acute Toxicity Tests Using *Phyllospora comosa* (Labillardiere), *C. Agardh* (Phaeophyta: Fucales) and *Allorchestes compressa Dana* (Crustacea: Amphipoda). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 55(4): 621-628.
- 15908:Howe,G.E., L.L.Marking, T.D.Bills, and T.M.Schreier (1995): Efficacy and Toxicity of Formalin Solutions Containing Paraformaldehyde for Fish and Egg Treatments. Prog. Fish-Cult. 57(2): 147-152.
- 16031:Espiritu,E.Q., C.R.Janssen, and G.Persoone (1995): Cyst-Based Toxicity Tests. VII. Evaluation of the 1-h Enzymatic Inhibition Test (Fluotox) with *Artemia nauplii*. Environ. Toxicol. Water Qual. 10:25-34.
- 16992:Van Heerden,E., J.H.J.Van Vuren, and G.J.Steyn (1995): LC50 Determination for Malachite Green and Formalin on Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Juveniles. Water S.A. 21(1): 87-94.
- 18459:Tisler,T. and J.Zagorc-Koncan (1997): Comparative Assessment of Toxicity of Phenol, Formaldehyde, and Industrial Wastewater to Aquatic Organisms. Water Air Soil Pollut. 97(3/4): 315-322.