

[5] ジフェニルジスルファン

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：ジフェニルジスルファン

(別の呼称：ジフェニルジスルフィド、二硫化ジフェニル)

CAS 番号：882-33-7

化審法官報公示整理番号：3-1124

化管法政令番号：

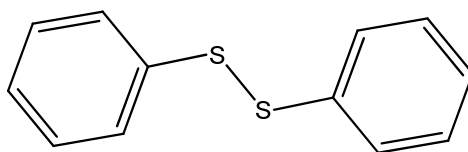
RTECS 番号：SS6825000

分子式：C₁₂H₁₀S₂

分子量：218.34

換算係数：1 ppm = 8.93 mg/m³ (気体、25°C)

構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質は針状晶である¹⁾。

融点	60.4°C ²⁾ 、61°C ³⁾ 、62°C ⁴⁾ 、58~60°C ⁵⁾
沸点	310°C (760 mmHg) ^{2),4)}
密度	1.353 g/cm ³ (20°C) ²⁾ 、1.34 g/cm ³ ³⁾
蒸気圧	2.20×10 ⁻⁴ mmHg (=0.029 Pa) (25°C) (外挿値) ⁴⁾
分配係数 (1-オクタノール/水) (log Kow)	4.41 ⁴⁾ 、4.4 ⁵⁾
解離定数 (pKa)	
水溶性 (水溶解度)	0.204 mg/L (20°C) ⁶⁾ 、4.39 mg/L ⁵⁾

(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。

生物分解性 好氣的分解 (難分解性であると判断される物質 ⁷⁾)
化学分解性 OH ラジカルとの反応性 (大気中) 反応速度定数：250×10 ⁻¹² cm ³ /(分子・sec) (AOPWIN ⁸⁾ により計算) 半減期：0.26~2.6 時間 (OH ラジカル濃度を 3×10 ⁶ ~3×10 ⁵ 分子/cm ³ ⁹⁾ と仮定し計算)
生物濃縮性 (高濃縮性ではないと判断される物質 ⁷⁾) <2.5 (試験生物：コイ、試験期間：4 週間、試験濃度：5 µg/L) ¹⁰⁾

<26 (試験生物：コイ、試験期間：4週間、試験濃度：0.5 µg/L)¹⁰⁾

土壌吸着性

土壌吸着定数(Koc)： 1.7×10^4 (KOCWIN¹¹⁾ により計算)

(4) 製造輸入量及び用途

① 生産量・輸入量等

本物質の化審法に基づき公表された一般化学物質としての製造・輸入数量の推移を表 1.1 に示す¹²⁾。

表 1.1 製造・輸入数量の推移

平成 (年度)	22	23	24	25
製造・輸入数量(t) ^{a)}	X ^{b)}	X ^{b)}	X ^{b)}	X ^{b)}
平成 (年度)	26	27	28	
製造・輸入数量(t) ^{a)}	X ^{b)}	X ^{b)}	X ^{b)}	

注：a) 製造数量は出荷量を意味し、同一事業者内での自家消費分を含んでいない値を示す。

b) 届出事業者が2社以下のため、製造・輸入数量は公表されていない。

チオフェノールは、水中及び大気中で本物質に酸化するとの報告がある¹³⁾。

② 用途

本物質はスルフェニル化試薬として、またシクロヘキサノン類の脱水素芳香族化試薬として用いられている¹⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

本物質は、旧化学物質審査規制法（平成 15 年改正法）において第二種監視化学物質（通し番号:907）、第三種監視化学物質（通し番号:72）に指定されていた。

2. 曝露評価

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

(1) 環境中への排出量

本物質は化学物質排出把握管理促進法（化管法）第一種指定化学物質ではないため、排出量及び移動量は得られなかった。

(2) 媒体別分配割合の予測

化管法に基づく排出量が得られなかったため、Mackay-Type Level III Fugacity Model¹⁾により媒体別分配割合の予測を行った。結果を表 2.1 に示す。

表 2.1 Level III Fugacity Model による媒体別分配割合（%）

排出媒体	大気	水域	土壌	大気/水域/土壌
排出速度 (kg/時間)	1,000	1,000	1,000	1,000 (各々)
大気	4.9	0.1	0.0	0.0
水域	0.5	25.6	0.0	0.2
土壌	93.2	2.4	99.9	99.3
底質	1.4	71.8	0.1	0.5

注：環境中で各媒体別に最終的に分配される割合を質量比として示したものの。

(3) 各媒体中の存在量の概要

本物質の環境中等の濃度について情報の整理を行った。媒体ごとにデータの信頼性が確認された調査例のうち、より広範囲の地域で調査が実施されたものを抽出した結果を表 2.2 に示す。

表 2.2 各媒体中の存在状況

媒体	幾何 平均値 ^{a)}	算術 平均値	最小値	最大値 ^{a)}	検出 下限値	検出率	調査 地域	測定年度	文献	
一般環境大気	µg/m ³	<0.0019	<0.0019	<0.0019	<0.0019	0.0019	0/13	全国	2016	2)
室内空気	µg/m ³									
食物	µg/g									
飲料水	µg/L									
地下水	µg/L									
土壌	µg/g									

媒体	幾何 平均値 ^{a)}	算術 平均値	最小値	最大値 ^{a)}	検出 下限値	検出率	調査 地域	測定年度	文献	
公共用水域・淡水	μg/L	<0.00057	<0.00057	<0.00057	<0.00057	0.00057	0/8	全国	2016	2)
		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	0/4	北海道、 滋賀県	1983	3)
公共用水域・海水	μg/L	<0.00057	<0.00057	<0.00057	<0.00057	0.00057	0/7	全国	2016	2)
		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	0/6	北海道、 岡山県、 福岡県	1983	3)
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	<0.024	<0.024	<0.009	<0.024	0.009～ 0.024	0/4	北海道、 滋賀県	1983	3)
底質(公共用水域・海水)	μg/g	<0.014	<0.014	<0.005	<0.014	0.005～ 0.014	0/6	北海道、 岡山県、 福岡県	1983	3)
魚類(公共用水域・淡水)	μg/g									
魚類(公共用水域・海水)	μg/g									

注：a) 最大値または幾何平均値の欄の**太字**で示した数字は、曝露の推定に用いた値を示す。

(4) 人に対する曝露量の推定（一日曝露量の予測最大量）

一般環境大気及び公共用水域・淡水の実測値を用いて、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、人の一日の呼吸量、飲水量及び食事をそれぞれ 15 m³、2 L 及び 2,000 g と仮定し、体重を 50 kg と仮定している。

表 2.3 各媒体中の濃度と一日曝露量

	媒体	濃度	一日曝露量
平均	大気		
	一般環境大気	0.0019 μg/m³ 未満程度(2016)	0.00057 μg/kg/day 未満程度
	室内空気	データは得られなかった	データは得られなかった
	水質		
	飲料水	データは得られなかった	データは得られなかった
均	地下水	データは得られなかった	データは得られなかった
	公共用水域・淡水	0.00057 μg/L 未満程度(2016)	0.000023 μg/kg/day 未満程度
	食物	データは得られなかった	データは得られなかった
最大値	土壌	データは得られなかった	データは得られなかった
	大気		
	一般環境大気	0.0019 μg/m³ 未満程度(2016)	0.00057 μg/kg/day 未満程度
	室内空気	データは得られなかった	データは得られなかった
	水質		
均	飲料水	データは得られなかった	データは得られなかった
	地下水	データは得られなかった	データは得られなかった
	公共用水域・淡水	0.00057 μg/L 未満程度(2016)	0.000023 μg/kg/day 未満程度

	媒 体	濃 度	一 日 曝 露 量
最 大 値	食 物 土 壤	データは得られなかった データは得られなかった	データは得られなかった データは得られなかった

注：1) **太字**の数値は、リスク評価のために採用した曝露濃度（曝露量）を示す。

吸入曝露については、表 2.3 に示すとおり、一般環境大気の実測データから平均曝露濃度、予測最大曝露濃度ともに $0.0019 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度となった。

表 2.4 人の一日曝露量

媒 体		平均曝露量 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	予測最大曝露量 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)
大 気	一般環境大気	<0.00057	<0.00057
	室内空気		
水 質	飲料水		
	地下水		
	公共用水域・淡水	<0.000023	<0.000023
食 物			
土 壤			

注：1) **太字**の数値は、リスク評価のために採用した曝露量を示す。

2) 不等号(<)を付した値は、曝露量の算出に用いた測定濃度が「検出下限値未満」とされたものであることを示す。

経口曝露量については、表 2.4 に示すとおり飲料水、地下水、食物及び土壌の実測データが得られていない。そこで公共用水域・淡水からのみ摂取すると仮定した場合、平均曝露量、予測最大曝露量はともに $0.000023 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度となった。

生物濃縮性は高くないため、本物質の環境媒体から食物経由の曝露量は少ないと考えられる。

(5) 水生生物に対する曝露の推定（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曝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、同海水域ともに $0.00057 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度となった。

表 2.5 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	$0.00057 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2016)	$0.00057 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2016)
海 水	$0.00057 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2016)	$0.00057 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2016)

注：1) 環境中濃度での（ ）内の数値は測定年度を示す。

2) 公共用水域・淡水は河川河口域を含む。

3. 健康リスクの初期評価

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

(1) 体内動態、代謝

本物質は速やかにチオフェノールに還元され、その後、グルクロン酸抱合を受けると考えられている¹⁾。

(2) 一般毒性及び生殖・発生毒性

① 急性毒性

表 3.1 急性毒性²⁾

動物種	経路	致死量、中毒量等	
ラット	経口	LD ₅₀	300~2,000 mg/kg

ヒトの急性症状に関する情報は得られなかった。

なお、本物質を単回経口投与したラット（6 匹/群）では、4 日以降に消瘦、横臥位、円背位、自発運動の低下、緩徐呼吸、体温低下を認め、死亡（6 匹中 3 匹）は 8~10 日にみられた。15 日まで生存したラットではそれらの症状は 14 日までに消失した²⁾。

② 中・長期毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雄 10 匹を 1 群として、0、109 mg/kg/day を 7 日間強制経口投与した結果、109 mg/kg/day 群でヘモグロビン濃度の有意な減少とハインツ小体の有意な増加を認め、脾臓は暗色化して相対重量は有意に増加し、ヘモジデリン沈着の有意な増加がみられた³⁾。

イ) Sprague-Dawley ラット雌 7 匹を 1 群として、0、218 mg/kg/day を 6 日間強制経口投与した結果、218 mg/kg/day 群でヘマトクリット値及びヘモグロビン濃度の有意な減少とハインツ小体の有意な増加を認めた。また、218 mg/kg/day 群の脾臓で暗色化と相対重量の有意な増加を認め、脾臓及び肝臓でヘモジデリン沈着の有意な増加がみられた⁴⁾。

ウ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 3 匹を 1 群として、0、30、100、300、1,000 mg/kg/day を 14 日間強制経口投与した用量設定のための予備試験では、300 mg/kg/day 以上の群の全数が死亡又は瀕死となって屠殺した。100 mg/kg/day 群では一般状態、体重、摂餌量、血液、血液生化学、器官重量、剖検のいずれにも投与に関連した影響がみられた。30 mg/kg/day 群でも血液、血液生化学に変化がみられ、肝臓、脾臓、腎臓の有意な重量増加、脾臓の暗赤色化及び腫大、前胃の肥厚を認めた⁵⁾。

エ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 12 匹を 1 群として、0、1、6、30 mg/kg/day を交尾前 14 日から雄には交尾期間を通して 42 日間、雌には交尾、妊娠、出産を経て哺育 4 日まで強制経口投与した結果、いずれの群にも一般状態への影響や死亡はなかった。30 mg/kg/day 群の

雄で網赤血球数の有意な増加を認め、6 mg/kg/day 以上の群の雄で腎臓の絶対及び相対重量の有意な増加、30 mg/kg/day 群の雌雄で肝臓の絶対及び相対重量、雌で脾臓の絶対及び相対重量、腎臓の相対重量の有意な増加を認めた。また、1 mg/kg/day 以上の群の雄の腎臓の尿細管で硝子滴、好塩基性変化、6 mg/kg/day 以上の群の雄及び 30 mg/kg/day 群の雌の肝臓で小葉中心性の肝細胞肥大、6 mg/kg/day 以上の群の雌の骨髄で赤血球系造血細胞の増加、30 mg/kg/day 群の雄の脾臓でヘモジデリン沈着、雌の脾臓で髄外造血、雄の甲状腺で濾胞細胞の肥大の発生率に有意な増加を認めた⁵⁾。この結果から、LOAEL を 1 mg/kg/day とする。

③ 生殖・発生毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雌雄各 12 匹を 1 群として、0、1、6、30 mg/kg/day を交尾前 14 日から雄には交尾期間を通して 42 日間、雌には交尾、妊娠、出産を経て哺育 4 日まで強制経口投与した結果、性周期や交尾率、受胎率、黄体数や着床数、着床率、出産率、出産及び哺育行動のいずれにも影響はなかった。また、出生仔の数や生存率、外表、一般状態、体重、剖検所見等にも影響はなかった⁵⁾。この結果から親及び仔で NOAEL を 30 mg/kg/day 以上とする。

④ ヒトへの影響

ア) ヒトへの影響について、知見は得られなかった。

(3) 発がん性

① 主要な機関による発がんの可能性の分類

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

表 3.2 主要な機関による発がんの可能性の分類

機 関 (年)		分 類
WHO	IARC	—
EU	EU	—
USA	EPA	—
	ACGIH	—
	NTP	—
日本	日本産業衛生学会	—
ドイツ	DFG	—

② 発がん性の知見

○ 遺伝子傷害性に関する知見

in vitro 試験系では、代謝活性化系 (S9) 添加の有無にかかわらずネズミチフス菌^{6,7)}、

大腸菌⁷⁾で遺伝子突然変異、チャイニーズ・ハムスターの肺細胞 (CHL)⁸⁾で染色体異常を誘発しなかった。

in vivo 試験系については、知見は得られなかった。

なお、本物質を強制経口投与したマウスでマイトマイシン C の誘発による末梢血網赤血球の小核⁹⁾、ラットでアフラトキシン B₁ 又はメタンサルホン酸メチルの誘発による骨髄細胞の染色体異常¹⁰⁾ に対する有意な抑制作用がみられ、本物質を添加した大腸菌でも紫外線誘発突然変異⁹⁾ の有意な抑制がみられた。

○ 実験動物に関する発がん性の知見

実験動物での発がん性について、知見は得られなかった。

○ ヒトに関する発がん性の知見

ヒトでの発がん性について、知見は得られなかった。

(4) 健康リスクの評価

① 評価に用いる指標の設定

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

経口曝露については、中・長期毒性エ) に示したラットの試験から得られた LOAEL 1 mg/kg/day (尿細管の硝子滴、好塩基性変化) を慢性曝露への補正が必要なことから 10 で除し、LOAEL であるために 10 で除した 0.01 mg/kg/day が信頼性のある最も低用量の知見と判断し、これを無毒性量等に設定する。

吸入曝露については、無毒性量等の設定ができなかった。

② 健康リスクの初期評価結果

表 3.3 経口曝露による健康リスク (MOE の算定)

曝露経路・媒体		平均曝露量	予測最大曝露量	無毒性量等		MOE
経口	飲料水	—	—	0.01 mg/kg/day	ラット	—
	公共用水域・淡水	0.000023 µg/kg/day 未満程度	0.000023 µg/kg/day 未満程度			43,000 超

経口曝露については、公共用水域・淡水を摂取すると仮定した場合、平均曝露量、予測最大曝露量はともに 0.000023 µg/kg/day 未満程度であった。無毒性量等 0.01 mg/kg/day と予測最大曝露量から、動物実験結果より設定された知見であるために 10 で除して求めた MOE (Margin of Exposure) は 43,000 超となる。環境媒体から食物経由で摂取される曝露量は少ないと推定されることから、その曝露量を加えても MOE が大きく変化することはないと考えら

れる。

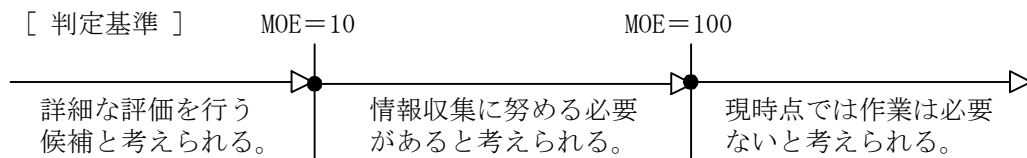
従って、本物質の経口曝露による健康リスクについては、現時点では作業は必要ないと考えられる。

表 3.4 吸入曝露による健康リスク (MOE の算定)

曝露経路・媒体		平均曝露濃度	予測最大曝露濃度	無毒性量等	MOE
吸入	環境大気	0.0019 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度	0.0019 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度	—	—
	室内空気	—	—		—

吸入曝露については、無毒性量等が設定できず、健康リスクの判定はできなかった。

なお、吸収率を 100% と仮定し、経口曝露の無毒性量等を吸入曝露の無毒性量等に換算すると 0.03 mg/m^3 となるが、これと一般環境大気の予測最大曝露濃度 0.0019 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度から、参考として動物実験結果より設定された知見であるために 10 で除して算出した MOE は 1,600 超となる。このため、本物質の一般環境大気の吸入曝露による健康リスクの評価に向けて吸入曝露の知見収集等を行う必要性は低いと考えられる。



4. 生態リスクの初期評価

水生生物の生態リスクに関する初期評価を行った。

(1) 水生生物に対する毒性値の概要

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

表 4.1 水生生物に対する毒性値の概要

生物群	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	生物分類/和名	エンドポイント /影響内容	曝露期間 [日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
藻類		○	19 ^{*1}	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO(RATE)	3	A	A	3)
	○		> 19 ^{*1}	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO(RATE)	3	A	A	3)
甲殻類		○	7.9	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	A	B	2)
	○		8.5	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	A	A	2)
魚類	○		57.7	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	4	A	A	2)
	○		74.3	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	4	B	B	4)-2018139
	○		110	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ドミノー	LC ₅₀ MOR	4	A	A	1)-12447
その他			—	—	—	—	—	—	—	—

急性/慢性：○印は該当する毒性値

毒性値 (太字)：PNEC 導出の際に参照した知見として本文で言及したもの

毒性値 (太字下線)：PNEC 導出の根拠として採用されたもの

試験の信頼性：本初期評価における信頼性ランク

A：試験は信頼できる、B：試験は条件付きで信頼できる、C：試験の信頼性は低い、D：信頼性の判定不可

E：信頼性は低くないと考えられるが、原著にあたって確認したものではない

採用の可能性：PNEC 導出への採用の可能性ランク

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

—：採用の可能性は判断しない

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、

NOEC (No Observed Effect Concentration)：無影響濃度

影響内容

GRO (Growth)：生長 (植物)、IMM (Immobilization)：遊泳阻害、MOR (Mortality)：死亡、

REP (Reproduction)：繁殖、再生産

毒性値の算出方法

RATE：生長速度より求める方法 (速度法)

*1 文献 2)に基づき、試験時の実測濃度 (試験開始時及び終了時の幾何平均値) を用いて速度法により再計算した値

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

1) 藻類

環境省²⁾は OECD テストガイドライン No.201 (2006) に準拠して、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* (旧名 *Selenastrum capricornutum*) の生長阻害試験を GLP 試験として実施した。設定試験濃度は、0 (対照区、助剤対照区)、0.050、0.071、0.100、0.140、0.200 mg/L (公比 1.4) であった。試験溶液の調製には、助剤として 100 µL/L の *N,N*-ジメチルホルムアミド (DMF) が用いられた。被験物質の実測濃度 (試験開始時と終了時の幾何平均値) は、<0.00006 (対照区、助剤対照区)、0.0011、0.0014、0.0015、0.0018、0.0192 mg/L であった³⁾。試験開始時及び試験終了時における実測濃度は、それぞれ設定濃度の 80~88%及び 1%以下であった。毒性値の算出には実測濃度が用いられた。最高濃度区においても生長速度で 50%以上の阻害が見られなかったため、速度法による 72 時間半数影響濃度 (EC₅₀) は 19 µg/L 超とされた³⁾。速度法による 72 時間無影響濃度 (NOEC) は 19 µg/L であった³⁾。

2) 甲殻類

環境省²⁾は、OECD テストガイドライン No.202 (1984) に準拠し、オオミジンコ *Daphnia magna* の急性遊泳阻害試験を GLP 試験として実施した。試験は半止水式 (24 時間後換水) で行われた。設定試験濃度は、0 (対照区、助剤対照区)、0.00200、0.00360、0.00640、0.0110、0.0200 mg/L (公比 1.8) であった。試験溶液の調製には、試験用水として硬度約 250 mg/L (CaCO₃ 換算) の Elendt M4 培地、助剤として 100 µL/L の *N,N*-ジメチルホルムアミド (DMF) が用いられた。被験物質の実測濃度 (0、24 時間後の幾何平均値) は、<0.00006 (対照区、助剤対照区)、0.00134、0.00241、0.00439、0.00735、0.0135 mg/L であった。試験開始時及び 24 時間後の換水前における実測濃度は、それぞれ設定濃度の 76~83%及び 56~59%であった。48 時間半数影響濃度 (EC₅₀) は、実測濃度に基づき 8.5 µg/L であった。

また、環境省²⁾は OECD テストガイドライン No.211 (1998) に準拠し、オオミジンコ *Daphnia magna* の繁殖試験を GLP 試験として実施した。試験は半止水式 (毎日換水) で行われた。設定試験濃度は、0 (対照区、助剤対照区)、0.0100、0.0210、0.0450、0.0950、0.200 mg/L (公比 2.1) であった。試験溶液の調製には、試験用水として硬度 238~248 mg/L (CaCO₃ 換算) の Elendt M4 培地、助剤として 0.01 µL/L の *N,N*-ジメチルホルムアミド (DMF) が用いられた。被験物質の実測濃度 (時間加重平均値) は、<0.00008 (対照区、助剤対照区)、0.00336、0.00789、0.0191、0.0440、0.0972 mg/L であった。1、7、15 日目の換水前における実測濃度は、設定濃度の 6~20% に減少した。繁殖阻害 (累積産仔数) に関する 21 日間無影響濃度 (NOEC) は、実測濃度に基づき 7.9 µg/L であった。

3) 魚類

環境省²⁾は OECD テストガイドライン No.203 (1992) に準拠して、メダカ *Oryzias latipes* の急性毒性試験を GLP 試験として実施した。試験は半止水式 (24 時間毎換水) で行われ、設定試験濃度は 0 (対照区、助剤対照区)、0.0200、0.0360、0.0640、0.110、0.200 mg/L (公比 1.8) であ

った。試験溶液の調製には、試験用水として硬度 59 mg/L (CaCO₃ 換算) の脱塩素水道水が、助剤として 100 µL/L の *N,N*-ジメチルホルムアミド (DMF) が用いられた。被験物質の実測濃度 (0、24 時間後の幾何平均値) は、<0.00006 (対照区、助剤対照区)、0.0116、0.0227、0.0418、0.0796、0.150 mg/L であった。試験開始時及び 24 時間後の換水前における実測濃度は、それぞれ設定濃度の 92~99%及び 36~57%であった。96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) は、実測濃度に基づき 57.7 µg/L であった。

(2) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

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

急性毒性値

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72 時間 EC ₅₀ (生長阻害)	19 µg/L 超
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	48 時間 EC ₅₀ (遊泳阻害)	8.5 µg/L
魚類	<i>Oryzias latipes</i>	96 時間 LC ₅₀	57.7 µg/L

アセスメント係数：100 [3 生物群 (藻類、甲殻類及び魚類) について信頼できる知見が得られたため]

これらの毒性値のうち、最も小さい値 (甲殻類の 8.5 µg/L) をアセスメント係数 100 で除することにより、急性毒性値に基づく PNEC 値 0.085 µg/L が得られた。

慢性毒性値

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72 時間 NOEC (生長阻害)	19 µg/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	21 日間 NOEC (繁殖阻害)	7.9 µg/L

アセスメント係数：100 [2 生物群 (藻類及び甲殻類) の信頼できる知見が得られたため]

2つの毒性値の小さい方 (甲殻類の 7.9 µg/L) をアセスメント係数 100 で除することにより、慢性毒性値に基づく PNEC 値 0.079 µg/L が得られた。

本物質の PNEC としては、甲殻類の慢性毒性値から得られた 0.079 µg/L を採用する。

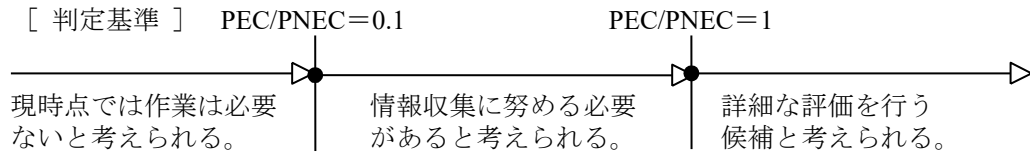
(3) 生態リスクの初期評価結果

表 4.2 生態リスクの初期評価結果

水質	平均濃度	最大濃度 (PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
公共用水域・淡水	0.00057 µg/L 未満程度 (2016)	0.00057 µg/L未満程度 (2016)	0.079 µg/L	<0.007
公共用水域・海水	0.00057 µg/L未満程度 (2016)	0.00057 µg/L未満程度 (2016)		<0.007

注：1) 水質中濃度の () 内の数値は測定年度を示す

2) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む



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 $0.00057 \mu\text{g/L}$ 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) も、淡水域、海水域ともに $0.00057 \mu\text{g/L}$ 未満程度であった。

予測環境中濃度 (PEC) と予測無影響濃度 (PNEC) の比は、淡水域、海水域ともに 0.007 未満となるため、現時点では作業の必要はないと考えられる。

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 有機合成化学協会(1985) : 有機化合物辞典 講談社サイエンティフィク : 428.
- 2) Haynes.W.M.ed. (2013): CRC Handbook of Chemistry and Physics on DVD, (Version 2013), CRC Press.
- 3) O'Neil, M.J. ed. (2013): The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 15th Edition, The Royal Society of Chemistry:605.
- 4) Howard, P.H., and Meylan, W.M. ed. (1997): Handbook of Physical Properties of Organic Chemicals, Boca Raton, New York, London, Tokyo, CRC Lewis Publishers: 532.
- 5) Verschueren, K. ed. (2009) : Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 5th Edition, New York, Chichester, Weinheim, Brisbane, Singapore, Toronto, John Wiley & Sons, Inc. (CD-ROM).
- 6) 環境省(2004) : 平成 15 年度 生態影響試験.
- 7) 経済産業公報(2002.3.26).
- 8) U.S. Environmental Protection Agency, AOPWIN™ v.1.92.
- 9) Howard, P.H., Boethling, R.S., Jarvis, W.F., Meylan, W.M., and Michalenko, E.M. ed. (1991): Handbook of Environmental Degradation Rates, Boca Raton, London, New York, Washington DC, Lewis Publishers: xiv.
- 10) ジフェニルジスルフィド (被験物質番号 K-506 変化物) のコイにおける濃縮度試験報告書. 化審法データベース(J-CHECK).
- 11) U.S. Environmental Protection Agency, KOCWIN™ v.2.00.
- 12) 経済産業省 : 化学物質の製造輸入数量
(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/volume_index.html, 2018.05.15 現在).
- 13) 環境省環境保健部環境安全課 :平成 18 年度化学物質分析法開発調査報告書. チオフェノール.

(2) 曝露評価

- 1) U.S. Environmental Protection Agency, EPI Suite™ v.4.11.
- 2) 環境省環境保健部環境安全課 (2017) :平成 28 年度化学物質環境実態調査.
- 3) 環境庁環境保健部保健調査室 (1984) : 昭和 58 年度化学物質環境汚染実態調査.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) JECFA. (2000): Simple aliphatic and aromatic sulfides and thiols. WHO Food Additives Series 44.
- 2) 化学物質点検推進連絡協議会 (2005): ジフェニルジスルフィドのラットを用いる単回経口投与毒性試験. 化学物質毒性試験報告書. 12: 405-407.

- 3) Munday R, Manns E. (1985): Toxicity of aromatic disulphides. III. *In vivo* haemolytic activity of aromatic disulphides. *J Appl Toxicol.* 5: 414-417.
- 4) Munday R, Manns E, Fowke EA. (1990): Steric effects on the haemolytic activity of aromatic disulphides in rats. *Food Chem Toxicol.* 28: 561-566.
- 5) 化学物質点検推進連絡協議会 (2005): ジフェニルジスルフィド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書. 12: 408-425.
- 6) Wild D, King MT, Gocke E, Eckhardt K. (1983): Study of artificial flavouring substances for mutagenicity in the Salmonella/microsome, Basc and micronucleus tests. *Food Chem Toxicol.* 21: 707-719.
- 7) 化学物質点検推進連絡協議会 (2005): ジフェニルジスルフィドの細菌を用いる復帰変異試験. 化学物質毒性試験報告書. 12: 426-432.
- 8) 化学物質点検推進連絡協議会 (2005): ジフェニルジスルフィドのチャイニーズ・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書. 12: 433-435.
- 9) Nakamura YK, Kawai K, Furukawa H, Matsuo T, Shimoi K, Tomita I, Nakamura Y. (1997): Suppressing effects of *S*-methyl methanethiosulfonate and diphenyl disulfide on mitomycin C-induced somatic mutation and recombination in *Drosophila melanogaster* and micronuclei in mice. *Mutat Res.* 385: 41-46.
- 10) Ito Y, Nakamura Y, Nakamura Y. (1997): Suppression of aflatoxin B₁- or methyl methanesulfonate-induced chromosome aberrations in rat bone marrow cells after treatment with *S*-methyl methanethiosulfonate. *Mutat Res.* 393: 307-316.

(4) 生態リスクの初期評価

1) U.S.EPA 「ECOTOX」

12447 : Geiger, D.L., C.E. Northcott, D.J. Call, and L.T. Brooke (1985): Acute Toxicities of Organic Chemicals to Fathead Minnows (*Pimephales promelas*), Volume 2. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior, Superior, WI : 326 p.

2) 環境省 (2004) : 平成 15 年度 生態影響試験

3) 国立環境研究所 (2014) : 平成 25 年度化学物質環境リスク評価等実施業務報告書

4) その他

2018139 : 経済産業省 (2001) : ジフェニルジスルフィド (被験物質番号 K-506 変化物) のコイにおける濃縮度試験