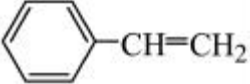


[1 9] スチレン

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： スチレン (別の呼称：エチルベンゼン、スチロール、ビニルベンゼン、フェニルエチレン) CAS 番号：100-42-5 分子式：C ₈ H ₈ 分子量：104.2 構造式：	
---	---

(2) 物理化学的性状

本物質は芳香のある無色の液体である¹⁾。

融点	-30.6 ²⁾
沸点	145 ~ 146 ²⁾
比重	0.9059 (20 ²⁾) ²⁾
蒸気圧	0.67 kPa (5 mmHg) (20 ³⁾) ³⁾
換算係数	1ppm=4.26 mg/m ³ at 25 ⁴⁾ , 気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	2.95 (実測値) ⁴⁾
加水分解性	加水分解を受けやすい化学結合なし ⁵⁾
解離定数	解離基なし ⁵⁾
水溶性	280 mg/L (20 ⁶⁾) ⁶⁾ 、400 mg/L (20 ⁶⁾) ⁶⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質の生分解性は良い。分解性及び濃縮性は次のとおりである。

<p>分解性</p> <p>好氣的：良分解⁷⁾。砂壤土や埋め立て土壌中において 16 週間でそれぞれ 87 %、95 % 生分解されたとの報告がある⁸⁾。</p> <p>嫌氣的：報告なし⁵⁾。</p> <p>非生物的：</p> <p>(OH ラジカルとの反応性)：対流圏大気中では、速度定数 = 5.3×10^{-11} cm³/分子・sec で、OH ラジカル濃度を $5.0 \times 10^5 \sim 1 \times 10^6$ 分子/cm³ とした時の半減期は 3.6 ~ 7.3 時間と計算される⁹⁾。水中での反応速度 = 6.5×10^9 L/mol・sec で、水中の OH ラジカル濃度を 1×10^{-17} mol/L とした時の半減期は 134 日と計算されている⁸⁾。</p> <p>(オゾンとの反応性)：対流圏大気中では、速度定数 = 2.7×10^{-17} cm³/分子・sec で、オゾン濃度を 1×10^{12} 分子/cm³ とした時の半減期は 7.1 時間と計算される⁹⁾。</p> <p>(光分解生成物)：大気中での主要な光分解生成物として、ベンズアルデヒド、硝酸パーオキシベンゾイル、ホルムアルデヒドが報告されている⁹⁾。</p> <p>(硝酸ラジカルとの反応性)：夜間の硝酸ラジカルの平均濃度を 5×10^8 分子/cm³ とした時の硝酸ラジカルとの反応による半減期は約 3 時間との報告がある⁸⁾。</p>
--

(水中からの蒸発)：深さ 1 m のモデル河川と深さ 2 m のモデル池からの蒸発による消失の半減期はそれぞれ 3.3 時間、39 時間との報告がある⁵⁾。

BOD から算出した分解度：

100 % (試験期間：2 週間、被験物質：30 mg/L、活性汚泥：100 mg/L)⁷⁾

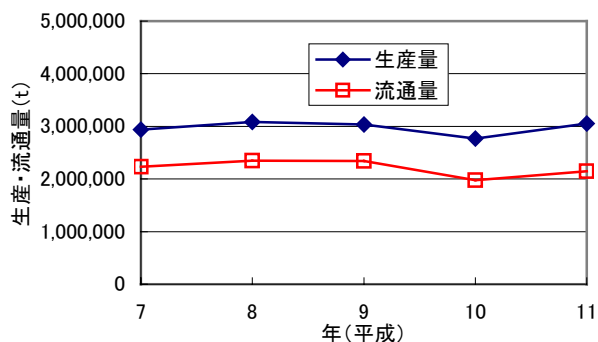
生物濃縮係数 (BCF)：魚類 (キンギョ)；13.5⁸⁾

(4) 製造輸入量及び用途

① 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 3,054,680 t、輸入量は 11,146.928 t、輸出量は 920,691.597 t であり¹⁾、推定される国内流通量は 2,145,135 t である。また、OECD に報告している生産量は 10,000 t 以上である。生産・流通量の推移¹⁰⁾より作成は下図のとおりである。

スチレン生産・流通量の推移¹⁰⁾より作成



② 用途

本物質の用途は、ポリスチレン樹脂、合成ゴム、不飽和ポリエステル樹脂、AS 樹脂、合成樹脂塗料等である¹⁾。

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	100
水	質	0.001
土	壌	0.0004
底	質	0.0003

(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	0.41	0.60	0.090	1.9	0.033	14/14	全国	1998	3
室内空気	μg/m ³	5.0			133	0.05	176/207	全国	1998	4
飲料水	μg/L	< 0.01	< 0.01			0.01	0/42	全国	1999	5
地下水	μg/L	< 0.01	< 0.01			0.01	0/23	全国	1999	6
食物	μg/g	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.01	0.01	1/45	全国	1997	7
公共用水域・淡水	μg/L	< 0.01	<10.01	< 0.01	0.14	0.01	2/130	全国	1999	6
公共用水域・海水	μg/L	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.02	0.01	2/17	全国	1999	6
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.004	0.001	5/36	全国	1999	6
底質(公共用水域・海水)	μg/g	< 0.001	< 0.001			0.001	0/12	全国	1999	6

注：1) 米国の大気発生源周辺の過去のデータとして 30 μg/m³ 程度の報告がある(1966)⁸⁾。

2) 米国、英国の室内空気のデータとして概ね 2 μg/m³ の報告がある(1994)⁹⁾。

3) 米国の飲料水データとして 0.5 μg/L 未満の報告がある(1975-1981)¹⁰⁾。

(3) 人に対する暴露の推定（一日暴露量の予測最大量）

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、人に対する暴露の推定を行った（表 2.3）。化学物質の人による一日暴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暴露量

	媒体	濃度	一日暴露量
平均	大気		
	一般環境大気	$0.41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度(1998)	$0.12 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	室内空気	$5.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度(1998)	$1.5 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	水質		
	飲料水	$0.01 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(1999)	$0.0004 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
	地下水	$0.01 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(1999)	$0.0004 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
	公共用水域・淡水	$0.01 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(1999)	$0.0004 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
食物	$0.01 \mu\text{g}/\text{g}$ 未満程度 (1997)	$0.4 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度	
土壌	データはない	他の媒体と比較して、無視できる暴露量と推測される	
最大値等	大気		
	一般環境大気	$1.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度(1998)	$0.57 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度
	室内空気	$133 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度(1998) [$17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度]	$40 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度 [$5.1 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度]
	水質		
	飲料水	$0.01 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (1999)	$0.0004 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
	地下水	$0.01 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(1999)	$0.0004 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度
	公共用水域・淡水	$0.14 \mu\text{g}/\text{L}$ 程度(1999) [$0.01 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度]	$0.0056 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度 [$0.0004 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度]
食物	$0.01 \mu\text{g}/\text{g}$ 程度 (1997)	$0.4 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 程度	
土壌	データはない	他の媒体と比較して、無視できる暴露量と推測される	

注：[] 内の数値は、実測値の 95 パーセンタイル値を示す。

人の一日暴露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入暴露による 1 日暴露量の予測最大量は $5.1 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ （濃度としては $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）（95 パーセンタイル値）であったが、これは室内空気の濃度に終日暴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 $0.57 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ （濃度としては $1.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）であった。経口暴露による一日暴露量の予測最大量は $0.40 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であり、そのうち食物経路が $0.4 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。全暴露経路からの一日暴露量

の予測最大量は、室内空気の濃度に終日暴露されるという前提で 5.5 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であり、一般環境大気の数値を用いると 0.97 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。

表 2.4 人の一日暴露量

		平均	予測最大量
		暴露量($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	暴露量($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)
大気	一般環境大気	0.12	0.57
	室内空気	1.5	[5.1]
水質	飲料水	<u>0.0004</u>	<u>0.0004</u>
	地下水	(0.0004)	(0.0004)
	公共用水域・淡水	(0.0004)	([0.0004])
食物		<u>0.4</u>	0.4
土壌			
経口暴露量合計		<u>0.4004</u>	<u>0.4004</u>
総暴露量(ケース1)		1.9004	5.5004
総暴露量(ケース2)		0.5204	0.9704

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。また、総暴露量の項のアンダーラインは、不検出データによる暴露量が優位を示した総暴露量を示す。

(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 0.01 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(95 パーセンタイル値)、同海水域では 0.02 $\mu\text{g}/\text{L}$ 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	0.01 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(1999)	0.14 $\mu\text{g}/\text{L}$ 程度(1999) [0.01 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度]
公共用水域・海水	0.01 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度(1999)	0.02 $\mu\text{g}/\text{L}$ 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
ヒト	吸入	LCLo : 10,000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (30 ヶ月)
ヒト	吸入	TCLo : 600 ppm (2,560 mg/m^3)
ヒト	吸入	TCLo : 376 ppm (1,600 mg/m^3)
ラット	経口	LD ₅₀ : 5,000 mg/kg
ラット	吸入	LCLo : 5,000 ppm (21,300 mg/m^3)
ラット	経口	LD ₅₀ : 316 mg/kg
ラット	吸入	LCLo : 10,000 ppm (42,600 mg/m^3)
モルモット	吸入	LCLo : 12 mg/m^3 (14 時間)

注：()内の時間は暴露時間を示す。

本物質は眼や粘膜を刺激し、催涙性がある。高濃度の蒸気は麻酔作用がある。

中・長期毒性

ア) ビーグル犬雌雄各 4 匹を 1 群とし、0、200、400、600 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ を 19 ヶ月間 (5 日/週) 強制経口投与した結果、400 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ 以上の群で赤血球のハイツ小体の増加を認めた。この結果から、200 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ が NOAEL となり²⁾、これを暴露状況で補正すると 140 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ となる。

イ) Wistar ラット雄 40 匹を 1 群とし、0、420、1,260 mg/m^3 (換算値：0、100、300 ppm) を 11 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、1,260 mg/m^3 群で脳内タンパク質の変性、腎及び肝臓の薬物代謝酵素の誘導、肝臓の組織学的変化、腎及び肝臓のグルタチオン量の減少を認めたが、420 mg/m^3 群ではグルタチオン量の有意な減少は認められなかった³⁾。

生殖・発生毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雌 18 匹を 1 群とし、0、300 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ を妊娠 11 日目に経口投与した結果、母ラットへの毒性は認めたが、仔に発達異常は認めなかった⁴⁾。

イ) BMR/T6T6 マウス雌 18 匹を 1 群とし、0、1,065 mg/m^3 (250 ppm) を妊娠 6 日～16 日目までの期間 (6 時間/日) 吸入させた結果、死亡した母マウスはなく、また、対照群と比較しても胎仔死亡率等に差を認めなかった。なお、予備実験として実施した 2,130 mg/m^3 (500 ppm)、2,982 mg/m^3 (700 ppm) の吸入試験では、母マウスと胎仔に死亡を認めた。この結果から、1,065 mg/m^3 (250 ppm) が NOAEL となる⁵⁾。

ヒトへの影響

ヒトに対する影響として、 420 mg/m^3 (100 ppm) で眼や上気道に対する刺激性が認められている。また、ボランティアを対象とした実験では、 840 mg/m^3 (200 ppm) で眠気、悪心、平衡失調、反応時間の延長等が認められている。その他、作業暴露による種々の中枢・末梢神経障害、呼吸器系障害が報告されており、おおむね 110 mg/m^3 (25 ppm) から神経行動テストに影響が認められると考えられる。肝機能、腎機能、免疫系への影響や生殖毒性、催奇形性に関しては、一定の傾向はみられない⁷⁾。これらの知見から、作業環境での神経行動機能に対する LOAEL を 110 mg/m^3 (25 ppm) とし、これを暴露状況で補正すると 26 mg/m^3 となる。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

発がん性の有無については、陽性及び陰性の相反する結果が報告されている。

EHC (1983)、IARC (1994) は、NCI (1979) の報告⁶⁾ (1979, マウスの試験 2 件、ラットの試験 1 件) では、高用量グループでの発がん性を認めたものの、対照群の動物数が暴露群に比べて少ないこと等を理由に、スチレンが発がん性を有すると結論することはできないとしている。また、Ponomarev (1978) の報告⁸⁾ は肺腫瘍の発現を認めているが、これに対しても ACGIH (1997)、EHC (1983)、IARC (1994) は、用量が高すぎたことによって死亡率の上昇がみられたことや動物数が少ないことを理由に、評価を下すには問題があるとしている。

合成ゴム工場で働く労働者の疫学調査から、多発性骨髄腫、リンパ肉腫、リンパ腫の発症と本物質の暴露に関連を認めたという報告や白血病、リンパ腫、全造血組織がんの発症数は期待値よりも高かったという報告がある一方で、全造血組織がんによる死亡数は期待値よりも少なかったという報告もある。IARC のスチレン・コホート (1930 年から 1990 年までにスチレンプラスチック工場に 1 年以上雇われた 35,067 人の男女労働者対象) では、白血病やリンパ腫のリスクの増加は認められたが、全死亡率も、肺がん、上皮性がん、ホジキン症でないリンパ腫による死亡率も有意な増加は認められず、暴露量反応関係も認められていない⁷⁾。このため、IARC (1994) は本物質の暴露とがんの間に関連があるとするのは不適切であるとしている。

また、作業暴露を受けた労働者の末梢リンパ球染色体異常の増加については数多く報告されているが、調査サンプル数が少ない等のため、評価は難しい⁷⁾とされている。

発がんリスク評価の必要性

実験動物では発がん性について限られた証拠しかなく、ヒトでの発がん性に関しても十分な証拠はないが、遺伝子障害性がみられるため、IARC の評価では 2B (ヒトに対して発がん性が有るかもしれない) に分類されている。このため、発がん性に関する評価の実施について検討する必要がある。

(3) 無毒性量 (NOAEL) 等の設定

経口暴露については、イヌの中・長期毒性試験から得られた NOAEL 200 mg/kg/day (ハイソツ小体の増加) が信頼性のある最小値であることから同値を採用し、これを暴露状況で補

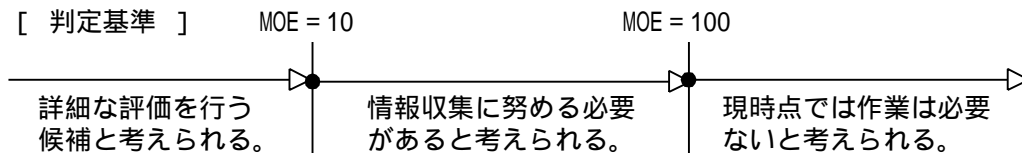
正した 140 mg/kg/day を無毒性量等として設定する。

吸入暴露については、ヒトの疫学調査から得られた LOAEL 110 mg/m³（神経行動テストへの影響）が信頼性のある最小値であることから同値を採用する。これを暴露状況で補正して 26 mg/m³ とし、さらに LOAEL であるために 10 で除した 2.6 mg/m³ 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	0.40 µg/kg/day 未満	0.40 µg/kg/day 未満	140 mg/kg/day	イヌ	35,000 超
吸入	室内空気	5.0 µg/m ³	2.6 mg/m ³	ヒト	150
	環境大気	0.41 µg/m ³			1,400



経口暴露については、暴露量は平均値、予測最大量ともに 0.40 µg/kg/day 未満であった。動物実験結果より設定された無毒性量等 140 mg/kg/day と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 35,000 を超えるため、経口暴露による健康リスクについては現時点では作業は必要ないと考えられる。

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 5.0 µg/m³、予測最大量で 17 µg/m³ であった。ヒトに対する知見より設定された無毒性量等 2.6 mg/m³ と予測最大量から求めた MOE は 150 となるため、室内空気の吸入暴露による健康リスクについては現時点では作業は必要ないと考えられる。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 0.41 µg/m³、予測最大量で 1.9 µg/m³ であり、無毒性量等 2.6 mg/m³ と予測最大量から求めた MOE は 1,400 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も現時点では作業は必要ないと考えられる。

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、ある程度以上の信頼性が確認されたものについて生物群、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]	Ref. No.
藻類			67,000	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Toxicity Threshold	8	10116
			>200,000	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Toxicity Threshold	1	5303
甲殻類			23,000	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	2	5184
			27,000	<i>Daphnia magna</i>	LC ₅₀ MOR	1	5184
魚類			9,100	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀ MOR	1	10366
			9,100	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀ MOR	2	10366
			9,100	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀ MOR	4	10366
その他	-	-	-	-	-	-	-

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で、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。

エンドポイント) LC₅₀ (Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、Toxicity Threshold: 増殖阻害初期濃度
影響内容) MOR (Mortality): 死亡

(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 magna* の 48 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 23,000 μg/L、魚類では *Cyprinodon variegatus* の 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) が 9,100 μg/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最も低い値 (魚類の 9,100 μg/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 9.1 μg/L が得られた。

慢性毒性値については、藻類では *Microcystis aeruginosa* に対する増殖阻害初期濃度 (Toxicity Threshold) は 8 日間では 67,000 μg/L 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 670 μg/L が得られた。

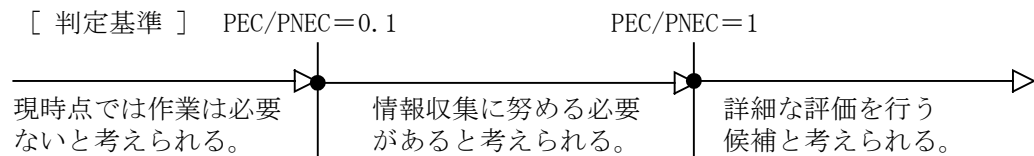
本物質の PNEC としては、以上により求められた PNEC のうち低い値である、魚類の急性毒性値をアセスメント係数 1,000 で除した 9.1 μg/L を採用する。

(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	0.01 µg/L 未満程度(1999)	0.14 µg/L 程度(1999) [0.01 µg/L 未満程度(1999)]	9.1 µg/L	<0.001
	一般環境・海水域	0.01 µg/L 未満程度(1999)	0.02 µg/L 程度(1999)		0.002
	発生源周辺	データはない	データはない		
底質	一般環境	0.001 µg/g・dry 未満程度(1999)	0.004 µg/g・dry 程度(1999)		

注：一般環境・淡水域は、河川河口域を含む。



本物質の公共用水域における濃度は、平均濃度でみると淡水域・海水域ともに 0.01 µg/L 未満程度であり、検出下限値未満であった。安全側の評価値として設定された予測環境中濃度 (PEC) は、淡水域では 0.01 µg/L 未満程度、海水域では 0.02 µg/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、淡水域では 0.001 未満、海水域では 0.002 となるため、現時点では作業は必要ないと考えられる。

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 化学工業日報社 (2001) 13901 の化学商品
- 2) The Merck Index, 12th. Ed. (1996) Merck & Co., Inc.
- 3) Richardson, M.L. *et al.* (1992-1995) The Dictionary of Substances and their Effects, Royal Society of Chemistry
- 4) 分配係数計算用プログラム “C Log P”, アダムネット(株)
- 5) (財)化学品検査協会 (1997) 化学物質ハザード・データ集
- 6) W.J.Lyman, *et al.* (1982) Handbook of Chemical Estimation Methods, p.p.4-9, McGraw-Hill, NY
- 7) (財)化学品検査協会 (1992) 化審法の既存化学物質安全性点検データ集
- 8) Hazardous Substances Data Bank (HSDB) (1998) U.S. National Library of Medicine
- 9) BUA Report, 48, Styrene (1990)
- 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9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(環境庁請負業務)
- 3) 環境庁 平成11年版化学物質と環境
- 4) 厚生省 居住環境中の揮発性有機化合物の全国実態調査について 平成11年12月14日
- 5) 厚生省 水道水源における有害化学物質等監視情報ネットワーク
- 6) 環境庁 水環境中の内分泌攪乱化学物質実態調査 平成12年10月
- 7) (財)日本食品分析センター 平成9年度個別化学物質の暴露量に関する調査(環境庁委託業務)
- 8) WHO:Environmental Health Criteria 26,Styrene
- 9) Lance Wallance,Edo Pellizzari *et al.*:Exposure to Benzene and other Volatile Compounds from Active and Passive Smoking, Archives of Environmental Health ,Vol.42(5),September/October (1987)
- 10) R.R.Miller,R.Newhook and A.Poole:Styrene Production,use,and human exposure,Critical Reviews in Toxicology,Vol.31,41-53(1987)

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) 後藤 稔 編 (1994) 産業中毒便覧(増補版), 医歯薬出版
- 2) Quast, J. F. *et al.* (1978) Results of a toxicity study in dogs and teratogenicity studies in rabbits and rats administered monomeric styrene. In: Meeting of the Society of Toxicology, San Francisco, USA.
- 3) Vainio, H. *et al.* (1979) Toxicol. appl. Pharmacol., 49:7-14.
- 4) Daston, G. P. *et al.* (1991) Toxicol. Appl. Pharmacol., 110:450-463.
- 5) Kankaanpaa, J. T. J. *et al.* (1980) Acta Pharmacol. Toxicol., 47:127-129.
- 6) U.S. National Cancer Institute (1979) Techn. Rep. ser. No. 185, 46 pp.

7) 日本産業衛生学会 (1999) 産業衛生学雑誌, 41 : p130

8) Ponomarcov, V. *et al.* (1983) Toxicologist, 3:46.

参考資料

- Environmental Health Criteria 26, Styrene, IPCS (1983)
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Supplement 7 (1987) ; Volume 60 (1994)
- IRIS (Integrated Risk Information System), No.0104, Styrene, U.S. EPA (1997)
- Guidelines for Drinking-Water Quality, Volume 2, WHO (1996)
- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, Styrene Monomer, ACGIH (1997) .

(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)

5184 : LeBlanc, G.A. (1980): Acute Toxicity of Priority Pollutants to Water Flea (*Daphnia magna*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24(5): 684-691.

5303 : Bringmann, G. and R. Kuhn (1980): A Comparison of the Toxicity Thresholds of Water Pollutants to Bacteria, Algae, and Protozoa in the Cell Multiplication Inhibition Test. Water Res. 14(3): 231-241.

10116 : Bringmann, G. (1975): Determination of the Biologically Harmful Effect of Water Pollutants by Means of the Retardation of Cell Proliferation of the Blue Algae *Microcystis*. Gesund.-Ing. 96(9): 238-241 (GER) (ENG TRANL).

10366 : Heitmuller, P.T., T.A. Hollister, and P.R. Parrish (1981): Acute Toxicity of 54 Industrial Chemicals to Sheepshead Minnows (*Cyprinodon variegatus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 27(5): 596-604.