

化学物質の初期リスク評価書

Ver. 1.0

No. 133

α -メチルスチレン

α -Methylstyrene

化学物質排出把握管理促進法政令号番号：1-335

CAS 登録番号：98-83-9

2008年11月

独立行政法人 製品評価技術基盤機構

財団法人 化学物質評価研究機構

委託元 独立行政法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構

序 文

目的

「化学物質の初期リスク評価書」は、独立行政法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構から委託された化学物質総合評価管理プログラムの一環である「化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発」プロジェクトの成果である。このプロジェクトは、「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)の対象化学物質を中心に有害性情報、排出量等の暴露情報など、リスク評価のための基礎データを収集・整備するとともに、これらを利用したリスク評価手法を開発し、評価するものである。

「化学物質の初期リスク評価書」では、環境中の生物及びヒト健康に対する化学物質のリスクについてスクリーニング評価を行い、その結果、環境中の生物あるいはヒト健康に悪影響を及ぼすことが示唆されると判断された場合は、その化学物質に対して更に詳細な調査、解析及び評価等の必要とされる行動の提案を行うことを目的とする。

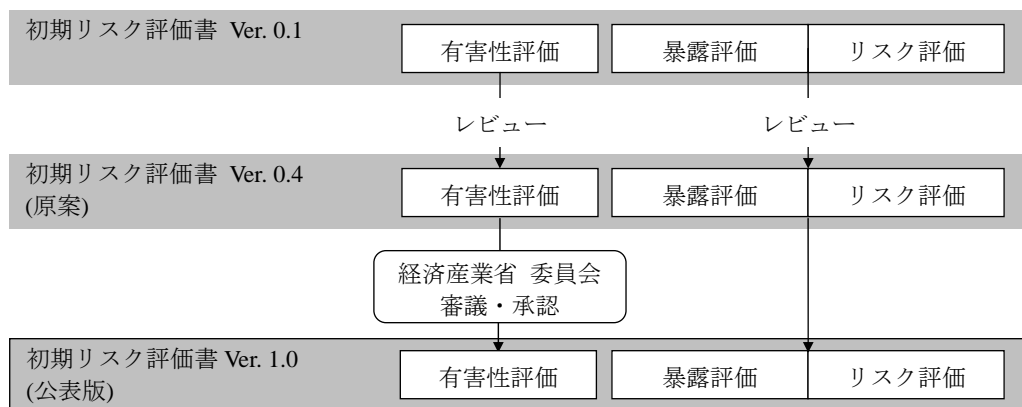
初期リスク評価の対象

化学物質排出把握管理促進法第一種指定化学物質のうち、生産量、環境への排出量及び有害性情報などを基に選択した化学物質を初期リスク評価の対象とする。環境中の生物への影響については、有害性評価手法が国際的に整えられている水生生物を対象とする。ヒト健康への影響については、我が国の住民を対象とし、職業上の暴露は考慮しない。

公表までの過程

財団法人 化学物質評価研究機構及び独立行政法人 製品評価技術基盤機構が共同して評価書案を作成し、有害性評価 (環境中の生物への影響及びヒト健康への影響)

については外部の有識者によるレビューを受け、その後、経済産業省化学物質審議会管理部会・審査部会安全評価管理小委員会の審議、承認を得ている。また、暴露評価及びリスク評価については独立行政法人 産業技術総合研究所によるレビューを受けている。本評価書は、これらの過程を経て公表している。



なお、本評価書の作成に関する手法及び基準は「化学物質の初期リスク評価指針 Ver. 2.0」及び「作成マニュアル Ver. 2.0」として、ホームページ (<http://www.nite.go.jp/>) にて公開されている。

要 約

α -メチルスチレンは無色液体で、水溶解度は 0.12 g/L (20°C) である。

α -メチルスチレンの用途は、重合原料であり、主に ABS 樹脂の耐熱・耐衝撃性の強化剤として、また、ポリエステル樹脂、アルキッド樹脂の改良剤としてそれぞれ使用される。2002 年の国内供給量は 29,000 トンであった。2004 年度の PRTR データによると、 α -メチルスチレンは 1 年間に全国合計で、大気へ 37 トン、公共用水域へ 38 kg 排出されており、公共用水域への排出量 38 kg については、すべて海域への排出として届け出られている。土壌への排出はない。主な排出経路は、化学工業における重合原料としての使用に伴う大気への排出と考えられる。

α -メチルスチレンは蒸気圧が 300 Pa (20°C)、ヘンリー定数が 258 Pa \cdot m³/mol (25°C) である。 α -メチルスチレンの土壌吸着係数 K_{oc} の値は 820 であり、水中の懸濁物質及び底質には吸着されやすいと推定される。環境水中に α -メチルスチレンが排出された場合は、水中の懸濁物質に吸着された一部は底質に移行すると推定されるが、主に揮散により水中から大気中に移行すると推定される。また、水生生物に対する生物濃縮係数 (BCF) は、15~140 である。また、 α -メチルスチレンは、好氣的条件下では生分解され難いが、特定の微生物により生分解される可能性がある。

α -メチルスチレンの環境中の濃度として、大気及び公共用水域 (河川、湖沼、海域) 中の濃度が測定されている。飲料水及び食物中の濃度は調査した範囲では入手できなかった。2000 年度の大気中濃度の調査では、 α -メチルスチレンは 8 地点で検出されており、最大値は 0.11 μ g/m³、95 パーセンタイルは 0.055 μ g/m³ であった。2001 年度の公共用水域中濃度の調査は、すべて不検出 (検出限界: 0.01 μ g/L) であった。

一方、PRTR 排出量データと数理モデルを用いて、大気中濃度の推定を行った。その結果、大気中濃度の推定値は 0.24 μ g/m³ であった。河川水中濃度は、河川への排出がないため数理モデルによる推定は実施せず、0 μ g/L とした。

α -メチルスチレンの水生生物に対するリスク評価を行うための推定環境濃度 (EEC) として、公共用水域中濃度の測定結果と河川水中濃度の推定結果を比較し、より大きい値である河川水中濃度の測定値 $5.0 \times 10^3 \mu$ g/L (検出限界の 1/2 の値) を用いた。

また、ヒトが α -メチルスチレンに暴露する経路としては、呼吸による大気からの吸入暴露、飲料水及び食物を摂取することによる経口暴露が主として考えられる。 α -メチルスチレンの大気中濃度 (0.24 μ g/m³: 推定値)、飲料水中濃度の代用として河川水中濃度 ($5.0 \times 10^3 \mu$ g/L: 検出限界の 1/2 の値)、魚体内濃度 (0.7 μ g/kg: 推定値) から、ヒトの体重 1 kg あたりの 1 日推定摂取量を 0.096 μ g/kg/日 (吸入経路)、 $1.9 \times 10^3 \mu$ g/kg/日 (経口経路) と推定した。

α -メチルスチレンの環境中の水生生物への有害性に関しては、3つの栄養段階 (藻類、甲殻類、魚類) のうち、藻類及び甲殻類については急性及び長期毒性試験結果、魚類については急性毒性試験結果がそれぞれ得られている。急性毒性試験の最小値は、甲殻類であるオオミジンコに対する EC₅₀ が 2.62 mg/L である。また、長期毒性試験の最小値は、藻類であるセテナストラムに対する生長阻害を指標とした 72 時間 NOEC が 0.396 mg/L であり、得られた水生生物に対する毒性データのうち最小値である。この値と EEC $5.0 \times 10^3 \mu$ g/L を用いて暴露マージン (MOE) を算出し

た結果、MOE 79,000はリスク評価に用いた毒性試験データに関する不確実係数積50より大きく、現時点では α -メチルスチレンが環境中の水生生物に悪影響を及ぼすことはないと判断する。

α -メチルスチレンは、ヒトに対し、眼への刺激性を示す。また、接触性皮膚炎、湿疹、光過敏症を生じ、感作性を有するとの報告もある

一方、実験動物に対する反復投与毒性試験では、吸入、経口のいずれの投与経路でも主に肝臓と腎臓に影響がみられている。吸入経路では、マウスの13週間吸入暴露試験における鼻部粘液分泌腺の萎縮及び過形成、嗅上皮の萎縮及び化生、体重増加抑制を指標とした暫定LOAELは、75 ppm(換算値110 mg/kg/日)である(試験データが現時点では「Draft Report」として公表されているものであるため、暫定値とした)。経口経路では、ラットの交配14日前から雄は43日間、雌は妊娠、分娩を経ては育3日目まで強制経口投与した簡易生殖毒性試験における肝臓、腎臓の相対重量及び絶対重量増加、肝細胞の好酸性変化等を指標としたNOAELは40 mg/kg/日である。

α -メチルスチレンの生殖・発生毒性については、ラットに強制経口投与した反復経口投与毒性・生殖発生毒性併合試験で、最高用量の1,000 mg/kg/日まで交尾率、受胎率等に異常はみられなかった。また、生存した新生児に関しても、出産児数、性比、出生率、外表、一般状態、出生後の体重増加及び剖検に変化はみられていない。1,000 mg/kg/日の2例の雌に母動物への毒性による全新生児死亡がみられ、また、生存した新生児に軽度の低体重がみられているが、その後の体重増加に影響は見られていない。したがって、NOAELは、生殖毒性、発生毒性ともに1,000 mg/kg/日以上である。

α -メチルスチレンの遺伝毒性については、*in vitro*試験ではネズミチフス菌と大腸菌を用いた復帰突然変異試験、CHO細胞、CHL細胞を用いた染色体異常試験、ヒトリンパ球細胞を用いた姉妹染色分体交換試験では陰性であるが、CHO細胞を用いた姉妹染色分体交換試験ではS9添加条件下で陽性を示している。*in vivo*試験ではマウスを用いた小核試験で、雄では陰性、雌では陽性である。これらの試験結果から、一部の試験で陽性を示すものの、多くの試験で陰性の結果が示されているため、遺伝毒性を有さないと考えられるが、*in vivo*試験の情報量が少ないため、現時点で遺伝毒性の有無は判断できない。また、発がん性については、U.S. NTPによる試験データのみが「Draft Report」として公表されているため、最終報告書の公表を待つ必要がある。なお、国際機関等では α -メチルスチレンの発がん性について評価していない。

ヒトの推定摂取量と実験動物の反復投与毒性試験より得られた無毒性量を用いてMOEを算出した結果、MOEはそれぞれ1,100,000(吸入経路)、21,000,000(経口経路)であり、リスク評価に用いた毒性試験データに関する不確実係数積5,000、1,000より大きく、 α -メチルスチレンは現時点ではヒト健康に悪影響を及ぼさないと判断する。

以上のことから、 α -メチルスチレンは、現時点で環境中の水生生物及びヒト健康(吸入経路、経口経路)に対し悪影響を及ぼすことはないと判断する。

目 次

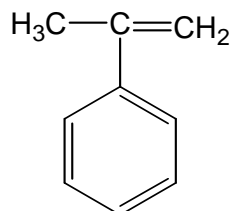
1. 化学物質の同定情報.....	1
1.1 物質名.....	1
1.2 化学物質審査規制法官報公示整理番号.....	1
1.3 化学物質排出把握管理促進法政令号番号.....	1
1.4 CAS 登録番号.....	1
1.5 構造式.....	1
1.6 分子式.....	1
1.7 分子量.....	1
2. 一般情報.....	1
2.1 別 名.....	1
2.2 純 度.....	1
2.3 不純物.....	1
2.4 添加剤または安定剤.....	1
2.5 現在の我が国における法規制.....	1
3. 物理化学的性状.....	2
4. 発生源情報.....	2
4.1 製造・輸入量等.....	2
4.2 用途情報.....	3
4.3 排出源情報.....	3
4.3.1 化学物質排出把握管理促進法に基づく排出源.....	3
4.3.2 その他の排出源.....	4
4.4 環境媒体別排出量の推定.....	4
4.5 排出シナリオ.....	4
5. 環境中運命.....	5
5.1 大気中での安定性.....	5
5.2 水中での安定性.....	5
5.2.1 非生物的分解性.....	5
5.2.2 生分解性.....	5
5.2.3 下水処理による除去.....	6
5.3 環境中分布推定.....	6
5.4 環境水中での動態.....	6
5.5 生物濃縮性.....	6

6.	暴露評価.....	7
6.1	環境中濃度.....	7
6.1.1	環境中濃度の測定結果.....	7
6.1.2	環境中濃度の推定.....	9
6.2	水生生物生息環境における推定環境濃度.....	11
6.3	ヒトへの暴露シナリオ.....	11
6.3.1	環境経由の暴露.....	11
6.3.2	消費者製品経由の暴露.....	11
6.4	ヒトの推定摂取量.....	11
7.	環境中の生物への影響.....	12
7.1	水生生物に対する影響.....	12
7.1.1	微生物に対する毒性.....	12
7.1.2	藻類に対する毒性.....	12
7.1.3	無脊椎動物に対する毒性.....	13
7.1.4	魚類に対する毒性.....	14
7.1.5	その他の水生生物に対する毒性.....	15
7.2	陸生生物に対する影響.....	15
7.2.1	微生物に対する毒性.....	15
7.2.2	植物に対する毒性.....	15
7.2.3	動物に対する毒性.....	15
7.3	環境中の生物への影響 (まとめ).....	15
8.	ヒト健康への影響.....	16
8.1	生体内運命.....	16
8.2	疫学調査及び事例.....	17
8.3	実験動物に対する毒性.....	18
8.3.1	急性毒性.....	18
8.3.2	刺激性及び腐食性.....	19
8.3.3	感作性.....	20
8.3.4	反復投与毒性.....	20
8.3.5	生殖・発生毒性.....	24
8.3.6	遺伝毒性.....	25
8.3.7	発がん性.....	27
8.4	ヒト健康への影響 (まとめ).....	29
9.	リスク評価.....	30
9.1	環境中の生物に対するリスク評価.....	30
9.1.1	リスク評価に用いる推定環境濃度.....	30

9.1.2	リスク評価に用いる無影響濃度	30
9.1.3	暴露マージンと不確実係数積の算出	31
9.1.4	環境中の生物に対するリスク評価結果	31
9.2	ヒト健康に対するリスク評価	31
9.2.1	リスク評価に用いるヒトの推定摂取量	32
9.2.2	リスク評価に用いる無毒性量	32
9.2.3	暴露マージンと不確実係数積の算出	33
9.2.4	ヒト健康に対するリスク評価結果	34
9.3	まとめ	34
文 献	35

1. 化学物質の同定情報

- 1.1 物質名 : α -メチルスチレン
1.2 化学物質審査規制法官報公示整理番号 : 3-5
1.3 化学物質排出把握管理促進法政令号番号 : 1-335
1.4 CAS登録番号 : 98-83-9
1.5 構造式



- 1.6 分子式 : C_9H_{10}
1.7 分子量 : 118.18

2. 一般情報

2.1 別名

2-フェニルプロペン、イソプロペニルベンゼン

2.2 純度

99%以上 (一般的な製品)

(化学物質評価研究機構, 2002)

2.3 不純物

スチレン (一般的な製品)

(化学物質評価研究機構, 2002)

2.4 添加剤または安定剤

4-tert-ブチルカテコール (重合禁止剤)(一般的な製品)

(化学物質評価研究機構, 2002)

2.5 現在の我が国における法規制

化学物質排出把握管理促進法：第一種指定化学物質

化学物質審査規制法：第三種監視化学物質

消防法：危険物第四類第二石油類

労働安全衛生法：危険物引火性の物

名称等を通知すべき危険物及び有害物

海洋汚染防止法：有害液体物質 Y 類

船舶安全法：引火性液体類

航空法：引火性液体

港則法：引火性液体類

3. 物理化学的性状

外 観	: 無色液体	(IPCS, 2004)
融 点	: -23°C	(IPCS, 2004)
沸 点	: 164°C	(IPCS, 2004)
引 火 点	: 54°C	(IPCS, 2004)
	45°C (密閉式)	(Gangolli, 1999)
発 火 点	: 574°C	(IPCS, 2004 ; NFPA, 2002)
爆 発 限 界	: 0.9~6.6 vol % (空气中)	(IPCS, 2004)
	0.8~11.0 vol % (空气中)	(NFPA, 2002)
比 重	: 0.91	(IPCS, 2004)
蒸 気 密 度	: 4.07 (空気 = 1、計算値)	
蒸 気 圧	: 300 Pa (20°C)、1.5 kPa (30°C)	(Verschueren, 2001)
分 配 係 数	: オクタノール/水分配係数 log Kow = 3.48 (測定値)、3.44 (推定値) (SRC:KowWin, 2006)	
解 離 定 数	: 解離基なし	
スペクトル	: 主要マススペクトルフラグメント	
	m/z 118 (基準ピーク = 1.0)、103 (0.58)、91 (0.21)	(NIST, 1998)
吸 脱 着 性	: 土壌吸着係数 Koc = 820 (推定値)	(SRC:PcKocWin, 2006)
溶 解 性	: 水 : 0.12 g/L (20°C)	(IPCS, 2004)
	アルコール : 可溶	
	アセトン、四塩化炭素 : 混和	(U.S. NLM:HSDB, 2006)
ヘンリー定数	: 258 Pa·m ³ /mol (2.55×10 ⁻³ atm·m ³ /mol) (25°C、測定値) (SRC:HenryWin, 2006)	
換 算 係 数	: (気相、20°C) 1 ppm = 4.92 mg/m ³ 、1 mg/m ³ = 0.203 ppm (計算値)	
そ の 他	: 重合しやすい	(IPCS, 2004)

4. 発生源情報

4.1 製造・輸入量等

α-メチルスチレンの2000年から2002年までの3年間の製造量、輸入量等を表4-1に示す(製品評価技術基盤機構, 2004)。2003年以降の情報は得られていない。

表 4-1 α-メチルスチレンの製造・輸入量等 (トン)

年	2000	2001	2002
製造量	35,000	37,000	34,000
輸入量	1,000	1,000	1,000
輸出量	6,000	7,000	6,000
国内供給量 ¹⁾	30,000	31,000	29,000

(製品評価技術基盤機構, 2004)

1) 国内供給量 = 製造量 + 輸入量 - 輸出量とした。

4.2 用途情報

α -メチルスチレンの用途及びその使用割合を表 4-2 に示す (製品評価技術基盤機構, 2004)。

α -メチルスチレンは、重合原料として使用され、主に ABS (アクリロニトリルブタジエンスチレン) 樹脂の耐熱・耐衝撃性の強化剤として、また、ポリエステル樹脂、アルキッド樹脂の改良剤としてそれぞれ使用される。

表 4-2 α -メチルスチレンの用途別使用量の割合

用途		割合 (%)
重合原料	ABS 樹脂の耐熱・耐衝撃性の強化剤	85
	ポリエステル樹脂、アルキッド樹脂の改良剤	15
合計		100

(製品評価技術基盤機構, 2004)

4.3 排出源情報

4.3.1 化学物質排出把握管理促進法に基づく排出源

化学物質排出把握管理促進法に基づく「平成 16 年度届出排出量及び移動量並びに届出外排出量の集計結果」(経済産業省・環境省, 2006) (以下、2004 年度 PRTR データ) によると、 α -メチルスチレンは 1 年間に全国合計で届出事業者から大気へ 37 トン、公共用水域へ 38 kg 排出され、廃棄物として 76 トン、下水道に 36 kg 移動している。土壌への排出はない。また届出外排出量としては対象業種、非対象業種、家庭、移動体からの排出量は推計されていない。

a. 届出対象業種からの排出量と移動量

2004 年度 PRTR データに基づき、 α -メチルスチレンの届出対象業種別の排出量と移動量を表 4-3 に示す (経済産業省・環境省, 2006)。

届出対象業種からの α -メチルスチレンの排出量のうち、ほとんどは化学工業からの大気への排出である。また、全体的に環境への排出量より、むしろ廃棄物としての移動量のほうが多い。

表 4-3 α -メチルスチレンの届出対象業種別の排出量及び移動量 (2004 年度実績) (トン/年)

業種名	届出					排出量合計	
	排出量			移動量		排出計 ²⁾	割合 (%)
	大気	公共用水域	土壌	廃棄物	下水道		
化学工業	37	<0.5	0	72	<0.5	37	100
石油製品・石炭製品製造業	<0.5	0	0	<0.5	0	<0.5	0
プラスチック製品製造業	<0.5	0	0	0	0	<0.5	0
倉庫業	0	0	0	4	0	0	0
その他 ¹⁾	<0.5	0	0	0	0	<0.5	0

業種名	届出					排出量合計	
	排出量			移動量		排出計 ²⁾	割合 (%)
	大気	公共用水域	土壌	廃棄物	下水道		
合計 ²⁾	37	<0.5	0	76	<0.5	37	100

(経済産業省・環境省, 2006)

1) 「その他」には、上記以外の届出対象業種の合計排出量を示した。

2) 四捨五入のため、表記上、合計があっていない場合がある。

0.5 トン未満の排出量及び移動量はすべて「<0.5」と表記した。

4.3.2 その他の排出源

2004年度PRTRデータで推計対象としている以外の α -メチルスチレンの排出源に関する情報については、調査した範囲では得られていない。

4.4 環境媒体別排出量の推定

各排出源における α -メチルスチレンの環境媒体別排出量を表4-4に示す(経済産業省・環境省, 2006)。

α -メチルスチレンの環境媒体別排出量については、対象業種の届出外事業者、非対象業種、家庭、移動体のいずれからも排出が推計されていないことから、届出排出量を環境媒体別の排出量とする。

以上のことから α -メチルスチレンは大気へ37トン、公共用水域へ38kg排出される。また、土壌への排出はない(経済産業省・環境省, 2006)。

ただし、廃棄物としての移動量及び下水道への移動量については、各処理施設における処理後の環境への排出を考慮していない。

表4-4 α -メチルスチレンの環境媒体別排出量 (2004年度実績) (トン/年)

排出区分	大気	公共用水域	土壌
対象業種届出	37	0.038	0

(経済産業省, 環境省, 2006)

また、公共用水域への排出量38kgについては、すべて海域への排出として届け出られている(経済産業省, 2006)。

4.5 排出シナリオ

日本化学工業協会加盟企業のうち化学工業製品を製造・使用していると考えられる企業を対象として実施している調査によると、2003年度の α -メチルスチレンの製造段階での排出量は大気へ3トンであり、公共用水域及び土壌への排出はないと報告されている(日本化学工業協会, 2005)。

また、 α -メチルスチレンの使用段階での排出については、主にABS樹脂の耐熱・耐衝撃性の強化に使用されているという用途情報及び2004年度PRTRデータ等から判断して、その多くは、化学工業における重合原料としての使用に伴う大気への排出と考えられる。

5. 環境中運命

5.1 大気中での安定性

a. OH ラジカルとの反応性

対流圏大気中では、 α -メチルスチレンと OH ラジカルとの反応速度定数は $5.20 \times 10^{-11} \text{ cm}^3/\text{分子}/\text{秒}$ (25°C、測定値) である (SRC:AopWin, 2006)。OH ラジカル濃度を $5 \times 10^5 \sim 1 \times 10^6 \text{ 分子}/\text{cm}^3$ とした時の半減期は 4~7 時間と計算される。

b. オゾンとの反応性

対流圏大気中では、 α -メチルスチレンとオゾンとの反応速度定数は $1.40 \times 10^{-16} \text{ cm}^3/\text{分子}/\text{秒}$ (25°C、推定値) である (SRC:AopWin, 2006)。オゾン濃度を $7 \times 10^{11} \text{ 分子}/\text{cm}^3$ とした時の半減期は 2 時間と計算される。

c. 硝酸ラジカルとの反応性

調査した範囲内では、 α -メチルスチレンと硝酸ラジカルとの反応性に関する報告は得られていない。

d. 直接光分解性

対流圏大気中では、 α -メチルスチレンは太陽光 (波長 295 nm 以上) を吸収するので直接光分解する可能性がある (U.S. NLM:HSDB, 2006)。

5.2 水中での安定性

5.2.1 非生物的分解性

α -メチルスチレンには、加水分解を受けやすい化学結合はないので、水環境中では加水分解されない (U.S. NLM:HSDB, 2006)。

5.2.2 生分解性

α -メチルスチレンは、揮発性物質用改良型培養瓶を用いた化学物質審査規制法に基づく好氣的生分解性試験では、被験物質濃度 100 mg/L、活性汚泥濃度 30 mg/L、試験期間 2 週間の条件において、生物化学的酸素消費量 (BOD) 測定での分解率は 0% であり、難分解性と判定されている (通商産業省, 1979)。

しかし、ゴム製造工場周辺の排水中などから分離されたシュードモナス属の微生物 [*Pseudomonas convexa* S107B1 (Omori et al., 1975) や *Ps. aeruginosa* DS 13 (Bestetti et al., 1989)] は、 α -メチルスチレンを炭素源として代謝する。 α -メチルスチレンは、1,2-ジヒドロキシ-3-イソプロペニル-3-シクロヘキセンなどの中間代謝物を経て、さらに *meta*-開裂などにより分解されるとの報告がある (Warhurst and Fewson, 1994)。

以上のことから、 α -メチルスチレンは、好氣的条件下では生分解され難いが、特定の微生物により生分解される可能性がある。

調査した範囲内では、 α -メチルスチレンの嫌氣的生分解性に関する報告は得られていない。

5.2.3 下水処理による除去

調査した範囲内では、 α -メチルスチレンの下水処理による除去に関する報告は得られていない。

5.3 環境中分布推定

α -メチルスチレンが、大気、水域または土壌のいずれかに定常的に排出されて定常状態に到達した状態、すなわち、大気、水域、土壌及び底質間の移動、系外への移動・分解などによる減少が釣り合った後に残存している α -メチルスチレンの環境中での分布をフガシティモデル・レベル III (Mackay et al., 1992) により推定した (表 5-1)。なお、環境への排出は、大気、水域及び土壌の各々に個別に排出される 3 つのシナリオを設定した (化学物質評価研究機構, 2001)。

α -メチルスチレンが大気に排出された場合は大気に 9 割、土壌に約 1 割分布し、水域に排出された場合は水域に 8 割強、底質に約 1 割分布し、また、土壌に排出された場合は主に土壌に分布するものと推定される。

表5-1 α -メチルスチレンのフガシティモデル・レベルIIIによる環境中分布推定結果

シナリオ	分布 (%)			
	大気	水域	土壌	底質
シナリオ 1 (大気中に 100% 排出)	90.0	1.4	8.3	0.2
シナリオ 2 (水域中に 100% 排出)	1.1	86.4	0.1	12.4
シナリオ 3 (土壌中に 100% 排出)	0.0	0.1	99.9	0.0

(化学物質評価研究機構, 2001)

5.4 環境水中での動態

α -メチルスチレンは、蒸気圧が 300 Pa (20°C)、水に対する溶解度が 0.12 g/L (20°C)、ヘンリー定数が 258 Pa・m³/mol (25°C) である (3 章参照)。ヘンリー定数を基にした水中から大気中への α -メチルスチレンの揮散性に関する報告があり、水深 1 m、流速 1 m/秒、風速 3 m/秒のモデル河川での半減期は 4 時間、水深 1 m、流速 0.05 m/秒、風速 0.5 m/秒のモデル湖水での半減期は 4 日と推算されている (Lyman et al., 1990)。 α -メチルスチレンの土壌吸着係数 (Koc) の値は 820 (3 章参照) であるので、水中の懸濁物質及び底質には吸着されやすいと推定される。

以上のこと及び 5.2 の結果より、環境水中に α -メチルスチレンが排出された場合は、水中の懸濁物質に吸着された一部は底質に移行すると推定されるが、主に揮散により水中から大気中に移行すると推定される。

5.5 生物濃縮性

α -メチルスチレンは、化学物質審査規制法に基づくコイを用いた 8 週間の濃縮性試験では、水中濃度が 0.3 mg/L 及び 0.03 mg/L における濃縮倍率はそれぞれ 15~140 及び 12~113 であり、濃

縮性がない、または低いと判定されている (通商産業省, 1979)。

6. 暴露評価

この章では、大気、公共用水域、飲料水、食物中濃度の測定データの収集、整理と、PRTR 排出量データから大気、河川水中濃度の推定を行い、水生生物のリスク評価を行うための推定環境濃度 (EEC) と、ヒト健康のリスク評価を行うための吸入経路及び経口経路の推定摂取量を決定する。

6.1 環境中濃度

6.1.1 環境中濃度の測定結果

ここでは、環境中濃度の測定報告について調査を行い、その結果について概要を示す。また得られた報告を基に、暴露評価に用いる濃度の採用候補を選定する。

a. 大気中の濃度

α -メチルスチレンの大気中濃度として、次のような報告結果が得られた。

α -メチルスチレンの大気中濃度として、環境庁による 2000 年度の化学物質環境調査結果を表 6-1 に示す (環境省, 2002a)。この調査は一般環境中における残留状況を把握するために行っている。2000 年度における測定値の 95 パーセンタイルは $0.055 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。

表 6-1 α -メチルスチレンの大気中の濃度

調査年度	検出地点数/ 調査地点数	検出数/ 検体数	検出範囲 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	95 パーセンタイル ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	検出限界 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
2000	8/9	20/26	nd-0.11	0.055	1.6×10^{-4} - 6.0×10^{-3}

(環境省, 2002a)

nd: 不検出

不検出検体は検出限界の 1/2 の値として 95 パーセンタイルを算出

以上の報告より、暴露評価に用いる大気中濃度の測定結果における採用候補は、調査年度が新しく測定地点も多いことから、環境庁による 2000 年度の測定結果の 95 パーセンタイルである $0.055 \mu\text{g}/\text{m}^3$ とした。

b. 公共用水域中の濃度

α -メチルスチレンの公共用水域中濃度として、次のような報告結果が得られた。

α -メチルスチレンの公共用水域中の濃度として、環境省による 2001 年度の水環境中の要調査項目存在状況調査結果を表 6-2 に示す (環境省, 2002b)。この調査は、環境省が水環境中で一定の検出率を超えて検出されている物質、水環境を經由して人の健康や生態系に有害な影響を与える可能性がある物質等を要調査項目に選定し、その水環境中の存在状況を全国的に調査したものである。この調査では、河川、湖沼、海域におけるすべての検体で不検出であった (検出限

界: 0.01 $\mu\text{g/L}$ 。

表 6-2 α -メチルスチレンの公共用水域中の濃度 (1)

調査年度	水域	検出地点数 /調査地点数	検出数 /検体数	検出範囲 ($\mu\text{g/L}$)	検出限界 ($\mu\text{g/L}$)
2001	河川	0/44	0/44	nd	0.01
	湖沼	0/3	0/3	nd	
	海域	0/3	0/3	nd	

(環境省, 2002b)

nd: 不検出

α -メチルスチレンの公共用水域中濃度として、環境庁による 1997 年度の化学物質環境調査結果を表 6-3に示す (環境庁, 1998)。この調査は一般環境中における残留状況を把握するために行っている。この調査では、河川、湖沼、海域におけるのすべての検体で不検出であった (検出限界: $6.9 \times 10^{-3} \mu\text{g/L}$)。

表 6-3 α -メチルスチレンの公共用水域中の濃度 (2)

調査年度	水域	検出地点数 /調査地点数	検出数 /検体数	検出範囲 ($\mu\text{g/L}$)	検出限界 ($\mu\text{g/L}$)
1997	河川	0/1	0/3	nd	6.9×10^{-3}
	湖沼	0/1	0/3	nd	0.0104
	海域	0/10	0/30	nd	3.5×10^{-3} -0.3

(環境庁, 1998)

nd: 不検出

文献中の調査地点名で「～河口」と記されているものは一律「海域」に分類した

以上の報告より、暴露評価に用いる河川水中濃度における測定結果の採用候補は、調査年度が新しく測定地点も多い、環境省の 2001 年度の測定結果を用いる。すべての検体において不検出であったことから、検出限界の 1/2 の値である $5.0 \times 10^{-3} \mu\text{g/L}$ とした。また、海域中濃度における測定結果の採用候補についても、調査年度が新しい環境省の 2001 年度のデータは検体数が少ないが、1997 年度の調査でも検出されていないことも考慮して、2001 年度の検出限界の 1/2 の値である $5.0 \times 10^{-3} \mu\text{g/L}$ とした。

また、 α -メチルスチレンの次のような報告があったので参考としてあげておく。

α -メチルスチレンの底質中濃度が、環境庁による 1997 年度の化学物質環境調査結果において測定されている。その結果を表 6-4に示す (環境庁, 1998)。

表 6-4 α -メチルスチレンの底質中の濃度

調査年度	検出地点数/ 測定地点数	検出数/検 体数	検出範囲 (μ g/g-dry)	検出限界 (μ g/g-dry)
1997	0/11	0/33	nd	1.2×10^{-3} - 5.5×10^{-3}

(環境庁, 1998)

nd: 不検出

c. 飲料水中の濃度

α -メチルスチレンの水道水中濃度及び地下水中濃度に関する報告は、調査した範囲内では得られていない。

d. 食物中の濃度

α -メチルスチレンの食物中濃度及び魚体内濃度に関する報告は、調査した範囲内では得られていない。

6.1.2 環境中濃度の推定

ここでは、数理モデルを用いて大気及び河川の濃度推定を行う。

また食物に関する利用可能な測定結果が得られなかったため、魚体内濃度の推定も行う。

a. 大気中濃度の推定

α -メチルスチレンの2004年度PRTR排出量データと広域大気拡散モデルAIST-ADMER Ver. 1.5 (産業技術総合研究所, 2006; 東野ら, 2003) を用いて、全国11地域 (北海道、東北、北陸、関東、中部、東海、近畿、中国、四国、九州、沖縄) の大気中濃度を推定した。

大気への排出量分布の推定

届出データについては、事業所所在地を排出地点とし、メッシュデータによる排出量分布の推定を行った (製品評価技術基盤機構, 2007)。

計算条件

α -メチルスチレンは、大気環境中ではガス状で存在すると考えられ (U.S. NLM: HSDB, 2006)、以下のように計算条件を設定した。

数理モデル : AIST-ADMER Ver.1.5

計算対象地域 : 全国 (11地域) 5 km \times 5 kmメッシュ

年間排出量 : 37トン (4. 参照)

計算対象期間 : 1年

気象データ : アメダス気象年報 2004 年 (気象業務支援センター, 2006)

パラメータ	: 雨による洗浄比 ¹⁾	9.6
	大気中での分解係数 ²⁾	1.2×10^{-4} (1/s)
	大気からの乾性沈着速度 ³⁾	0 (m/s)
	バックグラウンド濃度 ³⁾	0 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

推定結果

各地域での推定値を表 6-5に示す (製品評価技術基盤機構, 2007)。全国の年平均の最大値は、四国地域における $0.24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。

表 6-5 α -メチルスチレンの年平均大気中濃度推定結果

計算対象地域	最小 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	最大 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
北海道	$< 10^{-9}$	$< 10^{-9}$
東北	$< 10^{-9}$	1.4×10^{-4}
北陸	$< 10^{-9}$	1.0×10^{-4}
関東	$< 10^{-9}$	0.015
中部	$< 10^{-9}$	2.2×10^{-5}
東海	$< 10^{-9}$	8.0×10^{-3}
近畿	$< 10^{-9}$	0.019
中国	$< 10^{-9}$	0.021
四国	1.2×10^{-7}	0.24
九州	$< 10^{-9}$	1.4×10^{-3}
沖縄	$< 10^{-9}$	$< 10^{-9}$

(製品評価技術基盤機構, 2007)

$10^9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満の推定結果はすべて「 $< 10^{-9}$ 」と表記した

b. 河川水中濃度の推定

α -メチルスチレンは2004年度PRTR排出量データによると、河川への排出がないため、数理モデルによる河川水中濃度の推定は実施せず、 $0 \mu\text{g}/\text{L}$ とした。なお、本評価書では大気、土壌または海域から河川への移動は考慮しない。

c. 魚体内濃度の推定

α -メチルスチレンの魚体内濃度は、海域に生息する魚の体内に濃縮されると仮定し、海域中濃度と生物濃縮係数 (BCF) を乗じて魚体内濃度を推定する。

海域中濃度は環境省による 2001 年度の測定結果を用いる。この測定結果ではすべての検体において不検出であったため、検出限界 $0.01 \mu\text{g}/\text{L}$ の 1/2 の値である $5.0 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{L}$ を α -メチルスチレンの海域中濃度とした。

¹⁾ (雨による洗浄比) = 気体定数: $8.314 (\text{Pa} \cdot \text{m}^3/(\text{mol} \cdot \text{K})) \times$ 絶対温度: $298 (\text{K}) \div$ ヘンリー一定数: $258 (\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol})$
= 9.6 (ヘンリー一定数は 3. 参照)

²⁾ (大気中での分解係数) = OH ラジカルとの反応速度定数 $5.2 \times 10^{11} (\text{cm}^3/\text{分子}/\text{s}) \times$ OH ラジカル濃度: $5 \times 10^5 (\text{分子}/\text{cm}^3)$
+ オゾンとの反応速度定数: $1.4 \times 10^{16} \text{cm}^3/\text{分子}/\text{sec} \times$ オゾン濃度: $7.0 \times 10^{11} \text{分子}/\text{cm}^3$
= $1.2 \times 10^{-4} (1/\text{sec})$ (5.1 参照)

³⁾ 乾性沈着速度及びバックグラウンド濃度に関する情報が得られなかったため 0 とした。

計算条件及び推定結果

海域中濃度 : 5.0×10^{-3} (μ g/L)

生物濃縮係数 : 140 (L/kg) (5.5 参照)

魚体内濃度 : 5.0×10^{-3} (μ g/L) \times 140 (L/kg) = 0.7 (μ g/kg)

魚体内濃度の推定結果は 0.7 μ g/kg であった。

6.2 水生生物生息環境における推定環境濃度

水生生物が生息する EEC を公共用水域中の測定結果と河川水中濃度の推定結果から決定する。EEC は、測定結果の採用候補 5.0×10^{-3} μ g/L (検出限界の 1/2) と推定結果 0 μ g/L を比較し、より大きい値である 5.0×10^{-3} μ g/L とした (6.1.1 b、6.1.2 b 参照)。

6.3 ヒトへの暴露シナリオ

6.3.1 環境経由の暴露

α -メチルスチレンの環境経由のヒトへの暴露経路は、呼吸による吸入暴露と飲料水及び食物からの経口暴露が主として考えられる。食物中の濃度に関する測定結果は得られていないため、ここでは食物として魚類のみを考慮する。

6.3.2 消費者製品経由の暴露

入手した用途情報からは、 α -メチルスチレンの消費者製品からの暴露はないものと考えられるので、本評価書においては考慮しない (4.2 参照)。

6.4 ヒトの推定摂取量

本評価書において各経路からの摂取量を推定する際、成人の大気吸入量を 20 m^3 /人/日、飲料水摂取量を 2 L/人/日、魚類の摂食量を 120 g/人/日とした。

推定摂取量の算出は、以下の仮定に従って求めた。

大気からの摂取量推定に採用する大気中濃度は測定結果と推定結果から決定する。大気中濃度は、測定結果における採用候補 0.055 μ g/ m^3 と推定結果 0.24 μ g/ m^3 を比較し、より大きい値である 0.24 μ g/ m^3 とした (6.1.1 a、6.1.2 a 参照)。

飲料水からの摂取量推定に採用する飲料水中濃度は、飲料水に関する測定結果が入手できなかったため河川水中濃度で代用する。ここでは河川水中濃度の検出限界の 1/2 の値から、飲料水中濃度を 5.0×10^{-3} μ g/L とした (6.1.1 c、6.2 参照)。

魚類からの摂取量推定に採用する魚体内濃度は、魚体内濃度の推定結果から 0.7 μ g/kg とした (6.1.2 c 参照)。

これらの仮定のもとに推定したヒトでの摂取量は、以下のとおりである。

大気からの摂取量 : 0.24 (μ g/ m^3) \times 20 (m^3 /人/日) = 4.8 (μ g/人/日)

飲料水からの摂取量 : 5.0×10^{-3} (μ g/L) \times 2 (L/人/日) = 0.010 (μ g/人/日)

魚類からの摂取量 : 0.7 (μ g/kg) \times 0.12 (kg/人/日) = 0.084 (μ g/人/日)

成人の体重を平均 50 kg と仮定して、体重 1kg あたりの摂取量を求めると次のようになる。

吸入摂取量： $4.8 (\mu\text{g}/\text{人}/\text{日}) / 50 (\text{kg}/\text{人}) = 0.096 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$

経口摂取量： $(0.010 + 0.084) (\mu\text{g}/\text{人}/\text{日}) / 50 (\text{kg}/\text{人}) = 1.9 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$

合計摂取量： $0.096 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}) + 1.9 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}) = 0.098 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$

7. 環境中の生物への影響

7.1 水生生物に対する影響

7.1.1 微生物に対する毒性

α -メチルスチレンの微生物に対する毒性試験結果を表 7-1 に示す。

細菌のシュードモナスについて報告されており、増殖阻害を指標とした 18 時間 EC₁₀ は 283 mg/L であった (Huel, 未発表)。

表 7-1 α -メチルスチレンの微生物に対する毒性試験結果

生物種	温度 (°C)	エンドポイント		濃度 (mg/L)	文献
細菌 <i>Pseudomonas putida</i> (シュードモナス)	ND	18 時間 EC ₁₀	増殖阻害	283 (n)	Huel, 未発表

ND: データなし

(n): 設定濃度

7.1.2 藻類に対する毒性

α -メチルスチレンの藻類に対する毒性試験結果を表 7-2 に示す。

淡水緑藻のセレナストラムを用いた生長阻害試験について報告されており、バイオマス及び生長速度によって算出された 72 時間 EC₅₀ はそれぞれ 2.56 mg/L、6.88 mg/L、72 時間 NOEC はそれぞれ 0.172 mg/L、0.396 mg/L であった (環境庁, 1997a)。この試験では助剤として界面活性剤 (HCO-30) が使われており、揮発性を考慮して閉鎖系で試験を実施した結果、測定した被験物質濃度は暴露開始時では設定濃度に対して 79~90% であったが、終了時では 41~47% に低下したため、結果は暴露開始時の測定濃度を基に算出した。また、同じセレナストラムを用いて上記と異なる助剤を用いて実施した試験で、生長速度によって算出された 72 時間 EC₅₀ 及び NOEC は、それぞれ 52.6 mg/L、40.0 mg/L であったとの報告があるが (Environment Agency of Japan, 1995)、上記結果と大きな違いがある。2 つのデータの差は、前者は α -メチルスチレンの揮発性が考慮されているが、後者ではそれが考慮されていないことによるものと考えられる。

調査した範囲内では、海産種に関する試験報告は得られていない。

表 7-2 α -メチルスチレンの藻類に対する毒性試験結果

生物種	試験方式	温度 (°C)	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献	
淡水						
<i>Selenastrum capricornutum</i> ¹⁾ (緑藻、セリナストラム)	OECD 201 止水 閉鎖系 助剤 ²⁾	23±2	72 時間 EC ₅₀	生長阻害 バイオマス	2.56	環境庁, 1997a
			24-48 時間 EC ₅₀	生長速度	7.21	
24-72 時間 EC ₅₀			生長速度	6.94		
0-72 時間 EC ₅₀ ³⁾			生長速度	6.88		
72 時間 NOEC			バイオマス	0.172		
24-48 時間 NOEC			生長速度	2.87		
24-72 時間 NOEC			生長速度	2.87		
0-72 時間 NOEC³⁾			生長速度	0.396 (m) ⁴⁾		
OECD 201 止水 助剤 ⁵⁾	ND	72 時間 EC ₅₀	生長阻害 生長速度	52.6	Environment Agency of Japan, 1995	
		72 時間 NOEC	生長速度	40 (m)		

ND: データなし、(m): 測定濃度、閉鎖系: 試験容器や水槽にフタ等をしているが、ヘッドスペースはある状態
 1) 現学名: *Pseudokirchneriella subcapitata*、2) メチルセロソルブ (10 mg/L) + HCO-30 (10 mg/L)、3) 文献をもとに再計算した値、4) 暴露開始時の測定濃度をもとに算出した値、5) DMSO+HCO-40 (9:1)
 太字はリスク評価に用いたデータを示す

7.1.3 無脊椎動物に対する毒性

α -メチルスチレンの無脊椎動物に対する毒性試験結果を表 7-3 に示す。

無脊椎動物に対する α -メチルスチレンの影響については、オオミジンコを用いた急性毒性及び繁殖試験報告がある。これらの試験では助剤として界面活性剤 (HCO-30、HCO-40 あるいは HCO-60) が使われている。オオミジンコに対する 48 時間 EC₅₀ (遊泳阻害) は 2.62 mg/L (環境庁, 1997b) 及び 54 mg/L (Environment Agency of Japan, 1995) であり、得られた結果に大きな違いがある。2 つのデータの差は、前者は α -メチルスチレンの揮発性が考慮され、毒性値の算出も測定濃度により行われているが、後者ではそれが考慮されていないことによるものと考えられる。

長期毒性として、オオミジンコの繁殖を指標とした 21 日間 EC₅₀ は 1.11 mg/L (環境庁, 1997c) 及び 4.7 mg/L (Environment Agency of Japan, 1995)、NOEC はそれぞれ 0.401 mg/L 及び 1.8 mg/L であった。両データの違いは急性毒性試験と同様に、後者では揮発性が考慮されていないことによるものと考えられる。

調査した範囲内では、海産種に関する試験報告は得られていない。

表 7-3 α -メチルスチレンの無脊椎動物に対する毒性試験結果

生物種	大きさ/ 成長段階	試験法/ 方式	温度 (°C)	硬度 (mg CaCO ₃ /L)	pH	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
淡水								
<i>Daphnia magna</i> (甲殻類、材シ ンゴ)	生後 24 時間 以内	OECD 202 GLP 半止水 密閉 助剤 ¹⁾	19.6- 20.9	65	7.7- 8.1	48 時間 EC ₅₀ 遊泳阻害	2.62 (m)	環 境 庁 , 1997b
		OECD 202 半止水 助剤 ²⁾	ND	ND	ND	48 時間 EC ₅₀ 遊泳阻害	54 (n)	Environment Agency of Japan, 1995
		OECD 211 GLP 半止水 密閉 助剤³⁾	19.3- 20.8	65	7.0- 8.2	21 日間 EC ₅₀ 21 日間 NOEC 繁殖	1.11 0.401 (m)	環 境 庁 , 1997c
		OECD 202 半止水 助剤 ⁴⁾	ND	ND	ND	21 日間 EC ₅₀ 21 日間 NOEC 繁殖	4.7 1.8 (n)	Environment Agency of Japan, 1995

ND: データなし、(m): 測定濃度、(n): 設定濃度、密閉: 試験容器上端まで試験液を満たしてヘッドスペースはない状態

1) メトキシエタノール (50 mg/L) + HCO-30 (50 mg/L)、2) DMSO (80 mg/L) + HCO-40 (20 mg/L)、3) DMF (15 mg/L) + HCO-60 (15 mg/L)、4) DMSO (44.8 mg/L) + HCO-40 (11.2 mg/L)

太字はリスク評価に用いたデータを示す

7.1.4 魚類に対する毒性

α -メチルスチレンの魚類に対する毒性試験結果を表 7-4 に示す。

淡水魚の急性毒性としては、メダカに対する 96 時間 LC₅₀ は 7.28 mg/L (環境庁, 1997d) 及び 15 mg/L (Environment Agency of Japan, 1995) であった。これらの試験では助剤として界面活性剤 (HCO-40 あるいは HCO-30) が使用されている。2 つのデータの差は、前者は α -メチルスチレンの揮発性が考慮され、毒性値の算出も測定濃度により行われているが、後者ではそれが考慮されていないことによるものと考えられる。また、メダカの 14 日間延長毒性試験では、摂餌低下を指標とした NOEC が 1.04 mg/L であった (環境庁, 1997e)。ゴールデンオルフェに対する 48 時間 LC₅₀ は 28 mg/L であったという報告もあるが (Huel, 未発表)、試験条件等は不明である。

調査した範囲内では、長期毒性及び海水魚に関する試験報告は得られていない。

表 7-4 α -メチルスチレンの魚類に対する毒性試験結果

生物種	大きさ/ 成長段階	試験法/ 方式	温度 (°C)	硬度 (mg CaCO ₃ /L)	pH	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
急性毒性 淡水								
<i>Oryzias latipes</i> (メダカ)	1.81 cm 0.101 g	OECD 203 GLP 半止水 密閉 助剤 ¹⁾	24±1	61	7.3- 7.8	96 時間 LC ₅₀	7.28 (m)	環境庁 , 1997d
	ND	OECD 203 半止水 助剤 ²⁾	ND	ND	ND	96 時間 LC ₅₀	15 (n)	Environment Agency of Japan, 1995
	1.97 cm 0.135 g	OECD 204 GLP 流水 助剤 ³⁾	24±2	61	7.4- 7.9	14 日間 LC ₅₀ 14 日間 NOEC 摂餌低下	>6.78 1.04 (m)	環境庁 , 1997e
<i>Leuciscus idus</i> (コールテソルフェ、 コイ科)	ND	DIN ⁴⁾ 止水	ND	ND	ND	48 時間 LC ₅₀	28 (n)	Huel, 未 発 表

ND: データなし、(m): 測定濃度、(n): 設定濃度、密閉: 試験容器上端まで試験液を満たしてヘッドスペースはない状態

1) メチルセロソルブ (3-48 mg/L) + HCO-30 (3-48 mg/L)、2) DMSO (80 mg/L) + HCO-40 (20 mg/L)、3) メチルセロソルブ (16 mg/L) + HCO-30 (40 mg/L)、4) ドイツ規格協会 (Deutsches Institut für Normung) テストガイドライン
太字はリスク評価に用いたデータを示す

7.1.5 その他の水生生物に対する毒性

調査した範囲内では、 α -メチルスチレンのその他の水生生物 (両生類等) に関する試験報告は得られていない。

7.2 陸生生物に対する影響

7.2.1 微生物に対する毒性

調査した範囲内では、 α -メチルスチレンの微生物 (土壌中の細菌や菌類) に関する試験報告は得られていない。

7.2.2 植物に対する毒性

調査した範囲内では、 α -メチルスチレンの植物に関する試験報告は得られていない。

7.2.3 動物に対する毒性

調査した範囲内では、 α -メチルスチレンの動物に関する試験報告は得られていない。

7.3 環境中の生物への影響 (まとめ)

α -メチルスチレンの環境中の生物に対する毒性影響については、致死、遊泳阻害、生長阻害、

繁殖などを指標に検討が行われている。海産生物や陸生生物に関する試験報告は得られていない。現時点で得られている α -メチルスチレンの毒性データは、ほとんどが助剤として界面活性剤を用いた試験によるものであるが、各試験とも公定法に従って実施され、算出された LC_{50} や $NOEC$ 等はいずれも水への溶解度(0.12 g/L)以下であり、また α -メチルスチレンの揮発性も考慮されている試験報告については、有害性評価が可能であると判断し、評価に用いた。

淡水緑藻のセレナストラムの生長阻害試験での72時間 EC_{50} は2.56 mg/L(バイオマス)及び6.88 mg/L(生長速度)であり、これらの値はGHS急性毒性有害性区分IIに相当し、強い有害性を示す。また、 $NOEC$ は同じ試験で0.396 mg/L(生長速度)であった。

無脊椎動物については、甲殻類のオオミジンコに対する48時間 EC_{50} (遊泳阻害)が2.62 mg/Lであり、この値はGHS急性毒性有害性区分IIに相当し、強い有害性を示す。長期毒性については、オオミジンコの繁殖を指標とした21日間 $NOEC$ が0.401 mg/Lであった。

魚類に対する急性毒性については、メダカに対する96時間 LC_{50} が7.28 mg/Lであり、この値はGHS急性毒性有害性区分IIに相当し、強い有害性を示す。魚類の長期毒性についての試験報告は得られていない。

以上から、 α -メチルスチレンの水生生物に対する急性毒性は、藻類、甲殻類及び魚類に対してGHS急性毒性有害性区分IIに相当し、強い有害性を示す。長期毒性についての $NOEC$ は、藻類では0.396 mg/L、甲殻類では0.401 mg/Lである。

得られた毒性データのうち水生生物に対する最小値は、藻類であるセレナストラムの生長阻害を指標とした72時間 $NOEC$ の0.396 mg/Lである。

8. ヒト健康への影響

8.1 生体内運命

a. 吸収

ボランティア8人に α -メチルスチレンの原液0.1 mLを8~10分間経皮適用し、経皮吸収速度を測定した結果、19.5 mg/cm²/時間であったとの報告がある(Aizvert, 1979)。

b. 代謝及び排泄

α -メチルスチレンの動物における代謝経路を図8-1に示す。

α -メチルスチレンの代謝と排泄について、同一の試験で報告されている。¹⁴C- α -メチルスチレン11 mg/kgをラットに静脈内投与した結果、24時間以内に投与放射能の76%、72時間後には86%が尿中から排泄された。また、その他の排泄経路として、72時間後で糞中に2%、呼気中の揮発性有機体として2%、二酸化炭素として0.02%が排泄された。一方、72時間後の体内残留はわずか0.3%で、皮膚>小腸>肝臓>盲腸の順で放射能の残留がみられた。また、尿中代謝物について48時間後まで経時的に調べた結果、2-フェニル-1,2-プロパンジオール(尿中放射能の3%)及びそのグルクロニド(同50%)、アトロラクチン酸(同27%)、メルカプツール酸のS-(2-ヒドロキシ-2-フェニルプロピル)-N-アセチルシステイン(同13%)、2-フェニルプロピオン酸(同1%)が検出された。さらに、ヒト肝臓切片を用いて代謝を検討したところ、ラットの尿中代謝物と同様の化合物

が検出されたが、5時間の培養で主要な代謝物は2-フェニル-1,2-プロパンジオール（添加した放射能の25%）であり、2-ヒドロキシ-2-フェニルプロピオン酸及び2-フェニルプロピオン酸はそれぞれ放射能の約1%、残り2物質は0.3%未満であった。これらの結果から、著者らは本物質の代謝経路を図8-1のように推定している（De Costa et al., 2001）。

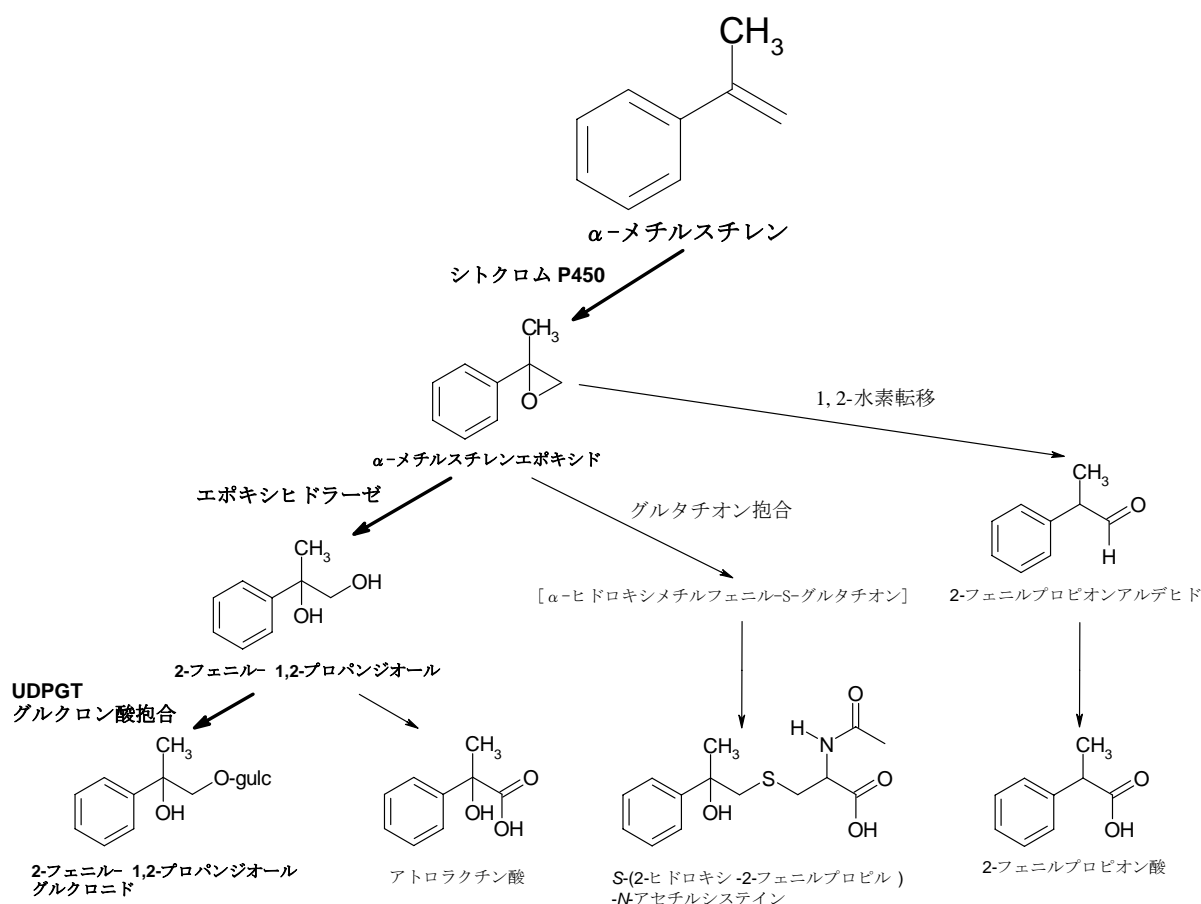


図 8-1 α-メチルスチレンの代謝経路図（出典：De Costa et al., 2001）

8.2 疫学調査及び事例

α-メチルスチレンの疫学調査及び事例を表 8-1 に示す。

a. 急性影響

4人のボランティアが一定のα-メチルスチレン濃度に保った部屋に入ったときに受けた、臭い、眼や鼻への刺激を調べた試験で、492 mg/m³で不快を感じない程度の臭いを感じ、984 mg/m³で眼に対して軽度の刺激と不快臭、2,952 mg/m³で眼に対して強度の刺激と刺激臭があったと報告されている（Wolf et al., 1956）。

ボランティアにα-メチルスチレン蒸気 0.04、0.08、0.1、0.6 mg/m³を15～20分間吸入暴露した試験で、臭いに敏感な人3人については0.1 mg/m³以上で眼の光感受性の変化と脳波測定によるα波の変化がみられたと報告されている（Minaev, 1966）。

b. 慢性影響

ゴム合成プラントの労働者 658 人のうち、33 人が職業暴露によって皮膚炎、湿疹、光過敏症がみられ、 α -メチルスチレンが原因物質の一つとして報告されている (EPA/OTS, 1988)。また、 α -メチルスチレンの職業暴露が原因の接触皮膚炎患者 128 人を調査したところ、大多数 (123 人) が顔、首など、上部部の外に出ている部分が α -メチルスチレンに接触したことによると考えられたが、残りの 5 人では、炎症が胸部や腹部、そして大腿部にまでみられ、衣服を通して接触した可能性があった。また、94 人では炎症は手掌及び前腕でのみみられた。著者らはこれらの症状を α -メチルスチレンの接触による皮膚感作性が原因であると結論している (EPA/OTS, 1988)。

ロシア人作業者の職業暴露によって肝臓機能障害、ビタミン B₁₂ の欠乏、免疫学的変化が α -メチルスチレンによる影響として報告されている (Sandmeyer, 1981)。

表 8-1 α -メチルスチレンの疫学調査及び事例

対象集団性別・人数	暴露状況/暴露量	結果	文献
ボランティア 4 人	一定の α -メチルスチレン濃度に保った部屋に入ったときに受けた、臭い、眼や鼻への刺激を調べた試験	492 mg/m ³ : 不快を感じない程度の臭い 984 mg/m ³ : 眼に対して軽度の刺激、不快臭 2,952 mg/m ³ : 眼に対して強度の刺激、刺激臭	Wolf et al., 1956
ボランティア	吸入暴露試験 0.04、0.08、0.1、0.6 mg/m ³ 15~20 分間	0.1 mg/m ³ 以上: 臭いに敏感な人 3 人に対して眼の光感受性の変化、脳波測定による α 波の変化	Minaev, 1966
ゴム合成プラント労働者 658 人	職業暴露	33 人: 皮膚炎、湿疹、光過敏症	EPA/OTS, 1988
α -メチルスチレン暴露による接触性皮膚炎患者 128 人	職業暴露	123 人は顔、首など、上部部の外に出ている部分が α -メチルスチレンに接触したことによると考えられたが 5 人については胸部や腹部、そして大腿部にまで炎症がみられ、衣服を通して接触した可能性がみられた。 94 人: 手掌及び前腕でのみ炎症	EPA/OTS, 1988
ロシア人作業者	職業暴露	肝臓機能障害、ビタミン B ₁₂ の欠乏、免疫学的変化	Sandmeyer, 1981

8.3 実験動物に対する毒性

8.3.1 急性毒性

α -メチルスチレンの実験動物に対する急性毒性試験結果を表 8-2 に示す (EPA/OTS, 1987; Wolf et al., 1956)。

マウス及びラットに α -メチルスチレンを経口投与した急性毒性試験で、LD₅₀はマウスで4,500 mg/kg、ラットで4,900~5,900 mg/kgであった。一方、吸入暴露でのLC₅₀は報告されていないものの、モルモットに α -メチルスチレンを6時間吸入暴露した試験でのLCLoは3,000 ppm (14,490 mg/m³)であった (OECD/UNEP, 1998)。

ラット各5匹に α -メチルスチレン原液4、8、16 mL/kg (3,448、6,896、13,792 mg/kg)を強制経口投与した試験で、4 mL/kg群で投与直後にケージの底に口を擦る動作、1日後によろめき歩行がみられ、8 mL/kg群では10分後に自発運動低下、1日後に衰弱、よろめき歩行の症状がみられ、2日後までに4/5例が死亡した。16 mL/kg群では10分後に自発運動低下、30分後によろめき歩行、1時間30分後に衰弱がみられ、1日以内にすべてのラットが死亡した。また、剖検では、死亡例で肺の点状出血、肝臓及び脾臓の斑状模様、胃の液体またはガスによる膨満、幽門の白色化、腸の黄色化、腸の液体またはガス充満、腎臓のうっ血、膀胱の膨満がみられ、生存例では、肝臓の斑状模様がみられた (EPA/OTS, 1987)。

SDラットに α -メチルスチレン原液7,940、10,000、12,600、15,800 mg/kgを強制経口投与した試験で、10,000 mg/kgで1/5例、12,600 mg/kg以上で2/5例が死亡した。また、すべての死亡例では投与1~4日後までに自発運動低下、衰弱、虚脱、肺の出血、肝臓の変色、胃腸炎、摂餌量減少がみられた。一方、生存例では投与2~5日後に自発運動低下、摂餌量減少がみられ、7日後には肺のうっ血がみられた (EPA/OTS, 1992)。

ラット6匹に α -メチルスチレン蒸気12,300 mg/m³ (2,500 ppm、20°C)に8時間吸入暴露した試験で、5分以内に閉眼、1時間30分以内に協調運動失調、4時間以内に衰弱、5時間以内に感覚消失がみられ、7時間以内に2/6例が死亡した (EPA/OTS, 1987)。

ウサギ各7匹に α -メチルスチレン原液8、16 mL/kg (6,896、13,792 mg/kg)を経皮投与した試験で、8 mL/kg以上で投与部位の紅斑、16 mL/kg群で9日目までに3/7例が投与部位の皮膚の硬化と鱗状化、けいれんがみられており、3/7例が死亡した。死亡例の剖検では、脾臓及び腎臓のうっ血がみられた (EPA/OTS, 1987)。

ウサギに α -メチルスチレン3,160、5,010、7,940 mg/kgを経皮投与した試験で、3,160 mg/kg以上で、自発運動の低下、摂餌量減少、軽度の体重増加抑制がみられ、7,940 mg/kg群では4日後に1/1例が死亡し、この死亡例の剖検では、肝臓の変色及び斑状模様、胆のうの肥大、腎臓の変色、胃腸炎がみられた (EPA/OTS, 1992)。

表 8-2 α -メチルスチレンの急性毒性試験結果

	マウス	ラット	モルモット
経口 LD ₅₀ (mg/kg)	4,500	4,900-5,900	ND
吸入 LC ₅₀ (mg/m ³)	ND	ND	ND
経皮 LD ₅₀ (mg/kg)	ND	ND	ND

ND: データなし

8.3.2 刺激性及び腐食性

α -メチルスチレンの実験動物に対する刺激性及び腐食性試験結果を表 8-3 に示す。

ウサギの皮膚に α -メチルスチレン原液0.5 mLを24時間閉塞適用した試験で、1時間後にわず

かな紅斑、24 時間後には重度の紅斑と浮腫（適用部位を越えた範囲に及ぶ）や水疱形成がみられ、皮膚に対する腐食性を有すると報告されている（Monsanto, 1992）。

ウサギの眼に α -メチルスチレン原液を 0.1 mL を単回適用した試験で、10 分後に流涙、1 時間後に軽度～中等度の発赤とわずかな浮腫、24 時間後にわずかな発赤がみられたが、48 時間後には完治したことから、眼に対する軽度の刺激性を有すると報告されている（Monsanto, 1992）。

表 8-3 α -メチルスチレンの刺激性及び腐食性試験結果

動物種等	試験法 投与方法	投与期間	投与量	結果	文献
ウサギ 雌雄混合 3 匹/群	皮膚 閉塞適用 ドレイズ法	24 時間	0.5 mL (原液)	1時間後: わずかな紅斑 24時間後: 激しい紅斑や 浮腫 (適用部位を越えた 範囲に及ぶ)、水疱形成 皮膚腐食性あり ドレイズの評点 (適用24 時間後): 8.0/8.0	Monsanto, 1992
ウサギ 雌雄混合 3 匹/群	眼 ドレイズ法	単回適用	0.1 mL (原液)	0分後: 流涙 1時間後: 軽度～中等度の 発赤、わずかな浮腫、流 涙 24時間後: わずかな発赤 48時間後にはすべて回復 軽度の刺激性あり ドレイズの評点 (適用24 時間後): 8/110	Monsanto, 1992

8.3.3 感作性

調査した範囲内では、 α -メチルスチレンの感作性に関する試験報告は得られていない。

8.3.4 反復投与毒性

α -メチルスチレンの実験動物に対する反復投与毒性試験結果を表 8-4 に示す。

a. 経口投与

雌雄のSDラットに α -メチルスチレン0、40、200、1,000 mg/kg/日をOECDテストガイドライン421に準じ、交配14日前から雄は43日間、雌は妊娠、分娩を経ては育3日目まで強制経口投与した簡易生殖毒性試験で、200 mg/kg/日以上雌雄で、肝臓、腎臓の絶対重量及び相対重量増加、肝細胞の好酸性変化、雄ではアラニンアミノトランスフェラーゼ (ALT) の上昇、雌では胸腺の萎縮がみられた。1,000 mg/kg/日の雌雄では体重増加抑制、副腎束状帯の脂肪滴増加がみられ、雄では摂餌量減少、尿細管上皮の硝子滴の増加及び好塩基性変化、膀胱の結石形成及び粘膜上皮の過形成、尿素窒素濃度の上昇、カリウム濃度の上昇及び中性脂肪濃度の低下がみられ、1例が膀胱結石による尿閉で死亡した。雌では尿細管上皮の空胞化、リンパ球浸潤がみられ、うち2例では一般毒性に起因すると考えられるほ育機能障害がみられた (8.3.5参照)。著者らはこの試験でのNOELを40 mg/kg/日としている (厚生省, 1996a)。したがって、肝臓と腎臓の絶対重量及び相対重量増加、肝

細胞の好酸性変化を指標として、本評価書ではNOAELを40 mg/kg/日と判断する。

b. 吸入暴露

雌雄の B6C3F₁ マウスに α -メチルスチレン 0、600、800、1,000 ppm (0、2,946、3,928、4,910 mg/m³) を 6 時間/日、5 日/週の頻度で 12 日間吸入暴露した試験で、暴露開始 1 日後に 600 ppm の雌で 1/18 例、800 ppm の雌で 10/18 例、1,000 ppm の雌で 5/24 例が死亡した。また、暴露 12 日後に 600 ppm 以上の雌雄で肝臓の相対重量増加、脾臓の相対重量減少、雄で体重増加抑制がみられた (Morgan et al., 1999)。

雌雄の B6C3F₁ マウスに α -メチルスチレン 0、75、150、300、600、1,000 ppm (0、368、737、1,473、2,946、4,910 mg/m³) を 6 時間/日、5 日間/週の頻度で 13 週間吸入暴露した試験で、75 ppm 以上で雌雄の群に鼻部粘液分泌腺の萎縮及び過形成、嗅上皮の萎縮及び化生、雌の群に体重増加抑制 (150 ppm、600 ppm を除く)、150 ppm 以上で雄の群に嗅上皮の硝子変性、300 ppm 以上で雌雄の群に肝臓相対重量の増加、600 ppm 以上で雌雄の群に小葉中心性肝細胞肥大、雄に体重増加抑制、雌に肝臓絶対重量の増加、性周期の長期化、1,000 ppm 群では雌 2 匹が暴露 3 日後に死亡し、雌雄に運動失調、雄に肝臓絶対重量の増加、中等度から重度の鎮静がみられた (U.S. NTP, 2007)。この試験データは、2007 年 9 月現在、「Draft Report」として NTP から公表されているものであり、最終報告書の公表を待つ必要があるが、本評価書では最終報告書公表後の修正を前提に、暫定的にエンドポイントを設定する。最低用量の 75 ppm で鼻部粘液分泌腺の萎縮及び過形成、嗅上皮の萎縮及び化生、体重増加抑制がみられているため NOAEL は求められず、暫定的な LOAEL を 75 ppm (368 mg/m³) と判断する。

雌雄の F344 ラット及び雄 NBR ラットに α -メチルスチレン 0、125、250、500 ppm (0、614、1,228、2,455 mg/m³) を 6 時間/日の頻度で連続 9 日間吸入暴露した試験で、250 ppm 以上の雄 F344 ラットに尿細管上皮の硝子滴増加がみられた (Morgan et al., 1999)。

雌雄の F344 ラットに α -メチルスチレン 0、600、1,000 ppm (0、2,946、4,910 mg/m³) を 6 時間/日、5 日間/週の頻度で 12 日間吸入暴露した試験で、600 ppm 以上の雌雄の群で肝臓の相対重量増加、雄で肺及び腎臓の相対重量増加、尿細管上皮の硝子滴増加がみられた (Morgan et al., 1999)。

雌雄 F344 ラットに α -メチルスチレン 0、75、150、300、600、1,000 ppm (0、368、737、1,473、2,946、4,910 mg/m³) を 6 時間/日、5 日/週の頻度で 13 週間吸入暴露した試験で、150 ppm 以上で雄の群に肝臓重量の増加 (絶対重量増加か相対重量増加かは不明)、600 ppm 以上で雄の群に腎臓重量の増加、雌に肝臓重量の増加、1,000 ppm で雌の群に腎臓重量の増加がみられた。また、対照群を含むほぼすべての雄で、腎臓皮質及び尿細管上皮の再生と硝子滴の増加が用量依存的にみられた (U.S. NTP, 2007)。この試験データは、2007 年 9 月現在、「Draft Report」として NTP から公表されているものであり、最終報告書の公表を待つ必要があるが、本評価書では最終報告書公表後の修正を前提に、暫定的にエンドポイントを設定する。150 ppm 以上の群での肝臓重量の増加を指標として、暫定的に NOAEL を 75 ppm (368 mg/m³) と判断する。

ラット及びモルモットに α -メチルスチレン 0、200、600、800、3,000 ppm (0、982、2,946、3,928、14,730 mg/m³) を 7 時間/日、5 日/週の頻度で 6 か月間吸入暴露した試験で、600 ppm 以上のラットで肝臓及び腎臓の重量増加 (絶対重量増加か相対重量増加かは不明)、モルモットで肝臓重量増加がみられた。800 ppm 以上のラットで体重増加抑制、モルモットで体重増加抑制、肝臓及び腎

臓重量増加がみられ、試験は38日で中止された。3,000 ppmでは、試験開始4日後、ラット、モルモットとも大部分が死亡し、試験は4日で中止された (Wolf et al., 1956)。

ウサギ及びアカゲザルに α -メチルスチレン0、200、600 ppm (0、982、2,946 mg/m³) を7時間/日、5日/週の頻度で6か月間吸入暴露した試験で、600 ppmのウサギで数例の死亡例があり、体重増加抑制がみられた。しかし、アカゲザルには α -メチルスチレン投与による影響はみられなかった (Wolf et al., 1956)。

以上、 α -メチルスチレンの反復投与毒性について、経口投与ではその主な標的器官は肝臓と腎臓であり、肝臓及び腎臓の重量増加、肝細胞の好酸性変化と尿細管上皮の硝子滴増加がみられている。また、吸入暴露ではこれらの症状に加えて嗅上皮の萎縮や硝子変性、性周期の長期化とともに、運動失調や鎮静等の神経系への影響がみられている。経口投与による反復投与毒性のNOAELは、ラットによる試験から40 mg/kg/日である (厚生省, 1996a)。また、吸入暴露での反復投与毒性については、U.S. NTPの試験データが2007年9月現在、「Draft Report」として公表されているものであり (U.S. NTP, 2007)、最終報告書の公表を待つ必要があるが、本評価書ではマウスを用いた試験で、最低用量の75 ppmで鼻部粘液分泌腺の萎縮及び過形成、嗅上皮の萎縮及び化生、体重増加抑制がみられているため、NOAELは求められず、暫定的にLOAELを75 ppm (368 mg/m³) と判断する。

表 8-4 α -メチルスチレンの反復投与毒性試験結果

動物種等	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文 献
ラット SD 雌雄 10匹/群	強制経口 投与	OECD 421 簡易生殖 毒性試験 雄：交配 14日前か ら43日間 雌：交配 14日前か らほ育3 日目まで	0、40、200、1,000 mg/kg/日	200 mg/kg/日以上： 雌雄：肝臓、腎臓の絶対重量及び相対 重量増加、肝細胞の好酸性変化 雄：ALTの上昇 雌：胸腺の萎縮 1,000 mg/kg/日： 雌雄：体重増加抑制、副腎束状帯の脂 肪滴の増加 雄：摂餌量減少、尿細管上皮の硝子滴 の増加と好塩基性変化、膀胱の結石形 成、粘膜上皮の過形成、尿素窒素濃度 の上昇、カリウム濃度の上昇、中性脂 肪濃度の低下、膀胱結石による尿閉に より1例死亡 雌：尿細管上皮の空胞化、リンパ球浸 潤 NOAEL: 40 mg/kg/日 (本評価書の判 断)	厚生省， 1996a

動物種等	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文 献
マウス B6C3F ₁ 雌雄 各 18-24 匹/群	吸入暴露 (全身)	12 日間 5 日/週 6 時間/日	0、600、800、1,000 ppm (0、2,946、 3,928、4,910 mg/m ³)	600 ppm: 暴露 1 日後: 雌: 死亡 (1/18 例) 暴露 12 日後: 雌雄: 肝臓相対重量増加、脾臓相対重 量減少 雄: 体重増加抑制 800 ppm: 暴露 1 日後: 雌: 死亡 (10/18 例) 暴露 12 日後: 雌雄: 肝臓相対重量増加、脾臓相対重 量減少 雄: 体重増加抑制 1,000 ppm: 暴露 1 日後: 雌: 死亡 (5/24 例) 暴露 12 日後: 雌雄: 肝臓相対重量増加、脾臓相対重 量減少 雄: 体重増加抑制	Morgan et al., 1999
マウス B6C3F ₁ 雌雄 各 10 匹/ 群	吸入暴露 (全身)	13 週間 5 日/週 6 時間/日	0、75、150、300、 600、1,000 ppm (0、 368、737、1,473、 2,946、4,910 mg/m ³)	75 ppm 以上: 雌雄: 鼻部粘液分泌腺の萎縮及び過形 成、嗅上皮の萎縮及び化生 雌: 体重増加抑制 (150 ppm、600 ppm 群を除く) 150 ppm 以上: 雄: 嗅上皮の硝子変性 300 ppm 以上: 雌雄: 肝臓相対重量増加 600 ppm 以上: 雌雄: 小葉中心性肝細胞肥大 雄: 体重増加抑制 雌: 肝臓絶対重量の増加、性周期の長 期化 1,000 ppm: 暴露 3 日後: 雌: 死亡 (2/10 例) 雌雄: 運動失調 雄: 肝臓絶対重量増加、中等度から重 度の鎮静 「Draft Reportt」であるため、 暫定 LOAEL: 75 ppm (368 mg/m ³) (本 評価書の判断)	U.S. NTP, 2007
ラット F344 雌雄 NBR 雄	吸入暴露 (全身)	9 日間 6 時間/日	0、125、250、500 ppm (0、614、1,228、 2,455 mg/m ³)	250 ppm 以上: 雄 F344 ラット: 尿細管上皮の硝子滴 増加	Morgan et al., 1999

動物種等	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文 献
ラット F344 雌雄	吸入暴露 (全身)	12 日間 5 日/週 6 時間/日	0、600、1,000 ppm (0、2,946、4,910 mg/m ³)	600 ppm 以上: 雌雄: 肝臓相対重量の増加 雄: 肺、腎臓の相対重量増加、尿細管 上皮の硝子滴増加	Morgan et al., 1999
ラット F344 雌雄 各 10 匹/ 群	吸入暴露 (全身)	13 週間 5 日/週 6 時間/日	0、75、150、300、 600、1,000 ppm (0、 368、737、1,473、 2,946、4,910 mg/m ³)	150 ppm 以上: 雄: 肝臓重量増加 600 ppm 以上: 雄: 腎臓重量増加 雌: 肝臓重量増加 1,000 ppm: 雌: 腎臓重量増加 対照群を含むほぼすべての雄: 腎臓皮質及び尿細管上皮の再生、硝子 滴の増加がみられた 「Draft Report」であるため、 暫定 NOAEL: 75 ppm (368 mg/m ³) (本評 価書の判断)	U.S. NTP, 2007
ラット	吸入暴露 (全身)	6 か月間 5 日/週 7 時間/日	0、200、600、800、 3,000 ppm (0、982、 2,946、3,928、14,730 mg/m ³)	600 ppm 以上: 肝臓重量増加、腎臓重量増加 800 ppm 以上: 体重増加抑制 (試験日数 38 日間) 3,000 ppm: 暴露 4 日後大半が死亡したため中止 (剖検結果なし)	Wolf et al., 1956
モ ル モ ット	吸入暴露 (全身)	6 か月間 5 日/週 7 時間/日	0、200、600、800、 3,000 ppm (0、982、 2,946、3,928、14,730 mg/m ³)	600 ppm 以上: 肝臓重量増加 800 ppm 以上: 体重増加抑制、肝臓及び腎臓重量増加 (試験日数 38 日間) 3,000 ppm: 暴露 4 日後大半が死亡したため中止 (剖検結果なし)	Wolf et al., 1956
ウサギ	吸入暴露 (全身)	6 か月間 5 日/週 7 時間/日	0、200、600 ppm (0、 982、2,946 mg/m ³)	600 ppm: 死亡、体重増加抑制	Wolf et al., 1956
ア カ ゲ ザル	吸入暴露 (全身)	6 か月間 5 日/週 7 時間/日	0、200、600 ppm (0、 982、2,946 mg/m ³)	影響なし	Wolf et al., 1956

ALT: アラニンアミノトランスフェラーゼ
太字はリスク評価に用いたデータを示す

8.3.5 生殖・発生毒性

α-メチルスチレンの実験動物に対する生殖・発生毒性試験結果を表8-5に示す。

雌雄SDラットに α -メチルスチレン0、40、200、1,000 mg/kg/日をOECDテストガイドライン422に準じ、交配前14日から交配を経て雄は43日間、雌は妊娠期間を通じてほ育3日目まで強制経口投与したOECD/反復投与毒性・生殖発生毒性併合試験で、交尾率、受胎率、妊娠期間、黄体数、着床数、着床率、出産率、分娩率に異常はみられなかった。しかし、1,000 mg/kg/日群において、新生児の軽微な低体重がみられ、2例の雌ではほ育1日目ですべての新生児死亡が確認された。その死亡が原因で、結果として1,000 mg/kg/日群としての新生児の4日生存率低下が認められた。しかし、出産児数、性比、出生率、外表や生存新生児の一般状態、出生後の体重増加量及び剖検に異常はみられなかった。一方、全新生児死亡の母動物2例では、妊娠後期の著しい体重増加抑制や分娩後の体重減少、全身状態の悪化がみられ、そのうち1例では授乳量の減少、食殺がみられたことから、母体毒性によるほ育機能障害が考えられた。また、親動物への一般毒性は、200 mg/kg/日以上で雌雄の肝臓及び腎臓の重量増加、胸腺の萎縮がみられ、1,000 mg/kg/日で体重増加抑制、副腎束状帯の脂肪滴増加がみられた (8.3.4参照)。著者らは新生児死亡の原因を新生児に対する α -メチルスチレンの直接的な毒性ではなく母動物毒性による二次的影響であると報告しており、生殖毒性としてのNOELを1,000 mg/kg/日、発生毒性としてのNOELを200 mg/kg/日としている (厚生省, 1996a)。

この試験より、著者らは新生児死亡の原因を母動物への一般毒性による二次的影響と報告しており、本評価書でも同様に判断する。しかし、1,000 mg/kg/日群にみられた新生児の軽微な低体重について、著者らは α -メチルスチレンによる影響と判断し、その結果をNOELに反映させているが、本評価書では新生児のその後の状態に影響を及ぼさなかったため、この所見を毒性影響と判断しない。したがって、本評価書では α -メチルスチレンによる生殖・発生毒性は最高用量でもみられていないと判断し、本評価書としての生殖・発生毒性のNOAELは、最高用量の1,000 mg/kg/日以上と判断する。

表 8-5 α -メチルスチレンの生殖・発生毒性試験結果

動物種等	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文献
ラット SD 雌雄 10 匹/群	強制経口 投与	雄: 交配 14 日 前から 43 日間 雌: 交配 14 日 前からほ育 3 日 目まで	0、40、200、1,000 mg/kg/日	1,000 mg/kg/日: 母動物: 全新生児死亡 2 例 (妊娠後期の 著しい体重増加抑制、分娩後の体重減 少、分娩後の全身状態の悪化、1 例で授 乳量の減少、食殺) 児動物: 軽微な低体重 NOEL: 生殖毒性: 1,000 mg/kg/日 発生毒性: 200 mg/kg/日 (著者らの判断) NOAEL: 生殖・発生毒性: 1,000 mg/kg/日以上 (本評価書の判断)	厚生省, 1996a

8.3.6 遺伝毒性

α -メチルスチレンの遺伝毒性試験結果を表 8-6 に示す。

in vitro 試験ではネズミチフス菌、大腸菌を用いた復帰突然変異試験で、S9 の添加の有無にかかわらず、陰性を示した (U.S. NTP, 1988; Zeiger et al., 1992; 厚生省, 1996b)。チャイニーズハムスター肺線維芽細胞 (CHL 細胞) 及びチャイニーズハムスター卵巣線維芽細胞 (CHO 細胞) を用いた染色体異常試験でも陰性であった (U.S. NTP, 2001; 厚生省, 1996c)。また、ヒトリンパ球細胞を用いた姉妹染色分体交換試験でも陰性であった (Norppa and Tursi, 1984; Norppa and Vainio, 1983) が、CHO 細胞を用いた試験では S9 添加条件下で、陽性の結果が得られた (U.S. NTP, 2001)。

一方、*in vivo* 試験では、マウスを用いた 13 週間吸入による小核試験が行われており、雄では陰性、雌では 1,000 ppm で陽性の結果が得られた (U.S. NTP, 2001)。

以上、*in vitro* 試験ではバクテリアを用いた復帰突然変異試験、培養細胞を用いた染色体異常試験、ヒトリンパ球を用いた姉妹染色分体交換試験など多くの試験で陰性を示すが、一方では CHO 細胞を用いた姉妹染色分体交換試験では S9 添加条件下で陽性を示す。*in vivo* 試験では、マウスを用いた小核試験で雄では陰性、雌では陽性を示す。したがって、一部の試験では陽性を示すものの、多くの試験で陰性の結果が示されているため、遺伝毒性を有さないと考えられるが、*in vivo* 試験の情報量が少ないため、現時点での遺伝毒性の有無は判断できない。

表 8-6 α-メチルスチレンの遺伝毒性試験結果

	試験系	試験材料	処理条件	用量	結果		文献
					-S9	+S9	
<i>in vitro</i>	復帰突然変異試験	ネズミチフス菌 TA98、TA100、 TA1535、TA1537	プレート法	12.5 - 400 μ g/plate	—	—	厚生省 , 1996b
		ネズミチフス菌 TA97、TA98、 TA100、TA1535	プレート法	10 - 100 μ g/plate	—	—	Zeiger et al., 1992
		ネズミチフス菌 TA97、TA98、 TA100、TA1535	プレインキ ュベーション 法	1 - 3,333 μ g/plate	—	—	U.S. NTP, 1988
		大腸菌	プレート法 ラット S9	12.5 - 400 μ g/plate	—	—	厚生省 , 1996b
	染色体異常試験	CHL 細胞	処理時間 6 時間	S9-: 40、90、 170 μ g/mL S9+: 60、120、 230 μ g/mL	—	—	厚生省 , 1996c
			処理時間 24 時間	40、90、170 μ g/mL	—	ND	
			処理時間 48 時間	40、90、170 μ g/mL	—	ND	
		CHO 細胞	処理時間 10-12 時間 ラット S9	S9-: 37.7、 50.3、125.7、 251.3 μ g/mL	—	—	U.S. NTP, 2001

	試験系	試験材料	処理条件	用量	結果		文献
					-S9	+S9	
	姉妹染色分体交換試験	CHO 細胞	処理時間 10-12 時間 ラット S9	S9-: 16.7、50、 166.7 μ g/mL S9+: 50、 124.4、149.9 μ g/mL	-	+	U.S. NTP, 2001
		ヒトリンパ球	処理時間 48 時間 (S9 の存在 不明)	0.1 - 10 mM	-	-	Norppa & Vainio, 1983
			処理時間 48 時間 (S9 の存在 不明)	ND	-	-	Norppa & Tursi, 1984
			処理時間 48 時間 (S9 の存在 不明) 全血培養下 のサンプル を使用	ND	-	-	Norppa & Tursi, 1984
<i>in vivo</i>	小核試験	マウス末梢血 (雌雄)	吸入 13 週間 6 時間/日、5 日間/週	0、75、150、 300、600、 1,000 ppm	+	(雄では陰 性、雌では陽 性)	U.S. NTP, 2001

+: 陽性, -: 陰性, ND: データなし

CHL 細胞: チャイニーズハムスター肺線維芽細胞

CHO 細胞: チャイニーズハムスター卵巣線維芽細胞

8.3.7 発がん性

α -メチルスチレンの実験動物に対する発がん性試験結果を表 8-7 に示す。

α -メチルスチレンの発がん性については、現在 U.S. NTP による試験データのみが報告されているが、現段階 (2007 年 9 月) では「Draft Report」として公表されているため、最終報告書の公表を待つ必要がある。本評価書では、十分な信頼性は確保されていないが、暫定的に「Draft Report」の内容を以下に概説する。

雌雄 B6C3F₁ マウスに α -メチルスチレン 0、100、300、600 ppm (0、491、1,473、2,946 mg/m³) を 6 時間/日、5 日間/週の頻度で 105 週間吸入暴露した試験で、100 ppm 以上の雌雄の群 (300 ppm 群の雄は除く) に肝細胞腺腫及びがんの発生頻度に有意な増加がみられた。この結果より、NTP は肝細胞腺腫及びがんの発生について、雄では「Equivocal evidence」、雌では「Clear evidence」であると報告している (U.S. NTP, 2007)。

雌雄 F344 ラットに α -メチルスチレン 0、100、300、1,000 ppm (0、491、1,473、4,910 mg/m³) を 6 時間/日、5 日/週の頻度で 105 週間吸入暴露した試験で、1,000 ppm の雄の群に尿管腺腫及びがんの発生頻度に有意な増加、単核細胞白血病の発生頻度に有意な増加がみられた。この結果より、NTP は腎臓の尿管腺腫及びがんの発生について、雄では「Some evidence」、雌では「No evidence」であると報告している一方、単核細胞白血病の発生については言及していない (U.S. NTP, 2007)。

国際機関等ではα-メチルスチレンの発がん性を評価していない (ACGIH, 2006; IARC, 2006; U.S. EPA, 2006;; 日本産業衛生学会, 2006)。

表 8-7 α-メチルスチレンの発がん性試験結果

動物種等	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文献																																																																																
マウス B6C3F ₁ 雌雄 各 50 匹/群	吸入暴露 (全身)	105 週間 5 日/週 6 時間/日	0、100、300、 600 ppm (0、 491、1,473、 2,946 mg/m ³)	<p>100 ppm 以上: 雌雄: 肝細胞腺腫及びがん発生頻度の有意な増加 (300 ppm 群の雄は除く)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>濃度 (ppm)</th> <th>0</th> <th>100</th> <th>300</th> <th>600</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td colspan="5">105 週生存率:</td> </tr> <tr> <td>雄:</td> <td>35/50</td> <td>32/50</td> <td>40/50</td> <td>36/50</td> </tr> <tr> <td>雌:</td> <td>39/50</td> <td>38/50</td> <td>37/50</td> <td>37/50</td> </tr> <tr> <td colspan="5">好酸性変異細胞巢:</td> </tr> <tr> <td>雄:</td> <td>ND</td> <td>ND</td> <td>ND</td> <td>ND</td> </tr> <tr> <td>雌:</td> <td>2/50</td> <td>5/50</td> <td>7/50</td> <td>12/50</td> </tr> <tr> <td colspan="5">肝細胞腺腫:</td> </tr> <tr> <td>雄:</td> <td>ND</td> <td>ND</td> <td>ND</td> <td>ND</td> </tr> <tr> <td>雌:</td> <td>10/50</td> <td>20/50</td> <td>21/50</td> <td>23/50</td> </tr> <tr> <td colspan="5">肝細胞がん</td> </tr> <tr> <td>雄:</td> <td>ND</td> <td>ND</td> <td>ND</td> <td>ND</td> </tr> <tr> <td>雌:</td> <td>3/50</td> <td>9/50</td> <td>6/50</td> <td>18/50</td> </tr> <tr> <td colspan="5">肝細胞腺腫及びがん</td> </tr> <tr> <td>雄:</td> <td>28/50</td> <td>36/50</td> <td>33/50</td> <td>37/50</td> </tr> <tr> <td>雌:</td> <td>13/50</td> <td>26/50</td> <td>24/50</td> <td>33/50</td> </tr> </tbody> </table> <p>肝細胞腺腫及びがんの発生について、雄では「Equivocal evidence」、雌では「Clear evidence」であると報告している。</p>	濃度 (ppm)	0	100	300	600	105 週生存率:					雄:	35/50	32/50	40/50	36/50	雌:	39/50	38/50	37/50	37/50	好酸性変異細胞巢:					雄:	ND	ND	ND	ND	雌:	2/50	5/50	7/50	12/50	肝細胞腺腫:					雄:	ND	ND	ND	ND	雌:	10/50	20/50	21/50	23/50	肝細胞がん					雄:	ND	ND	ND	ND	雌:	3/50	9/50	6/50	18/50	肝細胞腺腫及びがん					雄:	28/50	36/50	33/50	37/50	雌:	13/50	26/50	24/50	33/50	U.S. NTP, 2007 ¹⁾
濃度 (ppm)	0	100	300	600																																																																																	
105 週生存率:																																																																																					
雄:	35/50	32/50	40/50	36/50																																																																																	
雌:	39/50	38/50	37/50	37/50																																																																																	
好酸性変異細胞巢:																																																																																					
雄:	ND	ND	ND	ND																																																																																	
雌:	2/50	5/50	7/50	12/50																																																																																	
肝細胞腺腫:																																																																																					
雄:	ND	ND	ND	ND																																																																																	
雌:	10/50	20/50	21/50	23/50																																																																																	
肝細胞がん																																																																																					
雄:	ND	ND	ND	ND																																																																																	
雌:	3/50	9/50	6/50	18/50																																																																																	
肝細胞腺腫及びがん																																																																																					
雄:	28/50	36/50	33/50	37/50																																																																																	
雌:	13/50	26/50	24/50	33/50																																																																																	
ラット F344 雌雄 各 50 匹/群	吸入暴露 (全身)	105 週間 5 日/週 6 時間/日	0、100、300、 1,000 ppm (0、 491、1,473、 4,910 mg/m ³)	<p>1,000 ppm: 雄: 尿細管腺腫及びがん発生頻度の有意な増加、単核細胞白血病の有意な増加</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>濃度 (ppm)</th> <th>0</th> <th>100</th> <th>300</th> <th>1,000</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td colspan="5">105 週生存率:</td> </tr> <tr> <td>雄:</td> <td>27/50</td> <td>32/50</td> <td>23/50</td> <td>22/50</td> </tr> <tr> <td>雌:</td> <td>27/50</td> <td>24/50</td> <td>36/50</td> <td>26/50</td> </tr> <tr> <td colspan="5">腎臓への影響</td> </tr> <tr> <td colspan="5">尿細管腺腫:</td> </tr> <tr> <td>雄:</td> <td>1/50</td> <td>2/50</td> <td>2/50</td> <td>5/50</td> </tr> <tr> <td>雌:</td> <td>ND</td> <td>ND</td> <td>ND</td> <td>ND</td> </tr> <tr> <td colspan="5">尿細管腺腫及びがん:</td> </tr> <tr> <td>雄:</td> <td>1/50</td> <td>2/50</td> <td>3/50</td> <td>7/50</td> </tr> <tr> <td>雌:</td> <td>ND</td> <td>ND</td> <td>ND</td> <td>ND</td> </tr> <tr> <td colspan="5">血液系への影響</td> </tr> <tr> <td colspan="5">単核細胞白血病</td> </tr> </tbody> </table>	濃度 (ppm)	0	100	300	1,000	105 週生存率:					雄:	27/50	32/50	23/50	22/50	雌:	27/50	24/50	36/50	26/50	腎臓への影響					尿細管腺腫:					雄:	1/50	2/50	2/50	5/50	雌:	ND	ND	ND	ND	尿細管腺腫及びがん:					雄:	1/50	2/50	3/50	7/50	雌:	ND	ND	ND	ND	血液系への影響					単核細胞白血病					U.S. NTP, 2007 ¹⁾															
濃度 (ppm)	0	100	300	1,000																																																																																	
105 週生存率:																																																																																					
雄:	27/50	32/50	23/50	22/50																																																																																	
雌:	27/50	24/50	36/50	26/50																																																																																	
腎臓への影響																																																																																					
尿細管腺腫:																																																																																					
雄:	1/50	2/50	2/50	5/50																																																																																	
雌:	ND	ND	ND	ND																																																																																	
尿細管腺腫及びがん:																																																																																					
雄:	1/50	2/50	3/50	7/50																																																																																	
雌:	ND	ND	ND	ND																																																																																	
血液系への影響																																																																																					
単核細胞白血病																																																																																					

動物種等	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文献
				雄: 26/50 32/50 29/50 38/50 雌: ND ND ND ND 尿細管腺腫及びがんの発生について、雄では「Some evidence」、雌では「No evidence」であると報告している。	

1) 現段階 (2007年9月)では、「Draft Report」のみ公表されているため、暫定的に「Draft Report」の記載内容に基づいてまとめた。

ND: 「Draft Report」には記載なし

8.4 ヒト健康への影響 (まとめ)

α -メチルスチレンは、ヒトで経皮経路より吸収されるという報告がある。また、その代謝経路は明らかにされていないが、尿中代謝物から推定される α -メチルスチレンの代謝モデルによると、シトクロム P450 によって代謝され、エポキシヒドラーゼによる加水分解を経て生成された 2-フェニル-1,2-プロパンジオールが、さらにグルクロン酸抱合を受ける。排泄に関しては、 ^{14}C - α -メチルスチレンをラットに静脈内投与した試験で、72 時間以内にその大部分 (86%) の放射能が尿として排泄されており、体内残留は 0.3%であった。

α -メチルスチレンは、ヒトにおいて、眼への刺激性を示す。また、接触性皮膚炎、湿疹、光過敏症を生じ、感作性を有するとの報告もある。さらに、職業暴露による肝機能障害、ビタミン B₁₂ の欠乏、免疫学的変化を生じるという報告もあるが、詳細は不明である。

実験動物に対する急性毒性は、経口経路の LD₅₀ はマウスで 4,500 mg/kg、ラットで 4,900~5,900 mg/kg であり、吸入経路の LC₅₀ は報告されていないものの、LCLo はモルモットで 14,490 mg/m³ であるとの報告がある。また、その毒性症状は経口経路で自発運動低下、衰弱、肺の出血、肝臓及び脾臓の斑状模様、胃腸の膨満、腎臓のうっ血、膀胱の膨満がみられ、吸入経路では、協調運動失調、衰弱、感覚消失がみられている。また、経皮経路では、投与部位の紅斑等の刺激性影響に加え、けいれん、肝臓及び腎臓の変色、脾臓及び腎臓のうっ血、胆のうの肥大、胃腸炎がみられている。

α -メチルスチレンはウサギの皮膚に対して腐食性、眼に対して刺激性を示す。

α -メチルスチレンの実験動物に対する感作性に関する報告はない。 α -メチルスチレンの反復投与毒性については、経口投与では主な標的器官は肝臓と腎臓であり、肝臓及び腎臓の重量増加、肝細胞の好酸性変化と尿細管上皮の硝子滴増加がみられている。また、吸入暴露ではこれらの症状に加えて嗅上皮の萎縮や硝子変性、性周期の長期化、運動失調等の神経系への影響がみられている。経口投与による反復投与毒性の NOAEL は、ラットによる試験から 40 mg/kg/日である。また、吸入暴露での反復投与毒性については、U.S. NTP の試験データが、2007年9月現在、「Draft Report」として NTP から公表されているものであり、最終報告書の公表を待つ必要があるが、本評価書ではマウスでの試験で、最低用量の 75 ppm で鼻部粘液分泌腺の萎縮及び過形成、嗅上皮の萎縮及び化生、体重増加抑制がみられているので NOAEL は求められず、暫定的に LOAEL を 75 ppm (368 mg/m³) と判断する。

生殖・発生毒性に関しては、SDラットを用いた反復投与毒性・生殖発生毒性併合試験において、

最高用量の1,000 mg/kg/日まで交尾率、受胎率、妊娠期間、黄体数、着床数、出産率、分娩率に異常はみられていない。また、生存した新生児に関しても、出産児数、性比、出生率、外表、一般状態、出生後の体重増加及び剖検に変化はみられていない。なお、1,000 mg/kg/日の2例の雌に母動物への毒性による全新生児死亡がみられ、また、生存した新生児に軽度の低体重がみられたが、その後の体重増加に影響はみられていないことから、本物質は、試験の用量内では生殖毒性、発生毒性ともに直接的に影響を与えないと判断した。したがって、NOAELは、生殖毒性、発生毒性ともに1,000 mg/kg/日以上である。

遺伝毒性は *in vitro* 試験ではネズミチフス菌と大腸菌を用いた復帰突然変異試験、CHO 細胞、CHL 細胞を用いた染色体異常試験、ヒトリンパ球細胞を用いた姉妹染色分体交換試験では陰性であるが、CHO 細胞を用いた姉妹染色分体交換試験では S9 添加条件下で陽性を示している。*in vivo* 試験ではマウスを用いた小核試験で、雄では陰性、雌では陽性である。しかし、一部の試験で陽性を示すものの、多くの試験で陰性の結果が示されているため、遺伝毒性を有さないと考えられるが、*in vivo* 試験の情報量が少ないため、現時点で遺伝毒性の有無は判断できない。

α -メチルスチレンの発がん性については、2007年9月現在、U.S. NTPによる試験データのみが公表されているが、現段階では「Draft Report」として公表されているため、最終報告書の公表を待つ必要がある。現時点で NTP は雄マウスでの肝細胞腺腫及びがんの発生については「Equivocal evidence」、雌マウスでの肝細胞腺腫及びがんの発生については「Clear evidence」、雄ラットでの尿細管腺腫及びがんの発生については「Some evidence」、雌ラットでの尿細管腺腫及びがんの発生については「No evidence」と報告している。なお、国際機関等では α -メチルスチレンの発がん性を評価していない。

9. リスク評価

9.1 環境中の生物に対するリスク評価

環境中の生物に対するリスク評価は、水生生物を対象とし、その影響を3つの栄養段階（藻類、甲殻類、魚類）で代表させる。リスク評価は、無影響濃度等（NOEC、LC、EC）を推定環境濃度（EEC）で除した値である暴露マージン（MOE）と、無影響濃度等として採用した試験データに関する不確実係数積を比較することにより行う。

9.1.1 リスク評価に用いる推定環境濃度

本評価書では、 α -メチルスチレンの EEC として、河川水中濃度の測定結果と推定結果を比較し、より大きい値である測定結果（検出限界の1/2）の $5.0 \times 10^{-3} \mu\text{g/L}$ を採用した（6.2 参照）。

9.1.2 リスク評価に用いる無影響濃度

リスク評価に用いる α -メチルスチレンの水生生物に対する無影響濃度等を表 9-1 に示す。藻類、甲殻類、魚類のうち、藻類及び甲殻類については長期毒性試験結果（環境庁, 1997a; 環境庁, 1997c）、魚類については急性毒性試験結果（環境庁, 1997d）を用いる（7.参照）。

これらの結果から、 α -メチルスチレンの環境中の水生生物に対するリスク評価に用いる無影響濃度等として、最小値である藻類のセテナストラムに対する生長阻害を指標とした72時間 NOEC

の 0.396 mg/L (環境庁, 1997a) を採用した (表 7-2 参照)。

表9-1 α -メチルスチレンの水生生物に対する無影響濃度等

生物レベル	生物種	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
藻類	<i>Selenastrum capricornutum</i> ¹⁾ (セレンストラム)	72 時間 NOEC 生長阻害	0.396	環境庁, 1997a
甲殻類	<i>Daphnia magna</i> (オキシコ)	21 日間 NOEC 繁殖	0.401	環境庁, 1997c
魚類	<i>Oryzias latipes</i> (メダカ)	96 時間 LC ₅₀	7.28	環境庁, 1997d

1) 現学名: *Pseudokirchneriella subcapitata*

太字はリスク評価に用いたデータを示す

9.1.3 暴露マージンと不確実係数積の算出

α -メチルスチレンの環境中の水生生物に対する MOE を、藻類の生長阻害を指標とした 72 時間 NOEC の 0.396 mg/L と EEC $5.0 \times 10^{-3} \mu\text{g/L}$ を用いて、以下のように算出した。また、3 つの栄養段階からそれぞれ採用した毒性試験データに関する不確実係数積を求めた。

$$\begin{aligned} \text{MOE} &= \text{NOEC} / \text{EEC} \\ &= 396 (\mu\text{g/L}) / 0.005 (\mu\text{g/L}) \\ &= 79,000 \end{aligned}$$

不確実係数: 室内試験の結果から野外での影響を推定するための不確実係数 (10)

2 つの栄養段階から 3 つの栄養段階を推定するための不確実係数 (5)

不確実係数積: 50

9.1.4 環境中の生物に対するリスク評価結果

表 9-2 に示すように、MOE 79,000 は不確実係数積 50 より大きく、 α -メチルスチレンは現時点では環境中の水生生物に悪影響を及ぼすことはない判断する。

表9-2 α -メチルスチレンの環境中の生物に対するリスク評価結果

EEC ($\mu\text{g/L}$)	NOEC (mg/L)	MOE	不確実係数積
測定値 (検出限界の 1/2)	0.396	79,000	50 ¹⁾

1) 室内試験 (10) \times 2 栄養段階の長期毒性試験 (5)

9.2 ヒト健康に対するリスク評価

α -メチルスチレンのヒトにおける定量的な健康影響データは得られていないため、ヒト健康に対するリスク評価には動物試験データを用いることとする (8.参照)。リスク評価は、実験動物に

対する無毒性量等 (NOAEL、LOAEL) を推定摂取量で除した値である MOE と、評価に用いた毒性試験データに関する不確実係数積を比較することにより行う。

9.2.1 リスク評価に用いるヒトの推定摂取量

α -メチルスチレンは、主に大気、飲料水及び食物 (魚類) を通じてヒトに摂取されると推定され、それぞれの経路からの 1 日推定摂取量を表 9-3 に示す (6.4 参照)。

吸入、経口及び全経路のヒトの体重 1 kg あたりの 1 日推定摂取量 0.096 、 1.9×10^{-3} 、 $0.098 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}$ をヒト健康に対するリスク評価に用いる。

表 9-3 α -メチルスチレンの 1 日推定摂取量

摂取経路		摂取量推定に用いた採用濃度の種類	1 日推定摂取量 ($\mu\text{g}/\text{人}/\text{日}$)	体重 1 kg あたりの 1 日推定摂取量 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}$)
吸入	大気	モデル推定値 (AIST-ADMER)	4.8	0.096
経口	飲料水	河川水中濃度 (検出限界の 1/2)	0.010	1.9×10^{-3}
	食物	魚体内濃度 (海城中濃度の検出 限界の 1/2 \times 生物濃 縮係数)	0.084	
全経路 (合計)			4.9	0.098

9.2.2 リスク評価に用いる無毒性量

α -メチルスチレンの反復投与毒性に関しては、吸入、経口のいずれの投与経路でも主に肝臓と腎臓に影響がみられている。

吸入経路では、マウスの 13 週間吸入暴露試験における鼻部粘液分泌腺の萎縮及び過形成、嗅上皮の萎縮及び化生、体重増加抑制を指標とした LOAEL 75 ppm ($368 \text{ mg}/\text{m}^3$) (NTP, 2007) を暫定的 LOAEL として採用した (表 8-4 参照)。この値は、6 時間/日、5 日/週の投与頻度で得られた値であるので、1 日推定吸入摂取量に換算すると $110 \text{ mg}/\text{kg}/\text{日}$ ¹⁾ となる。

経口経路では、ラットの交配 14 日前から雄は 43 日間、雌は妊娠、分娩を経ては育 3 日目まで強制経口投与した簡易生殖毒性試験における肝臓、腎臓の相対重量及び絶対重量増加、肝細胞の好酸性変化等を指標とした NOAEL $40 \text{ mg}/\text{kg}/\text{日}$ (厚生省, 1996a) を採用した (表 8-4 参照)。

α -メチルスチレンの生殖・発生毒性については、SD ラットを用いた反復投与毒性・生殖発生毒性併合試験において、最高用量の $1,000 \text{ mg}/\text{kg}/\text{日}$ まで交尾率、受胎率、妊娠期間、黄体数、着床数、出産率、分娩率に異常はみられていない。また、生存した新生児に関しても、出産児数、性比、出生率、外表、一般状態、出生後の体重増加及び剖検に変化はみられていない。なお、 $1,000 \text{ mg}/\text{kg}/\text{日}$ の 2 例の雌に母動物への毒性による全新生児死亡がみられ、また、生存した新生児に軽度の低体重がみられたが、その後の体重増加に影響はみられていないことから、本物質は、試験

¹⁾ LOAEL の換算値 = $368 (\text{mg}/\text{m}^3) \times 0.05 (\text{m}^3/\text{日呼吸量}) \times 6 (\text{時間}) / 24 (\text{時間}) \times 5 (\text{日}) / 7 (\text{日})$
 $\times 1.0 (\text{吸収率}) / 0.03 (\text{kg 体重})$
 $= 110 (\text{mg}/\text{kg}/\text{日})$

の用量内では生殖毒性、発生毒性ともに直接的に影響を与えないと判断した。したがって、NOAELは、生殖毒性、発生毒性ともに 1,000 mg/kg/日以上である (表 8-5 参照)。この値は、一般毒性の NOAEL、LOAEL よりも大きいためリスク評価に用いない。

α -メチルスチレンの遺伝毒性については、*in vitro* 試験ではネズミチフス菌と大腸菌を用いた復帰突然変異試験、CHO 細胞、CHL 細胞を用いた染色体異常試験、ヒトリンパ球細胞を用いた姉妹染色分体交換試験では陰性であるが、CHO 細胞を用いた姉妹染色分体交換試験では S9 添加条件下で陽性を示している。*in vivo* 試験ではマウスを用いた小核試験で、雄では陰性、雌では陽性である。これらの試験結果から、一部の試験で陽性を示すものの、多くの試験で陰性の結果が示されているため、遺伝毒性を有さないと考えられるが、*in vivo* 試験の情報量が少ないため、現時点で遺伝毒性の有無は判断できない。また、発がん性については、U.S. NTP の「Draft Report」では、雄マウスでの肝細胞腺腫及びがんの発生については「Equivocal evidence」、雌マウスでの肝細胞腺腫及びがんの発生については「Clear evidence」、雄ラットでの尿細管腺腫及びがんの発生については「Some evidence」、雌ラットでの尿細管腺腫及びがんの発生については「No evidence」と報告されている。ARC では α -メチルスチレンの発がん性について評価していない。

なお、我が国の環境省及び OECD は、経口経路に関して、本評価書と同じ試験 (厚生省,1996a) を採用している (OECD/UNEP,1998; 環境省,2005)。

吸入経路に関しては、我が国の環境省では、マウスの 13 週間吸入暴露試験から、LOAEL 360 mg/m³ に暴露状況、試験期間及び LOAEL であるための補正を加え、0.64 mg/m³ を無毒性量として設定している (環境省, 2005)。

9.2.3 暴露マージンと不確実係数積の算出

α -メチルスチレンは、ヒトに対して主として吸入と経口の暴露経路からの摂取が推定される。ここでは、各々の経路の摂取量に対する MOE を算出した。また、採用した毒性試験データに関する不確実係数積を求めた。

a. 反復投与毒性に対する暴露マージンと不確実係数積

a-1 吸入経路

マウスの 13 週間の吸入暴露試験の LOAEL 75 ppm (換算値: 110 mg/kg/日) を用いて、以下のよう

$$\begin{aligned} \text{MOE} &= \text{LOAEL の換算値} / \text{ヒト体重 1 kg あたりの 1 日推定吸入摂取量} \\ &= 110,000 (\mu \text{ g/kg/日}) / 0.096 (\mu \text{ g/kg/日}) \\ &= 1,100,000 \end{aligned}$$

不確実係数: 動物とヒトの種差についての不確実係数 (10)

個人差についての不確実係数 (10)

LOAEL を用いたことによる不確実係数 (10)

試験期間についての不確実係数 (5)

不確実係数積: 5,000

a-2. 経口経路

ラットの交配 14 日前から雄は 43 日間、雌は妊娠、分娩を経て保育 3 日目まで強制経口投与した簡易生殖毒性試験の NOAEL 40 mg/kg/日を用いて、以下のように算出した。

$$\begin{aligned} \text{MOE} &= \text{NOAEL の換算値} / \text{ヒト体重 1 kg あたりの 1 日推定経口摂取量} \\ &= 40,000 (\mu \text{ g/kg/日}) / 0.0019 (\mu \text{ g/kg/日}) \\ &= 21,000,000 \end{aligned}$$

不確実係数: 動物とヒトの種差についての不確実係数 (10)

個人差についての不確実係数 (10)

試験期間についての不確実係数 (10)

不確実係数積: 1,000

9.2.4 ヒト健康に対するリスク評価結果

表 9-4 に示すように、 α -メチルスチレンの吸入経路及び経口経路に対する MOE 1,100,000、21,000,000 は不確実係数積 5,000、1,000 より大きく、現時点ではヒト健康に悪影響を及ぼすことはないと判断する。

表 9-4 α -メチルスチレンのヒト健康に対するリスク評価結果

摂取経路	体重 1 kg あたりの 1 日推定摂取量 (μ g/kg/日)	NOAEL (mg/kg/日)	MOE	不確実係数積
吸入	0.096	110 ¹⁾	1,100,000	5,000 ²⁾
経口	1.9×10^{-3}	40	21,000,000	1,000 ³⁾

1) LOAEL を用いた

2) 種差 (10) \times 個人差 (10) \times LOAEL の使用 (10) \times 試験期間 (5)

3) 種差 (10) \times 個人差 (10) \times 試験期間 (10)

9.3 まとめ

α -メチルスチレンは現時点では環境中の水生生物及びヒト健康 (吸入経路、経口経路) に対し悪影響を及ぼすことはないと判断する。

文 献 (文献検索時期 : 2006 年 4 月²⁾)

- ACGIH, American Conference of Governmental Industrial Hygienists (2006) TLVs and BEIs.
- Aizvert, L. G. (1979) Alpha-methylstyrene absorption through the skin in human beings. *Gig. Tr. Prof. Zabol.*, **8**, 32-36. Bestetti, G., Galli, E., Benigni, C., Orsini, F. And Pelizzoni, F. (1989) Biotransformation of styrenes by a *Pseudomonas putida*. *Appl. Microbiol. Biotech.*, **30**, 252-256.
- De Costa, K.S., Black, S.R., Thomas, B.F., Burgness, J.P. and Mathews, J.M. (2001) Metabolism and disposition of alpha-methylstyrene in rats. *Drug. Metab. Dispos.*, **29**, 166-171.
- Environment Agency of Japan (1995) (OECD/UNEP, 1998; EU, 2000 から引用)
- EPA/OTS 0515608, Range finding toxicity studied of α -methylstyrene, (1987)
- EPA/OTS 0000517-1, Toxic control act substantial risk reporting on alpha-methylstyrene : Dermal sensitization with attachments and cover letter dated 121688 (Sanitized) (1988)
- EPA/OTS 0570562, Initial Submission: Toxicological Investigation of alpha-methylstyrene with cover letter dated 081392, (1992)
- EU, European Union (2000) IUCLID, International Uniform Chemical Information Database, ver. 3.1.1.
- Gangolli, S. (1999) *The Dictionary of Substances and their Effects*, 2nd ed., The Royal Society of Chemistry, Cambridge.
- Huel (発表年不明) 未発表データ (OECD/UNEP, 1998 から引用)
- IARC, International Agency for Research on Cancer (2006) IARC Monograph on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. (<http://www.iarc.fr> から引用)
- IPCS, International Programme on Chemical Safety (2004) ICSC, International Chemical Safety Cards, Geneva. (<http://www.ilo.org/public/english/protection/safework/cis/products/icsc/dtasht/index.htm> から引用)
- Lyman, W.J. et al. (1990) *Handbook of Chemical Property Estimation Methods*. Amer. Chem. Soc., Washington, DC. (U.S. NLM: HSDB, 2006 から引用)
- Mackay, D., Paterson, S. and Shiu, W.Y. (1992) Generic models for evaluating the regional fate of chemicals. *Chemosphere*, **24**, 695-717.
- Minaev, A.A., (1966) Determination of the maximum permissible concentration of α -methylstyrene vapor in the atmosphere. *Hyg. Saint.*, **31**, 157-161.
- Morgan, D.L., Mahler J.F., Kirkpatric, D.T., Price, H.C., O'Connor, R.W., Wilson, R.E. and Moorman, M.P. (1999) Characterization of inhaled α -Methylstyrene vapor toxicity for B6C3F₁ mice and F344 rats. *Toxicol. Sci.*, **47**, 187-194.
- NFPA, National Fire Protection Association (2002) *Fire Protection Guide to Hazardous Materials*, 13th ed., Quincy, MA.
- NIST, National Institute of Standards and Technology (1998) NIST/EPA/NIH Mass Spectral Library,

²⁾ データベースの検索を 2006 年 4 月に実施し、発生源情報等で新たなデータを入手した際には文献を更新した。

Gaithersburg, MD.

Norppa, H. and Tursi, F. (1984) *Basic Life Science*, **29B**, 547-559.

Norppa, H. and Vainio, H. (1983) Induction of sister chromatid exchange by styrene analogues in cultured human lymphocytes. *Mutat. Res.*, **116**, 379-387.

OECD/UNEP (1998) (1-Methylethyl)benzene. Screening Information Data Set (SIDS),
(<http://www.chem.unep.ch/irptc/sids/oecdsids/sidspub.html> から引用)

Omori, T., Jigami, Y. and Minoda, Y. (1975) Isolation, identification and substrate assimilation specificity of some aromatic hydrocarbon utilizing bacteria. *Agricultural and Biological Chemistry*, **38**, 409-415.

Sandmeyer, E.E. (1981) Aromatic hydrocarbons. In: G.D. Clayton and F.E. Clayton, eds., *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology*, 3rd Rev. ed., **2B**, 3324-3325.

SRC, Syracuse Research Corporation (2006) AopWin Estimation Software, ver. 1.90, North Syracuse, NY.

SRC, Syracuse Research Corporation (2006) HenryWin Estimation Software, ver. 3.10, North Syracuse, NY.

SRC, Syracuse Research Corporation (2006) KowWin Estimation Software, ver. 1.66, North Syracuse, NY.

SRC, Syracuse Research Corporation (2006) PcKocWin Estimation Software, ver. 1.66, North Syracuse, NY.

U.S. EPA, Environmental Protection Agency (2006) Integrated Risk Information System, National Library of Medicine. (<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?IRIS> から引用)

U.S. NLM, U.S. National Library of Medicine (2006) HSDB, Hazardous Substances Data Bank, Bethesda, MD.
(<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB> から引用)

U.S. NTP, National Toxicological Program (1988) NTP データベースよりデータ入手:
(http://ntp-apps.niehs.nih.gov/ntp_tox/index.cfm?fuseaction=ntpsearch.searchresults&searchterm=98-83-9 から引用)

U.S. NTP, National Toxicological Program (2000) NTP データベースよりデータ入手:
(http://ntp-apps.niehs.nih.gov/ntp_tox/index.cfm?fuseaction=ntpsearch.searchresults&searchterm=98-83-9) (環境省, 化学物質の環境リスク評価第4巻 (2005) 化学物質の環境リスク初期評価 [16] α -メチルスチレンから引用)

U.S. NTP, National Toxicological Program (2001) NTP データベースよりデータ入手:
(http://ntp-apps.niehs.nih.gov/ntp_tox/index.cfm?fuseaction=ntpsearch.searchresults&searchterm=98-83-9 から引用)

U.S. NTP, National Toxicological Program (2007) Toxicology and carcinogenesis studies of α -methylstyrene (CAS No. 98-83-9) in F344/N rats and B6C3F₁ mice (Inhalation studies). (Druft Abstract) NTP データベースよりデータ入手:
(http://ntp-apps.niehs.nih.gov/ntp_tox/index.cfm?fuseaction=ntpsearch.searchresults&searchterm=98-83-9 から引用)

Verschueren, K. (2001) *Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals*, 4th ed., John Wiley &

Sons, Inc., New York, NY.

Warhurst, A.M. and Fewson, C.A. (1994) Microbial metabolism and biotransformations of styrene. *J. Appl. Bacteriol.*, **77**, 597-606.

Wolf, M.A., Rowe, V.K., McCollister, D.D., Hollingsworth, R.C. and Oyen F. (1956) Toxicological studies of certain alkylated benzene and benzene. *A. M. A. Arch. Ind. Health.*, **14**, 387-397.

Zeiger, E., Anderson, B., Haworth, S., Lawlor, T. and Mortelmans, K. (1992) *Salmonella* mutagenicity tests: V. Results from the testing of 311 chemicals. *Environ. Mol. Mutagen.*, **19**, 2-141.

化学物質評価研究機構 (2001) 化学物質有害性・リスク調査等報告書－PRTR 法指定化学物質の環境挙動・生態影響・健康影響－, 平成 12 年度通商産業省委託研究.

化学物質評価研究機構編 (2002) 化学物質ハザード・データ集, 経済産業省化学物質管理課監修, 第一法規出版, 東京.

(http://www.cerij.or.jp/ceri_jp/koukai/sheet/sheet_indx4.htm,

http://www.safe.nite.go.jp/data/index/pk_hyoka.hyoka_home に記載あり)

環境省 (2002a) 平成 13 年度版 化学物質と環境

環境省 (2002b) 水環境中の要調査項目存在状況調査結果 (平成 13 年度調査)

ホームページアドレス : <http://www.env.go.jp/water/chosa/index.html>

環境省 (2005) 化学物質の環境リスク評価 第 4 巻

環境庁 (1997a) ベンゼン, 1-メチルエチニルの藻類 (*Selenastrum capricornutum*) に対する生長阻害試験 (三菱化学安全科学研究所, 試験番号: 6B678G, 1997 年 3 月 31 日).

環境庁 (1997b) ベンゼン, 1-メチルエチニルのオオミジンコ (*Daphnia magna*) に対する急性遊泳阻害試験 (三菱化学安全科学研究所, 試験番号: 6B691G, 1997 年 3 月 31 日).

環境庁 (1997c) ベンゼン, 1-メチルエチニルのオオミジンコ (*Daphnia magna*) に対する繁殖阻害試験 (三菱化学安全科学研究所, 試験番号: 6B704G, 1997 年 4 月 30 日).

環境庁 (1997d) ベンゼン, 1-メチルエチニルのヒメダカ (*Oryzias latipes*) に対する急性毒性試験 (三菱化学安全科学研究所, 試験番号: 6B717G, 1997 年 3 月 31 日).

環境庁 (1997e) ベンゼン, 1-メチルエチニルのヒメダカ (*Oryzias latipes*) に対する延長毒性試験－14 日間 (三菱化学安全科学研究所, 試験番号: 6B730G, 1997 年 3 月 31 日).

環境庁 (1998) 平成 10 年版 化学物質と環境

経済産業省, 環境省 (2006) 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) に基づく届出排出量及び移動量並びに届出外排出量の集計結果について (排出年度 : 平成 16 年度) http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/h16kohyo/shukeikekka.htm に記載あり).

経済産業省 (2006) 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 第 11 条に基づく開示

厚生省 (1996a) 1-メチルエチニルベンゼンのラットを用いる反復経口投与毒性・生殖発生毒性併合試験. 化学物質毒性試験報告, **3**, 167-178. 厚生省生活衛生局企画課生活安全対策室

- 監修, 化学物質点検推進連絡協議会, 東京.
- 厚生省 (1996b) 1-メチルエテニルベンゼンの細菌を用いる復帰突然変異試験. 化学物質毒性試験報告, **3**, 179-182. 厚生省生活衛生局企画課生活安全対策室 監修, 化学物質点検推進連絡協議会, 東京.
- 厚生省 (1996c) 1-メチルエテニルベンゼンのチャイニーズ・ハムスター培養細胞を用いる染色体異常試験. 化学物質毒性試験報告, **3**, 183-183. 厚生省生活衛生局企画課生活安全対策室 監修, 化学物質点検推進連絡協議会, 東京
- 産業技術総合研究所 (2006) 産総研－曝露・リスク評価大気拡散モデル (AIST-ADMER) (<http://unit.aist.go.jp/crm/admer/>).
- 製品評価技術基盤機構 (2004) 化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発プロジェクト/平成 15 年度研究報告書 (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業).
- 製品評価技術基盤機構 (2007) 化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発プロジェクト/平成 18 年度研究報告書 (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業).
- 通商産業省 (1979) 通商産業公報 (1979 年 12 月 20 日), 3 省共同化学物質データベース. (<http://www.safe.nite.go.jp/tmdb/Init.do> から引用)
- 日本化学工業協会 (2005) (社) 日本化学工業協会のレスポンシブル・ケアによる PRTR の実施について－2004 年度化学物質排出量調査結果－ (2003 年度実績).
- 日本産業衛生学会 (2006) 許容濃度等の勧告 (2006 年度), 産衛誌, **48**, 98-123.
- 東野晴行, 北林興二, 井上和也, 三田和哲, 米澤義堯 (2003) 曝露・リスク評価大気拡散モデル (ADMER) の開発- 大気環境学会誌, **38** (2), 100～115.

化学物質の初期リスク評価書

No.133 α -メチルスチレン

作成経緯

2007年3月 初期リスク評価指針 ver.2.0 に基づき原案作成

2007年9月 有害性評価部分：経済産業省 化学物質審議会審査部会 第31回安全評価
管理小委員会審議了承

2008年11月 Ver.1.0 公表

初期リスク評価責任者

プロジェクトリーダー

中西 準 子

有害性評価外部レビュー

環境中の生物への影響 (7章)

九州大学

小林 邦 男

ヒト健康への影響 (8章)

香川大学 医学部 腫瘍病理学教室

今井田 克 己

初期リスク評価実施機関，リスク評価担当者

財団法人 化学物質評価研究機構

高 月 峰 夫

林 浩 次

野 坂 俊 樹

石 井 聡 子

佐々木 経 一

独立行政法人 製品評価技術基盤機構

小 谷 憲 雄

連絡先

財団法人 化学物質評価研究機構 安全性評価技術研究所

〒112-0004 東京都文京区後楽 1-4-25 日教販ビル 7F

tel. 03-5804-6136 fax. 03-5804-6149

独立行政法人 製品評価技術基盤機構 化学物質管理センター リスク評価課

〒151-0066 東京都渋谷区西原 2-49-10

tel. 03-3468-4096 fax. 03-3481-1959
