

[5] リン酸ジブチル=フェニル

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：リン酸ジブチル=フェニル

(別名：ジブチルフェニルホスファート、ジブタン-1-イル=フェニル=ホスファート、
リン酸ジ-ノルマル-ブチル=フェニル、リン酸ジ-*n*-ブチル=フェニル)

CAS 番号：2528-36-1

化審法官報公示整理番号：3-4665 (ジブチル=フェニル=ホスファートを主成分 (65%
以上) とする、ブチル=ジフェニル=ホスファート、
ジブチル=フェニル=ホスファート及びトリブチル
=ホスファートの混合物)

化管法管理番号：562

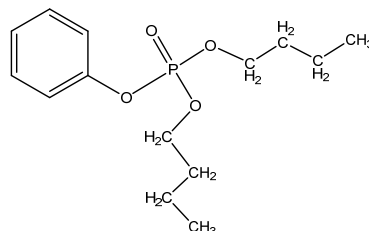
RTECS 番号：TB9626600

分子式：C₁₄H₂₃O₄P

分子量：286.30

換算係数：1 ppm = 11.71 mg/m³ (気体、25°C)

構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質は淡黄色透明の液体で、揮発性物質である¹⁾。

融点	87.46°C (MPBPWIN ²⁾ により推定)
沸点	155°C (133 Pa) ³⁾
密度	
蒸気圧	0.00186 Pa (25°C) (MPBPWIN ²⁾ により推定)
分配係数 (1-オクタノール/水) (log Kow)	4.27 (pH 不明、精製水) ⁴⁾ 、4.27 (pH 不明) ³⁾
酸解離定数 (pKa)	
水溶性 (水溶解度)	96 mg/L ³⁾

(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⁵⁾)

分解率：LC/MS 2% (平均値) (試験期間：4 週間)⁶⁾

化学分解性

OH ラジカルとの反応性 (大気中)

反応速度定数： $56 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (AOPWIN⁷⁾により推定)

半減期：1.1～11 時間 (OH ラジカル濃度を $3 \times 10^6 \sim 3 \times 10^5 \text{ 分子/cm}^3$ ⁸⁾と仮定して推定)

加水分解性

分解性スクリーニング試験の結果、冷暗所での7日後の残存率は88.1% (調製濃度：20.0 ng/mL、pH=7) だった⁹⁾。

生物濃縮性 (高濃縮性でない⁵⁾)

生物濃縮係数(BCF)：

35 (試験生物：コイ、試験期間：61 日間、試験濃度：0.05 mg/L)⁶⁾

20～54 (試験生物：コイ、試験期間：61 日間、試験濃度：0.005 mg/L)⁶⁾

(備考：試験サンプルとしては届出物質 (混合物) を使用し、定量対象は本物質のみとしている。)⁶⁾

土壌吸着性

有機炭素補正土壌吸着係数(Koc)：930 (KOCWIN¹⁰⁾により推定)

(4) 製造輸入量及び用途**① 製造輸入量等**

ジブチル=フェニル=ホスファートを主成分 (65%以上) とする、ブチル=ジフェニル=ホスファート、ジブチル=フェニル=ホスファート及びトリブチル=ホスファートの混合物の化審法に基づき公表された製造・輸入数量の推移を表 1.1 に示す¹¹⁾。

表 1.1 ジブチル=フェニル=ホスファートを主成分 (65%以上) とする、ブチル=ジフェニル=ホスファート、ジブチル=フェニル=ホスファート及びトリブチル=ホスファートの混合物の製造・輸入数量の推移^{a)}

年度	2019	2020	2021	2022	2023
製造・輸入数量 (t)	X ^{b)}	X ^{b)}	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。

② 用途

本物質の主な用途は、潤滑油の添加剤である¹⁾。また、耐火性航空機油圧作動油に使用され¹²⁾、製品中に20～70%含まれるとの情報がある¹³⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

本物質は、化学物質排出把握管理法（化管法）第一種指定化学物質（管理番号：562、政令番号：509）に指定されている。

リン酸エステル類は、人健康影響及び生態影響の観点から水環境保全に向けた取組のための要調査項目に選定されている。ただし、要調査項目等調査マニュアル（平成12年12月）の有機リン酸エステル類の分析法において本物質は調査対象物質になっていない。

2. 曝露評価

環境リスクの初期評価のため、我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

本物質は化管法の第一種指定化学物質である。同法に基づき公表された、2023年度の届出排出量¹⁾、届出外排出量対象業種・非対象業種・家庭・移動体²⁾から集計した排出量等を表 2.1 に示す。なお、届出外排出量対象業種・非対象業種・家庭・移動体の推計はなされていなかった。

表 2.1 化管法に基づく排出量及び移動量 (PRTR データ) の集計結果 (2023 年度)

	届出						届出外 (国による推計)				総排出量 (kg/年)		
	排出量 (kg/年)			移動量 (kg/年)			排出量 (kg/年)				届出排出量	届出外排出量	合計
	大気	公共用水域	土壌	埋立	下水道	廃棄物移動	対象業種	非対象業種	家庭	移動体			
全排出・移動量	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	0	-	0

業種等別排出量(割合)				総排出量の構成比(%)	
届出事業所無し				届出	届出外
				0%	-

本物質の 2023 年度における環境中への総排出量は 0 t であった。

(2) 媒体別分配割合の予測

化管法に基づく排出量及び下水道への移動量が得られなかったため、Mackay-Type Level III Fugacity Model²⁾により媒体別分配割合の予測を行った。結果を表 2.2 に示す。

表 2.2 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	0.0	0.0	0.0	0.0
水域	1.2	91.1	1.1	2.0
土壌	98.6	1.5	98.8	97.8
底質	0.1	7.4	0.1	0.2

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。

(3) 各媒体中の存在量の概要

本物質の環境中等の濃度について情報の整理を行った。媒体ごとにデータの信頼性が確認された調査例のうち、より広範囲の地域で調査が実施されたものを抽出した結果を表 2.3.1、表 2.3.2 に示す。

表 2.3.1 各媒体中の存在状況（国による調査結果）

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									
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									
公共用水域・淡水	μg/L	<0.00060	<0.00060	<0.00060	0.0021	0.00060	2/18	全国	2017	4)
公共用水域・海水	μg/L	<0.00060	<0.00060	<0.00060	<0.00060	0.00060	0/3	神奈川県、 大阪府、 兵庫県	2017	4)
底質(公共用水域・淡水)	μg/g									
底質(公共用水域・海水)	μg/g									
魚類(公共用水域・淡水)	μg/g									
魚類(公共用水域・海水)	μg/g									
貝類(公共用水域・淡水)	μg/g									
貝類(公共用水域・海水)	μg/g									

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

表 2.3.2 各媒体中の存在状況（国以外の調査結果）

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 年度	文献
一般環境大気	μg/m ³								
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								
公共用水域・淡水	μg/L								
公共用水域・海水	μg/L								
底質(公共用水域・淡水)	μg/g								
底質(公共用水域・海水)	μg/g								

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 年度	文献
魚類(公共用水域・淡水)µg/g									
魚類(公共用水域・海水)µg/g									
貝類(公共用水域・淡水)µg/g									
貝類(公共用水域・海水)µg/g									

(4) 人に対する曝露量の推定（一日曝露量の予測最大量）

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 2.4）。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、飲水量及び食事量をそれぞれ 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 2.4 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 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	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 地下水 公共用水域・淡水	データは得られなかった データは得られなかった 0.00060 µg/L 未満程度 (2017)	データは得られなかった データは得られなかった 0.000024 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	
	土 壤	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	大気 一般環境大気 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	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 地下水 公共用水域・淡水	データは得られなかった データは得られなかった 0.0021 µg/L 程度 (2017)	データは得られなかった データは得られなかった 0.000084 µg/kg/day 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	
土 壤		データは得られなかった	データは得られなかった	

注：太字の数値は、リスク評価に用いた曝露濃度（曝露量）を示す。

吸入曝露については、表 2.4 に示すとおり、一般環境大気及び室内空気の実測データが得られていないため、平均曝露濃度、予測最大曝露濃度ともに設定できなかった。

表 2.5 人の一日曝露量

媒体		平均曝露量 (µg/kg/day)	予測最大曝露量 (µg/kg/day)
大 気	一般環境大気		
	室内空気		
水 質	飲料水		
	地下水		
	公共用水域・淡水	<0.000024	0.000084
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 2.5 に示すとおり曝露量を設定できる飲料水、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には平均曝露量は 0.000024 µg/kg/day 未満程度、予測最大曝露量は 0.000084 µg/kg/day 程度となった。

本物質は高濃縮性ではないと判断されているため、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 2.6 のように整理した。水質について安全側の評価値として予測環境中濃度（PEC）を設定すると、公共用水域の淡水域では 0.0021 µg/L 程度、海水域では概ね 0.00060 µg/L 未満となった。

表 2.6 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	0.00060 µg/L 未満程度 (2017)	0.0021 µg/L 程度 (2017)
海 水	概ね 0.00060 µg/L 未満 (2017)	概ね 0.00060 µg/L 未満 (2017)

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

本物質の体内動態、代謝に関して、知見は得られなかった。

(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¹⁾

動物種	経路	致死量、中毒量等	
ラット	経口	LD ₅₀	2,140 mg/kg
ラット	経口	LD ₅₀	2,620 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	1,790 mg/kg
ラット	吸入	LC	> 7 mg/m ³
ウサギ	経皮	LD ₅₀	> 5,000 mg/kg

ヒトでの急性影響について、知見は得られなかった。

なお、ラットに単回強制経口投与した急性毒性試験では急性肺水腫や胃腸の運動亢進、下痢などがみられた¹⁾。

② 中・長期毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雌雄各 10 匹を 1 群とし、本物質製剤 (CP-850、Monsanto Company より提供) を餌に添加して 0、10、30、100、300、600、1,000 mg/kg/day の用量で 4 週間投与した投与量設定のための予備試験では、投与後 1 週間で赤色尿が 100 mg/kg/day 群で 1 匹、600 mg/kg/day 群で 1 匹、1,000 mg/kg/day 群で 3 匹、褐色尿が 600 mg/kg/day 群で 1 匹観察された。その他の一般状態に投与による影響はなく、300 mg/kg/day 群の雄 1 匹が 1 週間以内に死亡した。300 mg/kg/day 以上の群の雌及び 600 mg/kg/day 以上の群の雄で体重増加の抑制を認めたが、剖検では投与に関連した肉眼的病変は認められなかった²⁾。

イ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 15 匹を 1 群 (対照群は 2 つの群にて構成) とし、本物質製剤 (CP-850、Monsanto Company より提供) を餌に添加して 0、50、150、500 mg/kg/day の用量で 90 日間投与した結果、150 mg/kg/day 群で 2 匹、500 mg/kg/day 群で 1 匹に、頸部の腹側または側面の腫脹、硬結、瞳孔散大が認められ、対照群及び 500 mg/kg/day 群の雌各 1 匹、150 mg/kg/day 群の雌 2 匹が死亡し、そのうち 3 匹は 6 週目の採血後の死亡であった。500 mg/kg/day 群の雌で摂餌量の有意な減少、500 mg/kg/day 群の雌雄で体重の有意な低下を認め、50 mg/kg/day 以上の群の雌及び 50、500 mg/kg/day 群の雄で血小板の有意な減少、500 mg/kg/day 群の雌雄で総タンパク質、アルブミン、コレステロールの有意な増加を認めた。眼や尿の検査では投与に関連した影響はなく、剖検においても肉眼的病変は認められなかったが、150 mg/kg/day 以上の群の雄の肝臓で絶対及び相対重量の有意な増加、150 mg/kg/day

以上の群の雌の肝臓で相対重量の有意な増加、500 mg/kg/day 群の雌で肝臓の絶対重量の有意な増加、500 mg/kg/day 群の雌の腎臓で絶対重量の有意な減少を認めた。病理組織検査では、50 mg/kg/day 以上の群の雄で尿細管上皮の硝子滴変性が 15 匹中それぞれ 1、8、13 匹に認められ、150 mg/kg/day 以上の群の雌雄の膀胱で移行上皮過形成、雌雄の腎臓で尿細管腔のタンパク質蓄積、500 mg/kg/day 群の雌雄の肝臓で多巣性の肝細胞変性と肝細胞肥大、雌の卵巢で間質細胞肥大の発生率増加が認められた³⁾。

この結果から、NOAEL を 50 mg/kg/day とする。

ウ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 15 匹を 1 群とし、0、5 mg/kg/day の用量で餌に混ぜて 90 日間投与した結果、各群で死亡はなく、一般状態や体重、血液、剖検、病理組織学的検査の結果にも投与による影響はなかった⁴⁾。

この結果から、NOAEL を 5 mg/kg/day 以上とする。なお、この試験で使用された物質は、ブチルジフェニルホスフェート 14%、トリブチルホスフェート 14%を含んでいた。

エ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 15 匹を 1 群とし、0、5、50、250 mg/kg/day の用量で餌に混ぜて 91 日間投与した結果、全群で合計 5 匹が眼窩洞出血や事故で死亡又は安楽死したが、いずれも投与に関連した影響とは考えられず、投与による一般状態の変化は全動物でみられなかった。250 mg/kg/day 群の雌で試験期間を通じて体重増加の抑制を認め、雄でも 7 週目から 50 mg/kg/day 以上の群で体重増加の抑制傾向がみられた。250 mg/kg/day 群の雌雄で赤血球、ヘモグロビン、ヘマトクリット値の有意な減少、総コレステロールの有意な増加を認めたが、総コレステロールの増加については背景データの範囲内であり、投与に関連した影響とは考えられなかった。血漿のアセチルコリンエステラーゼ (AChE) 活性は 50 mg/kg/day 以上の群の雌及び 250 mg/kg/day 群の雄、脳及び赤血球の AChE 活性は 250 mg/kg/day 群の雌で有意に低かった。250 mg/kg/day 群の雄で肝臓の絶対及び相対重量の増加、雌で肝臓相対重量の増加、腎臓の絶対重量の減少に有意差を認めたが、腎臓の重量の変化は偶発的なものと考えられ、剖検では投与に関連した肉眼的病変は認められなかった。病理組織学的検査では、50 mg/kg/day 以上の群の雄及び 250 mg/kg/day 群の雌の膀胱で上皮過形成、粘膜下炎症の発生率の増加、250 mg/kg/day 群の雌雄の肝臓で脂肪化の発生率の増加、雄の肝細胞でグリコーゲンの貯蔵を表すと考えられる空胞化の発生率の減少を認めたが、肝臓の所見の生物学的意義は疑わしいと考えられている^{5,6)}。

この結果から、雄の NOAEL を 5 mg/kg/day、雌の NOAEL を 50 mg/kg/day とする。なお、この試験で使用された物質は、少量のブチルジフェニルホスフェート、トリブチルホスフェートを含んでいた。

③ 生殖・発生毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雌 25 匹を 1 群 (対照群は 2 つの群にて構成) とし、本物質製剤 (CP-850、Monsanto Company より提供) を 0、3、30、300 mg/kg/day の用量で妊娠 6 日から妊娠 15 日まで強制経口投与した結果、一般状態や体重に投与による影響はなかったが、妊娠 11 日に 300 mg/kg/day 群の 1 匹が死亡し、剖検では鼻の周囲に少量の乾燥した赤色物

質、肝臓に顕著な分葉化、肺に軽度のうっ血、胸腔内に血液が認められ、死因は特定されなかった。各群の黄体数や着床数、吸収胚数、胎仔の生存数や体重、性比に投与による影響はなく、奇形や変異の発生率にも投与による影響はなかった⁷⁾。

この結果から、一般毒性の NOAEL を 300 mg/kg/day 以上とし、生殖発生毒性の NOAEL を母ラット及び胎仔で 300 mg/kg/day 以上とする。

イ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 30 匹を 1 群とし、0、5、50、250 mg/kg/day を交尾前 10 週から交尾、妊娠、授乳の各期間を通して餌に混ぜて投与した二世世代試験の結果、各群の一般状態に投与による影響はなく、死亡の発生もなかったが、250 mg/kg/day 群の F₀ 雌雄で交尾前の投与期間に体重増加の有意な抑制を認めた。また、250 mg/kg/day 群の F₀ 雌は妊娠、授乳期間を通して体重が有意に低かった。F₀ 仔世代の F_{1a} の雌雄についても F₀ と同様に混餌投与し交配した。250 mg/kg/day 群の F_{1a} 雄、50 mg/kg/day 以上の群の F_{1a} 雌で交尾前の投与期間に体重増加の有意な抑制を認め、250 mg/kg/day 群の F_{1a} 雌は妊娠、授乳期間を通して、50 mg/kg/day 群の F_{1a} 雌は授乳期間において、体重が有意に低かった。F₀、F_{1a} の各群で雌雄の交尾率や受胎率に投与による影響はなかった。

仔への影響については、F_{1a} 仔において 50 mg/kg/day 以上の群で 4 日生存率、離乳時生存率が有意に低く、F₂ 仔においては 250 mg/kg/day 群で離乳時生存率が有意に低く、50 mg/kg/day 以上の群の雌雄で離乳前の平均体重が対照群と比較して有意に低かった。250 mg/kg/day 群の F_{1a} 仔の生存率の有意な低下を認めたことから、仔への毒性の経路を評価するため、F₀ 雌雄の 0、250 mg/kg/day 群について同様にして投与し、得られた F_{1b} 仔を哺育する母ラットを互いに入れ替えた群も追加して哺育させた結果、250 mg/kg/day 群の母ラットが哺育した対照群の F_{1b} 仔でのみ、離乳時生存率が有意に低かった^{6,8)}。

この結果から、一般毒性の NOAEL を F₀ 雌雄で 50 mg/kg/day とし、生殖発生毒性の NOAEL を F₁ 母ラット及び F₁、F₂ 仔で 5 mg/kg/day とする。なお、この試験で使用された物質は少量のブチルジフェニルホスフェート、トリブチルホスフェートを含んでいた。

④ ヒトへの影響

ア) 皮膚病の既往歴がない健康なボランティア 50 人（男性 32 人、女性 18 人）を対象とし、上腕部への本物質の 24 時間閉塞適用を週 3 回の頻度で 5 週間繰り返し、その 2 週間後に同じ部位に 24 時間閉塞適用するチャレンジテストを実施した。その結果、5 週間の期間内に皮膚に変化（紅斑、浮腫、小胞）がみられたのは 1 人だけであったが、チャレンジテストでは 4 人に陽性反応がみられた⁹⁾。

また、同様にしてボランティア 50 人（男性 7 人、女性 43 人）を対象にして 24 時間閉塞適用を 5 週間繰り返した後に、水で 1% に希釈した本物質を用いてチャレンジテストを実施した。その結果、5 週間の期間内に 8 人の皮膚に紅斑や浮腫、小胞、滲出がみられ、チャレンジテストでは 10 人に陽性反応がみられた¹⁰⁾。なお、この試験で使用された物質はブチルジフェニルホスフェート、トリブチルホスフェートを含んでいた。

(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 遺伝子傷害性に関する知見

ア) *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^{11~14)}、大腸菌¹⁴⁾、酵母¹¹⁾で遺伝子突然変異を誘発しなかった。また、S9 添加の有無にかかわらずマウスリンパ腫細胞 (L5178Y)¹⁵⁾、チャイニーズハムスター卵巣細胞 (CHO)¹⁶⁾で遺伝子突然変異、ヒト末梢血リンパ球¹⁷⁾で染色体異常を誘発せず、ラット肝細胞 (初代培養)¹⁸⁾で不定期 DNA 合成を誘発しなかった。

イ) *in vivo* 試験系では、腹腔内投与したラットの骨髄細胞¹⁹⁾で染色体異常を誘発しなかった。

③ 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関して、知見は得られなかった。

④ ヒトに関する発がん性の知見

ヒトでの発がん性に関して、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 NOAEL 5 mg/kg/day (膀胱の上皮過形成、粘膜下炎症) を慢性曝露への補正が必要なことから 10 で除

した 0.5 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

ア) 経口曝露

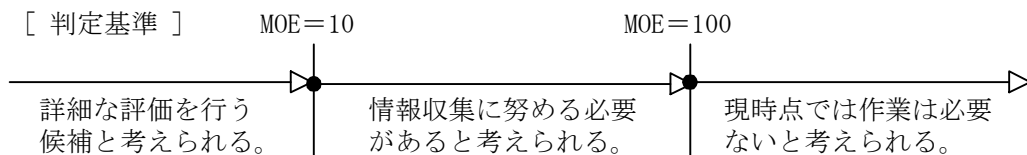
【予測最大曝露量に基づく Margin of Exposure (MOE) 等による健康リスクの判定】

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、平均曝露量は 0.000024 µg/kg/day 未満程度、予測最大曝露濃度は 0.000084 µg/kg/day 程度であった。無毒性量等 0.5 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 は 600,000 となる。

このため、健康リスクの判定としては、現時点では作業は必要ないと考えられる。

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	—	—	0.5 mg/kg/day	ラット	—
	公共用水域・淡水	0.000024 µg/kg/day 未満程度	0.000084 µg/kg/day 程度			600,000



【総合的な判定】

化管法に基づく 2023 年度の環境中への総排出量は 0 t であった。本物質は高濃縮性ではないと判断されているため、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。

したがって、総合的な判定としては、本物質の経口曝露については、健康リスクの評価に向けて経口曝露の情報収集等を行う必要性は低いと考えられる。

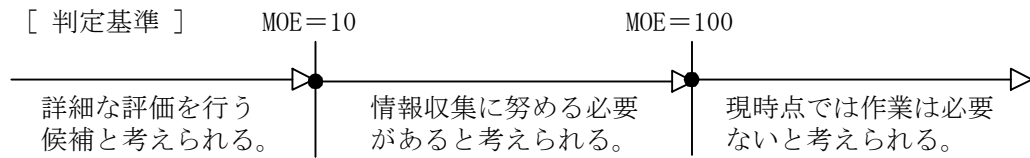
イ) 吸入曝露

【予測最大曝露濃度に基づく Margin of Exposure (MOE) 等による健康リスクの判定】

吸入曝露については、無毒性量等が設定できず、曝露濃度も把握されていないため、健康リスクの判定はできなかった。

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	—	—	—	—	—
	室内空気	—	—			—

**【総合的な判定】**

化管法に基づく 2023 年度の環境中への総排出量は 0 t であり、媒体別分配割合の予測結果では、大気に排出した場合でもほとんど大気には分配されないと予測されている。したがって、総合的な判定としては、本物質の一般環境大気からの吸入曝露については、健康リスクの評価に向けて吸入曝露の情報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、生物群（藻類等、甲殻類等、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.
藻類等		○	2,300*1	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO (RATE)	3	—*2	—	2)
	○		8,100*1	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (RATE)	3	—*2	—	2)
甲殻類等		○	92	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	B	B	1)-18379
	○		360	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B	B	1)-18379
	○		830*1	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	—*2	—	2)
魚類	○		1,300*1	<i>Cyprinus carpio</i>	コイ	LC ₅₀ MOR	4	—*2	—	2)
その他			—	—	—	—	—	—	—	—

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、REP (Reproduction) : 繁殖、再生産、
MOR (Mortality) : 死亡

毒性値の算出方法

RATE : 生長速度より求める方法 (速度法)

*1 3物質混合物の毒性値 (本物質そのものの毒性値ではない。本物質以外にリン酸ブチルジフェニル及びリン酸トリブチルが最大で35%混合している)

*2 3物質混合物を用いた毒性試験の信頼性はA (信頼できる) である

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

1) 甲殻類等

Adams と Heidolph¹⁾⁻¹⁸³⁷⁹ は、オオミジンコ *Daphnia magna* の急性遊泳阻害試験を実施した。試験は止水式で行われ、硬度 120~250 mg CaCO₃/L の試験用水が用いられた。試験溶液の調製には、助剤としてジメチルホルムアミド (DMF) 又はアセトンが最大量 1.0 mL/L で用いられた。遊泳阻害に関する 48 時間半数影響濃度 (EC₅₀) は、設定濃度に基づき 360 µg/L であった。

また、Adams と Heidolph¹⁾⁻¹⁸³⁷⁹ は、Macek と Buxton により報告された試験方法 (1976) に従って、オオミジンコ *Daphnia magna* の繁殖試験を実施した。試験は流水式で行われ、設定試験濃度区は対照区及び助剤対照区のほかに 5 濃度区であった。試験用水の硬度は 160~180 mg /L (CaCO₃ 換算) であった。試験溶液の調製には、助剤としてジメチルホルムアミド (DMF) 又はアセトンが 0.1 mL/L 以下の濃度で用いられた。繁殖阻害 (親個体の死亡率) に関する 21 日間無影響濃度 (NOEC) は、実測濃度に基づき 92 µg/L であった。

(2) 定量的構造活性相関 (QSAR) 等による検討

本物質の有害性情報に関しては、甲殻類について 1 文献から信頼できる急性毒性及び慢性毒性実験値が 1 つずつ得られているのみである。そこで、3 生物群 (藻類、甲殻類、魚類) の急性及び慢性毒性について、予測手法により生態毒性を推定し、甲殻類については、その結果が PNEC 導出に用いた実験値を補強する証拠の一つとして用いることができるか、その他の 2 生物群については、その結果をリスク評価に活用できるかどうか検討した (付属資料「リン酸ジブチル=フェニル」参照)。

1) QSAR による生態毒性の推定

甲殻類慢性毒性及び魚類の慢性毒性において、一定の指標^aを満たす QSAR 回帰式から、適用領域内^bと判定された QSAR 予測値について (表 4.2 及び表 4.3)、その妥当性を検討した。

表 4.2 リン酸ジブチル=フェニルの QSAR を用いた急性毒性予測結果の概要
(KOWWIN による推定値 log Kow = 4.11 を用いた予測)

生物群	QSAR 予測値 (95%予測区間) [µg/L]	エンド ポイント	QSAR モデル	QSAR クラス	Max log Kow [log Kow Range]	R ²	n	Q ²
藻類	1,230	96 h EC ₅₀	ECOSAR 2.2	Esters	6.4 [-0.18, 6.3]	0.79	28 (6)	—
	4,940	96 h EC ₅₀	ECOSAR 2.2	Esters, Phosphates Inert Substitutions	6.4 [1.2, 4.7]	0.99	6 (3)	—

^a KATE、ECOSAR に共通：決定係数 (R²) が 0.7 以上、毒性試験データ数 (n) が 5 以上。KATE のみ：leave-one-out による内部バリデーション指標 (Q²) が 0.5 以上

^b KATE、ECOSAR に共通：推定 logKow が QSAR を構築する参照物質の log Kow の最大値と最小値の間に存在する。KATE のみ：部分構造適用領域に対する判定が「in」又は「in (conditionally)」である

生物群	QSAR 予測値 (95%予測区間) [μg/L]	エンド ポイント	QSAR モデル	QSAR クラス	Max log Kow [log Kow Range]	R ²	n	Q ²
甲 殻 類	2,060	48 h LC ₅₀	ECOSAR 2.2	Neutral Organics	5 [-2.7, 5]	0.77	98 (30)	—
	2,810	48 h LC ₅₀	ECOSAR 2.2	Esters, Phosphates Inert Substitutions	5 [1.2, 4.7]	0.96	7 (15)	—
	3,690	48 h LC ₅₀	ECOSAR 2.2	Esters	5 [-0.67, 5.3]	0.81	47 (26)	—
魚 類	1,830	96 h LC ₅₀	ECOSAR2.2	Esters	5 [-0.18, 5.4]	0.79	102 (13)	—
	2,630	96 h LC ₅₀	ECOSAR2.2	Esters, Phosphates Inert Substitutions	5 [-0.6, 4.7]	0.96	28 (12)	—
	2,980	96 h LC ₅₀	ECOSAR2.2	Neutral Organics	5 [-1.8, 5]	0.878	298 (55)	—
	4,500 (1,000 - 20,000)	96 h LC ₅₀	KATE2025 v1.0	CNOSP_X_ phosphorus unreactive	[1.56, 4.70]	0.94	6 (9)	0.87

QSAR 予測値 (太字) : 統計値が指標を満たし、かつ適用領域内と判定された予測値

QSAR 予測値 (太字下線) : 統計値が指標を満たし、かつ適用領域内と判定された予測値のうち、QSAR 式を構成している参照物質に本物質のようなリン酸エステル類が含まれており、生物活性物質等は含まれていないもの、参照物質の種類数が5以上であるもの (後述)

95%予測区間: KATE のみ記載

R²: QSAR 式の決定係数

n: 毒性試験データ数

() の数値は KATE では Support Chemicals (log Kow 推定値 >6.0 の化学物質、不等号付き、外れ値)、ECOSAR では SAR data not included in Regression Equation 等、クラスの構造定義に合致するものの QSAR 式の構築には使用されないデータ数。

Q²: leave-one-out による内部バリデーション指標 (KATE のみ)

ChV (Chronic Value): NOEC と LOEC の幾何平均値

Max log Kow: ECOSAR において各 QSAR 式に定められる log Kow の値。これを超過する log Kow では「No Effects at Saturation」と予測される。

[log Kow Range]: QSAR を構築する参照物質の最小及び最大の log Kow

表 4.3 リン酸ジブチル=フェニルの QSAR を用いた慢性毒性予測結果の概要
(KOWWIN による推定値 log Kow = 4.11 を用いた予測)

生物群	QSAR 予測値 (95%予測区間) [μg/L]	エンド ポイント	QSAR モデル	QSAR クラス	Max log Kow [log Kow Range]	R ²	n	Q ²
藻 類	830 (58 - 12,000)	72 h NOEC	KATE2025 v1.0	CNOSP_X phosphorus all	[1.63, 4.70]	0.74	9 (7)	0.64
	1,390	ChV	ECOSAR 2.2	Neutral Organics	8 [-1.2, 5.9]	0.7	34 (5)	—
	1,500 (420 - 5,400)	72 h NOEC	KATE2025 v1.0	CNOSP_X phosphorus unreactive	[2.24, 4.70]	0.95	5 (7)	0.86
	2,350	ChV	ECOSAR 2.2	Esters, Phosphates Inert Substitutions	8 [1.2, 6.8]	0.96	7 (2)	—

	QSAR 予測値 (95%予測区間) [µg/L]	エンド ポイント	QSAR モデル	QSAR クラス	Max log Kow [log Kow Range]	R ²	n	Q ²
甲 殻 類	345	ChV	ECOSAR2.2	Neutral Organics	8 [-0.15, 7.7]	0.87	26 (1)	—
	<u>537</u>	ChV	ECOSAR2.2	Esters, Phosphates Inert Substitutions	8 [-0.6, 7.3]	0.99	10 (2)	—
	739	ChV	ECOSAR2.2	Esters	8 [0.59, 8.1]	0.8	27 (14)	—
魚 類	367	ChV	ECOSAR2.2	Neutral Organics	8 [0.49, 6.2]	0.74	46 (7)	—

QSAR 予測値 (太字) : 統計値が指標を満たし、かつ適用領域内と判定された予測値

QSAR 予測値 (太字下線) : 統計値が指標を満たし、かつ適用領域内と判定された予測値のうち、QSAR 式を構成している参照物質に本物質のようなリン酸エステル類が含まれており、生物活性物質等は含まれていないもの、参照物質の種類数が5以上であるもの (後述)

95%予測区間: KATE2025 のみ記載

R²: QSAR 式の決定係数

n: 毒性試験データ数

() の数値は KATE では Support Chemicals (log Kow 推定値 >6.0 の化学物質、不等号付き、外れ値)、ECOSAR では SAR data not included in Regression Equation 等、クラスの構造定義に合致するものの QSAR 式の構築には使用されないデータ数。

Q²: leave-one-out による内部バリデーション指標 (KATE のみ)

ChV (Chronic Value): NOEC と LOEC の幾何平均値

Max log Kow: ECOSAR において各 QSAR 式に定められる log Kow の値。これを超過する log Kow では「No Effects at Saturation」と予測される。

[log Kow Range]: QSAR を構築する参照物質の最小及び最大の log Kow

ECOSAR 2.2 (以下、「ECOSAR」という。)の「Neutral Organics クラス」及び「Esters クラス」について、実際に参照物質の構造を確認したところ、本物質のようなリン酸エステル類は含まれていなかったため、これら2クラスからの QSAR 予測値を採用するのは妥当ではないと判断した。また、藻類の慢性毒性 (表 4.3) における KATE 2025 ver.1.0 (以下、「KATE」という。)の「CNOSP_X phosphorus all クラス」には、生物活性のある農薬等が参照物質に含まれているため、ここでは用いないこととした。

また、各 QSAR 式を構成している参照物質の毒性試験データ数 (n) が指標を満たしていても、実際の参照物質の種類数が5未満である場合には、そのクラスからの毒性予測値は採用しないこととした。

「Neutral Organics クラス」、「Esters クラス」、「CNOSP_X phosphorus all クラス」以外で参照物質種類数が5以上の QSAR クラスについて、各 QSAR 式を構成している参照物質を確認したところ、それぞれリン酸トリブチルやリン酸トリフェニル等本物質の類似物質が含まれていることが明らかであったため、当該クラスからの QSAR 予測値は妥当であり採用可能と判断した。

その結果、魚類急性毒性予測値は 2,630~4,500 µg/L、藻類慢性毒性予測値は 1,500~2,350 µg/L、甲殻類慢性毒性予測値は 537 µg/L とされた。

藻類及び甲殻類の急性毒性 QSAR 予測値と魚類の慢性毒性 QSAR 予測値については、各 QSAR

式を構成している参照物質の種類数が 5 未満であったり、参照物質に本物質のようなリン酸エステル類が含まれていなかったため、採用しなかった。

甲殻類の慢性毒性 QSAR 予測値 (537 µg/L) は、PNEC の導出に用いた慢性毒性実験値 (92 µg/L) の 10 倍の範囲に収まっていた。

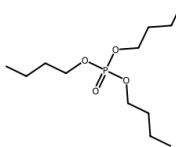
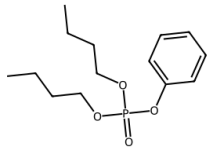
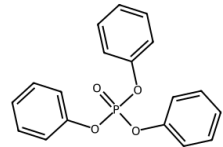
2) 類推による生態毒性の推定

「1) QSAR による生態毒性の推定」において、藻類及び甲殻類の急性毒性と魚類の慢性毒性については妥当性のある QSAR 予測値が得られなかったため、類似物質による類推により毒性予測を検討することとした。

本物質が分類される ECOSAR の「Esters, Phosphates Inert Substitutions クラス」を構築している参照物質から、本物質と化学構造的に類似性が比較的高い物質を抽出した (表 4.4)。抽出した物質は、log Kow (予測値) の値が本物質 (4.11) より小さいリン酸トリ *n*-ブチル (log Kow=3.82) と大きいリン酸トリフェニル (log Kow=4.70) である。

類似物質の毒性傾向を確認したところ、log Kow が大きいものあるいはフェニル基を持つものの方が毒性が高い (つまり毒性値が小さい) 傾向がありそうなことが示唆された。しかし、甲殻類等の慢性毒性のように、log Kow が大きくフェニル基の数が多いリン酸トリフェニルよりも、log Kow が小さくフェニル基の数少ないリン酸ジブチルフェニル (本物質) の方が毒性値が小さい例もあった。したがって、本物質の藻類及び甲殻類の急性毒性予測値や魚類の慢性毒性予測値を、log Kow やフェニル基の数の観点から類推することはしなかった。

表 4.4 リン酸ジブチルフェニル (本物質) 及び ECOSAR 「Esters, Phosphates Inert Substitutions クラス」の参照物質から抽出した類似物質 (毒性値は ECOSAR ではなく『化学物質の環境リスク評価』より引用)

物質	リン酸トリ- <i>n</i> -ブチル	リン酸ジブチルフェニル (本物質)	リン酸トリフェニル	
CAS No.	126-73-8	2528-36-1	115-86-6	
構造式				
分子量	266.31	286.30	326.28	
log Kow	4.00 (pH不明) 3.82 (KOWWIN)	4.27 (pH不明) 4.11 (KOWWIN)	4.59 (pH不明) 4.70 (KOWWIN)	
水溶解度(mg/L)	280 (25°C)	96 (温度不明)	0.73 (24°C) 1.90 (25°C)	
『化学物質の環境リスク評価』においてPNEC導出の際に参照した知見として本文中で言及された毒性値				
急性	藻類等	2,800 (<i>D. subspicatus</i> , 72 hr-EC ₅₀)	—	2,000 (<i>R. subcapitata</i> , 96 h-EC ₅₀)
	甲殻類等	2,100 (<i>D. magna</i> , 72 h-LC ₅₀)	360 (<i>D. magna</i> , 48 h-EC ₅₀)	90 (<i>D. magna</i> , 48 h-LC ₅₀)
	魚類	14,100 (<i>O. latipes</i> , 96 h-LC ₅₀)	—	299 (<i>O. mykiss</i> , 96 h-LC ₅₀)
慢性	藻類等	3,400 (<i>R. subcapitata</i> , 72 h-NOEC)	—	100 (<i>R. subcapitata</i> , 72 h-NOEC)
	甲殻類等	1,030 (<i>D. magna</i> , 21 d-NOEC)	92 (<i>D. magna</i> , 21d-NOEC)	254 (<i>D. magna</i> , 21 d-NOEC)
	魚類	8,300 (<i>O. mykiss</i> , 胚～ふ化後48 d-LETC)	—	15.2 (<i>O. latipes</i> , 133 d-NOEC)

EC₅₀ (Median Effective Concentration) : 半数影響濃度、LC₅₀ (Median Lethal Concentration) : 半数致死濃度、
 LETC (Lethal Threshold Concentration) : 致死限界濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration) : 無影響濃度
R. subcapitata = *Raphidocelis subcapitata* 緑藻 (ムレミカヅキモ)、*D. subspicatus* = *Desmodesmus subspicatus* 緑藻 (トゲイカダモ)、
D. magna = *Daphnia magna* オオミジンコ、*O. latipes* = *Oryzias latipes* ミナミメダカ、*O. mykiss* = *Oncorhynchus mykiss* ニジマス

(3) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

生態毒性試験によって得られた毒性値のうち、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

甲殻類等 *Daphnia magna* 48 時間 EC₅₀ (遊泳阻害) 360 µg/L

アセスメント係数 : 1,000 [1 生物群 (甲殻類等) の信頼できる知見が得られたため]

得られた毒性値 (甲殻類等の 360 µg/L) をアセスメント係数 1,000 で除することにより、急性毒性値に基づく PNEC 値 0.36 µg/L が得られた。

慢性毒性値

甲殻類等 *Daphnia magna* 21 日間 NOEC (繁殖阻害) 92 µg/L

アセスメント係数 : 100 [1 生物群 (甲殻類等) の信頼できる知見が得られたため]

得られた毒性値 (甲殻類等の 92 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 0.92 µg/L が得られた。

本物質の PNEC としては、甲殻類等の急性毒性値から得られた 0.36 µg/L を採用する。

(4) 生態リスクの初期評価結果

【PEC / PNEC 比による生態リスクの判定】

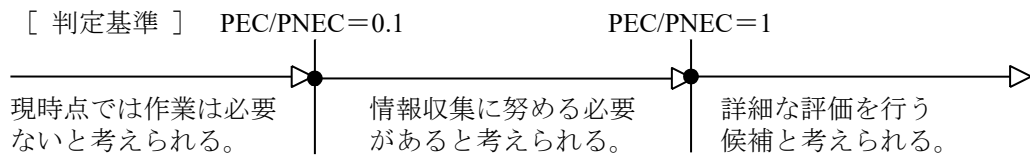
本物質の公共用水域における濃度は、平均濃度で見ると淡水域では 0.00060 µg/L 未満程度、海水域も概ね 0.00060 µg/L 未満であった。安全側の評価値として設定された予測環境中濃度 (PEC) は、淡水域で 0.0021 µg/L 程度、海水域では概ね 0.00060 µg/L 未満であり、PEC と予測無影響濃度 (PNEC) の比は、淡水域で 0.006、海水域では 0.002 未満となる。

したがって、生態リスクの判定としては、現時点では作業の必要はないと考えられた。

表 4.5 生態リスクの判定結果

水 質	平均濃度	最大濃度 (PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
公共用水域・淡水	0.00060 µg/L 未満程度 (2017)	0.0021 µg/L 程度 (2017)	0.36 µg/L	0.006
公共用水域・海水	概ね0.00060 µg/L未満 (2017)	概ね0.00060 µg/L未満 (2017)		< 0.002

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



【総合的な判定】

QSAR による生態毒性の推定を検討した結果、魚類急性毒性予測値は 2,630~4,500 µg/L、藻類慢性毒性予測値は 1,500~2,350 µg/L とされた。これらを考慮しても 3 生物群の毒性値の数は揃わず、アセスメント係数は急性毒性で 1,000、慢性毒性で 100 のままである。PNEC の参考値は、甲殻類等の実験値に基づく PNEC (表 4.5) と同様に 0.36 µg/L となる。したがって、PEC と PNEC の参考値の比は、PEC / PNEC 比と同様に淡水域で 0.006、海水域では 0.002 未満である。

したがって、総合的な判定も、現時点では作業の必要はないと考えられた。

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 環境省(2024) : リスクコミュニケーションのための化学物質ファクトシート (2021 年改正対象物質) , リン酸ジブチル=フェニル (第 1 版、作成年 : 2023 年 3 月 9 日) (<https://www.prtr.env.go.jp/factsheet/factsheet.html>, 2025.06.30 現在).
- 2) U.S. Environmental Protection Agency, MPBPWIN™ v.1.44.
- 3) 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: 676.
- 4) Victor W. Saeger et al.(1979) : Environmental Fate of Selected Phosphate Esters , Environmental Science & Technology 13(7) 840-844.[Hansch, C. et al. (1995) : Exploring QSAR Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants, Washington DC, ACS Professional Reference Book: 127.]
- 5) 経済産業省(2017) : 新規公示化学物質 (平成 23 年 4 月 1 日以降届出) に関する公示 (平成 29 年度 : 厚生労働省・経済産業省・環境省告示第七号 (平成 29 年 7 月 31 日) 判定結果) (https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/H23shinki_H29koujihantei.pdf, 2025.05.20 現在).
- 6) ジブチル=フェニル=ホスファートを主成分 (65%以上) とする、ブチル=ジフェニル=ホスファート、ジブチル=フェニル=ホスファート及びトリブチル=ホスファートの混合物の新規化学物質審査シート. 化審法データベース(J-CHECK).
- 7) U.S. Environmental Protection Agency, AOPWIN™ v.1.93.
- 8) 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.
- 9) 環境省環境保健部環境安全課(2017) : 化学物質分析法開発調査報告書(平成 28 年度)【修正追記版】. 化学物質データベース(Webkis-Plus).
- 10) U.S. Environmental Protection Agency, KOCWIN™ v.2.01.
- 11) 経済産業省 : 化学物質の製造輸入数量 (https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/volume_index.html, 2025.05.20 現在).
- 12) Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology 5th Ed, John Wiley & Sons. Vol.11:4 94.
- 13) EASTMAN(2025) : Safety Data Sheet (Skydrol® 500B-4 Fire Resistant Hydraulic Fluid、Skydrol® LD4 Fire Resistant Hydraulic Fluid).

(2) 曝露評価

- 1) 経済産業省産業保安・安全グループ化学物質管理課化学物質リスク評価室、環境省環境保健部環境安全課 (2025) : 令和 5 年度特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律(化学物質排出把握管理促進法)第 11 条に基づき開示する個別事業所データ, (https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/6a.html,2025.02.28 現在).

- 2) 経済産業省産業保安・安全グループ化学物質管理課化学物質リスク評価室、環境省環境保健部環境安全課 (2025) : 届出外排出量の推計値の対象化学物質別集計結果 算出事項 (対象業種・非対象業種・家庭・移動体)別の集計表 3-1 全国, (https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/r5kohyo/shukeikekka.html, 2025.02.28 現在).
- 3) U.S. Environmental Protection Agency, EPI Suite™v.4.11.
- 4) 環境省環境保健部環境安全課 (2019) : 平成 30 年度版化学物質と環境 (平成 29 年度 化学物質環境実態調査 調査結果報告書) , (<https://www.env.go.jp/chemi/kurohon/>).

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) RTECS®: Registry of Toxic Effects of Chemical Substances.
- 2) International Research and Development Corporation (1978): Four week dietary range-finding study in rats (IRD-77-257A). NTIS/OTS0519476.
- 3) International Research and Development Corporation (1980): Ninety day feeding study in rats. NTIS/OTS0519481.
- 4) International Research and Development Corporation (1983): 90 Day dietary toxicity study in rats. NTIS/OTS0206397.
- 5) Hazleton Laboratories America, Inc. (1986): Subchronic toxicity study in rats. Dibutylphenyl phosphate (DBPP). Monsanto study number HL-84-348. Final report. NTIS/OTS0510698.
- 6) Healy CE, Nair RS, Lemen JK, Johannsen FR. (1991): Subchronic and reproduction studies with dibutyl phenyl phosphate in Sprague-Dawley rats. *Fundam Appl Toxicol.* 16: 117-127.
- 7) International Research and Development Corporation (1979): Teratology study in rats (IRD-77-252). NTIS/OTS0519476.
- 8) Hazleton Laboratories America, Inc. (1987): Two-generation reproduction study in rats. Dibutylphenyl phosphate (DBPP). Monsanto study number HL-84-349. Final report. NTIS/OTS0513946.
- 9) Shelanski Holding Company (1972): Dermal sensitization of dibutyl phenyl phosphate in humans. NTIS/OTS0570850.
- 10) Shelanski Holding Company (1973): Dermal irritation/sensitization study of dibutyl phenyl phosphate in humans. NTIS/OTS0555176.
- 11) Litton Bionetics, Inc. (1977): Mutagenicity evaluation of DBPP BIO-77-337. Final report. NTIS/OTS0519448.
- 12) Microbiological Associates (1977): Activity of C-8013-132-11 in the *Salmonella*/microsomal assay for bacterial mutagenicity. NTIS/OTS0206297.
- 13) Zeiger E, Anderson B, Haworth S, Lawlor T, Mortelmans K. (1988): *Salmonella* mutagenicity tests: IV. Results from the testing of 300 chemicals. *Environ Mol Mutagen.* 11(Suppl 12): 1-158.
- 14) Sokolowski (2011): Unpublished study report. Cited in: ECHA REACH registration dossier: Reaction mass of butyl diphenyl phosphate and dibutyl phenyl phosphate and tributyl phosphate. 7.6.1. Genetic toxicity in vitro. 001 Key Experimental study.

- (https://chem.echa.europa.eu/100.147.308/dossier-view/c598f522-f49c-4173-8cde-c6477fae8749/IUC5-93ce5c36-f311-4443-adfd-741406f89dc6_765c979c-ca06-4b3c-910f-eff4c1333ad6 , 2025.11.25 現在).
- 15) Litton Bionetics, Inc. (1978): Mutagenicity evaluation of DBPP BIO-77-377 in the mouse lymphoma forward mutation assay. Final report. NTIS/OTS0519476.
- 16) Pharmakon Research International, Inc. (1985): CHO/HGPRT Mammalian cell forward gene mutation assay with dibutyl phenyl phosphate. PH 314-MO-003-84 (PK-84-099). NTIS/OTS0513958.
- 17) Morris (2011): Unpublished study report. Cited in: ECHA REACH registration dossier: Reaction mass of butyl diphenyl phosphate and dibutyl phenyl phosphate and tributyl phosphate. 7.6.1. Genetic toxicity *in vitro*. 005 Key Experimental study.
(https://chem.echa.europa.eu/100.147.308/dossier-view/c598f522-f49c-4173-8cde-c6477fae8749/IUC5-cf23ad35-308b-43e7-b726-66c1c28798bd_765c979c-ca06-4b3c-910f-eff4c1333ad6 , 2025.11.25 現在).
- 18) SRI International (1985): Evaluation of the potential of dibutylphenylphosphate to induce unscheduled DNA synthesis in primary rat hepatocyte cultures. Final report. NTIS/OTS0206806.
- 19) Blazak (1986): Unpublished study report. Cited in: ECHA REACH registration dossier: Reaction mass of butyl diphenyl phosphate and dibutyl phenyl phosphate and tributyl phosphate. 7.6.2. Genetic toxicity *in vivo*. 001 Key Experimental study.
(https://chem.echa.europa.eu/100.147.308/dossier-view/c598f522-f49c-4173-8cde-c6477fae8749/IUC5-a670f78d-8cb8-451f-b45e-0098ad5d4383_765c979c-ca06-4b3c-910f-eff4c1333ad6 , 2025.11.21 現在).

(4) 生態リスクの初期評価

1) US EPA 「ECOTOX」

18379 : Adams, W.J., and B.B. Heidolph (1985): Short-Cut Chronic Toxicity Estimates Using *Daphnia magna*. In: R.D.Cardwell, R.Purdy and R.C.Bahner (Eds.), Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, Seventh Symposium, ASTM STP 854, Philadelphia, PA :87-103.

2) 新規化学物質審査シート. 化審法データベース (J-CHECK). 審査情報 (審査シート) . 官報公示整理番号; 3-4665. (https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/detail.action?cno=2528-36-1&mno=3-4665&request_locale=ja, 2025.10.29 現在)