

[4] ダイアジノン

本物質は、第 2 次取りまとめにおいて生態リスク初期評価結果を公表した。今回、健康リスク初期評価の実施に併せて、また新たな環境実測データ(水質)と生態毒性に関する知見が得られたため、生態リスクについても改めて初期評価を行った。

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：ダイアジノン

(別の呼称：チオリン酸 *O,O*-ジエチル-*O*-(2-イソプロピル-6-メチル-4-ピリミジニル))

CAS 番号：333-41-5

化審法官報公示整理番号：5-923

化管法管理番号：248

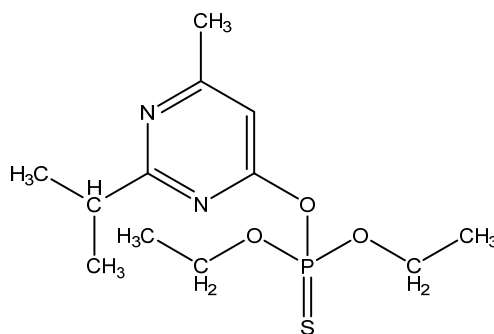
RTECS 番号：TF3325000

分子式：C₁₂H₂₁N₂O₃PS

分子量：202.55

換算係数：1 ppm = 8.28 mg/m³ (気体、25℃)

構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質は特有の臭いをもつ常温で淡黄色の液体である¹⁾。

融点	< -70℃ ²⁾
沸点	> 120℃ (分解) ^{3), 5)} 、> 215℃ (分解) ²⁾
密度	1.1088 g/cm ³ (20℃) ⁶⁾ 、1.1 g/cm ³ (20℃) ²⁾
蒸気圧	0.019 Pa (20℃) ³⁾ 、1.49 Pa (25℃) ⁴⁾ 、 0.018 Pa (20℃) ⁵⁾ 、0.012 Pa (25℃) ²⁾
分配係数 (1-オクタノール/水) (log Kow)	3.806 (pH 不明、20℃、蒸留水) ⁷⁾ 、3.3 (pH 不明) ³⁾ 、 3.81 (pH 不明) ⁴⁾ 、1.92 (pH 不明) ⁵⁾ 、3.14 (pH 不明) ⁵⁾ 、 3.42 (pH 不明、24℃) ²⁾
酸解離定数 (pKa)	
水溶性 (水溶解度)	40 mg/1,000g (20℃) ³⁾ 、40.0 mg/L (25℃) ⁴⁾ 、 40 mg/L (室温) ⁵⁾ 、40.00~68.81 mg/L (20℃) ⁸⁾ 、 40.50~68.80 mg/L (22℃) ⁸⁾ 、 60 mg/L (pH = 7、22℃) ²⁾

(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

分解率：BOD 0%

(試験期間：2 週間、被験物質濃度：100 mg/L、活性汚泥濃度：30 mg/L) ⁹⁾

化学分解性

OH ラジカルとの反応性 (大気中)

反応速度定数： $200 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (測定値) ¹⁰⁾

半減期：0.32～3.2 時間 (OH ラジカル濃度を $3 \times 10^6 \sim 3 \times 10^5 \text{ 分子/cm}^3$ ¹¹⁾と仮定し計算)

加水分解性

半減期：1.8 日(pH=4、25℃)、67.9 日(pH=7、25℃)、44.7 日(pH=9、25℃) ²⁾

半減期：約 7 日(pH=5、25℃)、約 93 日(pH=7、25℃)、約 65 日(pH=9、25℃) ²⁾

半減期：31 日(pH=5.0、20℃)、185 日(pH=7.4、20℃)、136 日(pH=9.0、20℃) ¹²⁾

生物濃縮性 (濃縮性が無いまたは低いと判断される物質 ¹³⁾)

生物濃縮係数 (BCF)：

7.0～46.9 (試験生物：コイ、試験期間：6 週間、試験濃度：40 µg/L) ¹⁴⁾

(10.7)～(36.6) (試験生物：コイ、試験期間：6 週間、試験濃度：4 µg/L) ¹⁴⁾

土壌吸着性

有機炭素補正土壌吸着係数 (Koc)：400～2,500 (水田土壌) ²⁾

210～640 (畑地土壌) ²⁾

(4) 製造輸入量及び用途

① 生産量・輸入量等

本物質の家庭用殺虫剤及び防疫用殺虫剤としての全国出荷量の推移を表 1.1 に示す ¹⁵⁾。

表 1.1 家庭用殺虫剤及び防疫用殺虫剤としての全国出荷量の推移

年度	2013	2014	2015	2016	2017
家庭用殺虫剤 (t) ^{a)}	0.062	0.100	0.040	— ^{c)}	— ^{c)}
防疫用殺虫剤 (t) ^{b)}	0.418	0.410	0.340	0.260	0.230
年度	2018	2019	2020	2021	2022
家庭用殺虫剤 (t) ^{a)}	— ^{c)}	— ^{c)}	— ^{c)}	— ^{c)}	— ^{c)}
防疫用殺虫剤 (t) ^{b)}	0.062	0.052	0.052	— ^{c)}	0.039

注：a) 家庭で使用されている殺虫剤のうち、蚊、ハエ、ゴキブリ等の衛生害虫の駆除を目的とした殺虫剤。
 b) 自治体や防除業者等が衛生害虫の駆除のために使用されている殺虫剤。
 c) 公表されていない。

本物質の農薬原体としての国内生産量・輸出量の推移を表 1.2 に示す¹⁶⁾。

表 1.2 農薬原体としての国内生産量・輸出量の推移

農薬年度	2013	2014	2015	2016	2017
国内生産量 (t, kL)	368.1	1,017.6	1,154.2	1,121.5	334.2
輸出量 (t, kL)	— a)	— b)	— b)	— b)	— a)
農薬年度	2018	2019	2020	2021	2022
国内生産量 (t, kL)	334.2	447.0	223.7	313.4	335.7
輸出量 (t, kL)	— a)	11.9	— a)	— a)	— b)

注：a) 不明もしくは出荷、生産がないもの。

b) 公表されていない。

環境調査が行われた 1993 年度前後の本物質の農薬原体としての国内生産量・輸出量の推移を表 1.3 に示す¹⁶⁾。

表 1.3 農薬原体としての国内生産量・輸出量の推移

農薬年度	1991	1992	1993	1994	1995
国内生産量 (t, kL)	2,715	2,979	1,995	2,489	2,148
輸出量 (t, kL)	1,444	1,674	1,203	1,344	1,152

② 用 途

本物質は、有機リン系殺虫剤の有効成分（原体）で、主に農薬として使われている¹⁾。適用農作物等は、雑穀、果樹、野菜、いも、豆、飼料作物、花き、樹木、芝等がある²⁾。

また、本物質は、防疫用殺虫剤としてウジやボウフラ駆除のための散布剤、ゴキブリ用の残留散布剤などにも利用されるほか、家庭で用いられる園芸用の殺虫剤にも本物質が含まれるものがある¹⁾。

(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促進法（化管法）第一種指定化学物質（管理番号：248、政令番号：286）に指定されている。

本物質は、有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質に選定されている。

本物質は、水質汚濁に係る要監視項目に選定されているほか、水質汚濁防止法の指定物質に指定されている。本物質は水生生物保全に係る水質目標を優先的に検討すべき物質に選定されている。

本物質は、農薬取締法の登録農薬であり、航空防除農薬に係る気中濃度評価値が設定されている。

なお、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：437）及び第三種監視化学物質（通し番号：29）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、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、2022 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),3)}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・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（2022 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	0.3	0	0	0	0	474	-	262,275	-	-	0.3	262,275	262,275

業種等別排出量(割合)							総排出量の構成比(%)			
農業製造業	0.3 (100%)	0	0	0	0	447 (94.3%)				
化学工業	0	0	0	0	0	27 (5.7%)				
農薬							262,236 (100.0%)			
殺虫剤							39 (0.01%)			

届出	届出外
0%	100%

本物質の 2022 年度における環境中への総排出量は約 260 t となり、そのうち届出排出量は 0.0003 t でほとんどが届出外排出量であった。届出排出量はすべて大気へ排出されるとしている。この他に廃棄物への移動量が約 0.47 t であった。届出排出量の主な排出源は、農薬製造業(100%)であった。

表 2.1 に示したように PRTR データでは、届出外排出量の推定は媒体別には行われていないため、届出外排出量非対象業種の媒体別配分は「令和 4 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法等の詳細」³⁾をもとに行った。届出排出量と届出外排出量を媒体別に合計したものを表 2.2 に示す。なお、届出外排出量の推計において農薬に係る排出量は、防疫用のくん蒸剤を除き、全量が土壌への排出と仮定している。

表 2.2 環境中への推定排出量

媒 体	推定排出量 (kg)
大 気	0.3
水 域	39
土 壌	262,236

本物質の化管法に基づき公表された排出量及び移動量の推移を表 2.3 に示す¹⁾。

表 2.3 化管法に基づく排出量及び移動量（PRTR データ）の推移

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			
2022	0.3	0	0	0	0	474		262,275			0.3	262,275	262,275
2021	0.2	0	0	0	0	744		265,424			0.2	265,424	265,424
2020	0.2	0	0	0	0	1,018	1	265,095			0.2	265,096	265,096
2019	0.1	0	0	0	0.9	1,658	2	288,251			0.1	288,253	288,253
2018	0	0	0	0	3	862	2	293,096			0	293,098	293,098
2017	1	0	0	0	2	1,784	2	331,767			1	331,769	331,770
2016	2	0	0	0	2	1,511	2	314,011			2	314,012	314,014
2015	0.1	0	0	0	2	987	0	341,407	40		0.1	341,447	341,447
2014	0.1	0	0	0	0.1	1,282	1	336,417	100		0.1	336,518	336,518
2013	0.1	0	0	0	1	1,437	0	360,703	62		0.1	360,765	360,765

(2) 媒体別分配割合の予測

本物質の環境中の媒体別分配割合は、環境中への推定排出量を基に USES3.0 をベースに日本固有のパラメータを組み込んだ Mackay-Type Level III 多媒体モデル⁴⁾を用いて予測した。予測の対象地域は、2022 年度に環境中及び土壌への排出量が最大であった青森県（公共用水域への排出量 0.0004 t、土壌への排出量 26 t）、大気への排出量が最大であった佐賀県（大気への排出量 0.0002 t、公共用水域への排出量 0.0004 t、土壌への排出量 0.69 t）、公共用水域への排出量が最大であった東京都（公共用水域への排出量 0.003 t、土壌への排出量 2.2 t）とした。予測結果を表 2.4 に示す。

表 2.4 媒体別分配割合の予測結果

媒 体	分配割合 (%)			
	上段：排出量が最大の媒体、下段：予測の対象地域			
	環境中	大 気	公共用水域	土 壌
	青森県	佐賀県	東京都	青森県
大 気	0.0	0.0	0.0	0.0
水 域	2.1	14.6	6.7	2.1
土 壌	95.8	70.3	86.3	95.8
底 質	2.1	15.1	7.0	2.1

注：数値は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 2.5.1、表 2.5.2、表 2.5.3 に示す。表 2.5.2 は河川における農薬濃度の実態と河川への流出状況を確認することなどを目的に実施した河川モニタリング調査結果である。

表 2.5.1 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 ^{b)}	検出率	調査地域	測定年度	文献
一般環境大気	μg/m ³	<u><0.012</u>	<0.012	<0.012	<u><0.012</u>	0.012	0/18	全国	1993	5)
室内空気	μg/m ³	<u><0.00026</u>	<0.00026	<0.00026	<u><0.00026</u>	0.00026	0/72	全国	2021	6)
食物	μg/g									
飲料水	μg/L	<3	<3	<0.01	0.03 ^{c)}	0.01 ~ 3	33/1407	全国	2021	7)
		<3	<3	<0.01	0.05 ^{c)}	0.01 ~ 3	35/1379	全国	2020	8)
		<3	<3	<0.01	0.3 ^{c)}	0.01 ~ 3	27/1385	全国	2019	9)
		<3	<3	<0.01	3	0.01 ~ 3	30/1348	全国	2018	10)
		<3	<3	<0.01	0.3 ^{c)}	0.01 ~ 3	11/1229	全国	2017	11)
		<3	<3	<0.01	0.05 ^{c)}	0.01 ~ 3	8/1111	全国	2016	12)
		<5	<5	<0.01	0.5 ^{c)}	0.01 ~ 5	28/1149	全国	2015	13)
		<5	<5	<0.01	0.5 ^{c)}	0.01 ~ 5	11/1149	全国	2014	14)
		<0.5	<0.5	<0.01	0.5	0.01 ~ 0.5	19/1182	全国	2013	15)
		<0.5	<0.5	<0.01	0.05 ^{c)}	0.01 ~ 0.5	12/1180	全国	2012	16)
地下水	μg/L	<0.5	<0.5	<0.2	<0.5	0.2 ~ 0.5	0/206	全国	2022	17)
		<0.5	<0.5	<0.2	<0.5	0.2 ~ 0.5	0/246	全国	2021	18)
		<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	0/214	全国	2020	19)
		<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	0/222	全国	2019	20)
		<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	0/224	全国	2018	21)
		<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	0/239	全国	2017	22)
		<0.5	<0.5	<0.2	<0.5	0.2 ~ 0.5	0/241	全国	2016	23)
		<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	0/231	全国	2015	24)
		<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	0/280	全国	2014	25)
		<0.5	<0.5	<0.4	<0.5	0.4 ~ 0.5	0/286	全国	2013	26)
土壌	μg/g									
公共用水域・淡水	μg/L	<1	<1	<0.1	<1	0.1 ~ 1	0/691	全国	2022	27)
		<0.5	<0.5	<0.1	<0.5	0.1 ~ 0.5	0/706	全国	2021	28)
		<1	<1	<0.1	<1	0.1 ~ 1	0/747	全国	2020	29)
		<1	<1	<0.1	<1	0.1 ~ 1	0/758	全国	2019	30)
		<1	<1	<0.1	<1	0.1 ~ 1	0/812	全国	2018	31)
		<5	<5	<0.1	<5	0.1 ~ 5	0/802	全国	2017	32)
		<5	<5	<0.1	<5	0.1 ~ 5	0/729	全国	2016	33)
		<5	<5	<0.1	0.7 ^{c)}	0.1 ~ 5	1/761	全国	2015	34)
		<1	<1	<0.1	<1	0.1 ~ 1	0/841	全国	2014	35)
		<1	<1	<0.1	<1	0.1 ~ 1	0/730	全国	2013	36)
公共用水域・海水	μg/L	<u><0.5</u>	<0.5	<0.1	<u><0.5</u>	0.1 ~ 0.5	0/70	全国	2022	27)
		<0.5	<0.5	<0.1	<0.5	0.1 ~ 0.5	0/73	全国	2021	28)
		<0.5	<0.5	<0.1	<0.5	0.1 ~ 0.5	0/79	全国	2020	29)
		<0.5	<0.5	<0.1	<0.5	0.1 ~ 0.5	0/73	全国	2019	30)
		<0.5	<0.5	<0.1	<0.5	0.1 ~ 0.5	0/86	全国	2018	31)
		<0.5	<0.5	<0.1	<0.5	0.1 ~ 0.5	0/94	全国	2017	32)

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 ^{b)}	検出率	調査地域	測定年度	文 献
底質(公共用水域・淡水) $\mu\text{g/g}$	<0.5	<0.5	<0.1	<0.5	<i>0.1~0.5</i>	0/92	全国	2016	33)
	<0.5	<0.5	<0.1	<0.5	<i>0.1~0.5</i>	0/86	全国	2015	34)
	<0.5	<0.5	<0.1	<0.5	<i>0.1~0.5</i>	0/89	全国	2014	35)
	<0.5	<0.5	<0.1	<0.5	<i>0.1~0.5</i>	0/92	全国	2013	36)
	<0.014	<0.014	<0.005	<0.014	0.005~ 0.014	0/4	新潟県、 神奈川県、 大阪府	1983	37)
	<0.019	<0.019	<0.005	<0.019	0.005~ 0.019	0/6	全国	1983	37)
底質(公共用水域・海水) $\mu\text{g/g}$									
魚類(公共用水域・淡水) $\mu\text{g/g}$									
魚類(公共用水域・海水) $\mu\text{g/g}$									
貝類(公共用水域・淡水) $\mu\text{g/g}$									
貝類(公共用水域・海水) $\mu\text{g/g}$									

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。下線を付した数字は、参考値として曝露の推定に用いた値を示す。

b) 検出下限値の欄の斜体で示されている値は、定量下限値として報告されている値を示す。

c) 最大濃度を上回る下限値による不検出データが報告されているため、最大濃度よりも高濃度の地点が存在する可能性がある。

表2.5.2 農薬残留対策総合調査結果等（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
公共用水域・淡水 $\mu\text{g/L}$	0.0029	0.006	<0.001	0.025	<i>0.001</i>	12/15	茨城県、 千葉県、 新潟県	2023	38) ^{b)}
	0.0014	0.0031	<0.001	0.022	<i>0.001</i>	14/20	全国	2022	39) ^{c)}
	0.0027	0.0027	0.0024	0.0036	<i>0.001</i>	6/6	埼玉県	2022	40) ^{d)}
	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<i>0.001</i>	0/6	埼玉県	2021	41) ^{e)}
	0.0062	0.011	0.0026	0.027	<i>0.001</i>	3/3	青森県	2021	42) ^{f)}
	0.014	0.068	0.027	0.20	<i>0.001</i>	3/3	茨城県	2021	43) ^{g)}
	0.0081	0.034	0.0016	0.097	<i>0.001</i>	3/3	茨城県	2020	44) ^{h)}
公共用水域・海水 $\mu\text{g/L}$									

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。

b) 畑地の土壌混和剤使用時期から調査を開始した結果。茨城県と千葉県では2023年4月4日～7月13日までに1～3回/週の頻度で計30回、新潟県では5月18日～10月25日までに1～2回/週の頻度で計32回実施。

c) 水和剤や畑地の土壌混和剤使用時期を考慮して調査を開始し、2回/週の頻度で計30回実施した結果。

d) 2022年4月26日～9月22日に計30回調査を実施した結果。

e) 2021年4月27日～10月12日に計30回調査を実施した結果。

f) 水和剤の使用時期を考慮して2021年6月8日から9月14日まで、1～2回/週の頻度で計27回実施した結果。

g) 畑地の土壌混和剤使用時期となる2021年4月15日から7月29日まで、1～2回/週の頻度で計30回実施した結果。

h) 畑地の土壌混和剤使用時期となる2020年4月27日から8月26日まで、1～2回/週の頻度で計30回（1地点は31回）実施した結果。

表2.5.3 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	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.45	0.67	0.10	1.1	0.08～0.2	2/3	埼玉県	1999	45) ^{a)}
		0.59	0.62	0.42	0.82	0.2～0.3	2/2	埼玉県	1998	45) ^{a)}
		<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	0.08	0/4	埼玉県	1994	46) ^{b)}
		<0.03	<0.03	<0.01	<0.03	0.01～ 0.03	0/4	長野県	1989	47) ^{c)}
		<0.006	<0.006	<0.002	<0.006	0.002～ 0.006	0/4	長野県	1989	47) ^{d)}
室内空気	$\mu\text{g}/\text{m}^3$									
食物 ^{e)}	$\mu\text{g}/\text{g}$									
飲料水	$\mu\text{g}/\text{L}$									
地下水	$\mu\text{g}/\text{L}$									
土壌	$\mu\text{g}/\text{g}$									
公共用水域・淡水	$\mu\text{g}/\text{L}$	0.00063	0.0011	<0.0005	0.0052	0.0005	5/11	岡山県	2023	48)
		<0.0005	0.0014	<0.0005	0.0085	0.0005	3/14	岡山県	2022	48)
		<0.0005	0.0011	<0.0005	0.0053	0.0005	3/11	岡山県	2021	48)
		0.0007	0.0021	<0.0005	0.014	0.0005	5/12	岡山県	2020	48)
		<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	0.0005	0/13	岡山県	2019	48)
		<0.001	0.001	<0.001	0.004	0.001	1/4	愛知県	2018	49)
		0.005	0.009	0.001	0.025	0.001	4/4	愛知県	2017	50)
		0.31	0.33	0.15	0.54	0.0073	7/7	広島県	2015～ 2016	51)
		— ^{f)}	— ^{f)}	— ^{f)}	0.04	— ^{f)}	2/6	新潟県	2016	52) ^{g)}
		0.002	0.008	<0.001	0.029	0.001	2/4	愛知県	2016	53)
		0.00080	0.0014	0.00010	0.0062	0.0000050	9/9	川崎市	2015	54)
		0.002	0.002	<0.001	0.004	0.001	3/4	愛知県	2015	55)
		<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0.001	2/5	愛知県	2014	56)
		0.002	0.003	<0.001	0.007	0.001	4/5	愛知県	2013	57)
		0.06 ^{h)}	0.07 ^{h)}	0.03 ^{h)}	0.11 ^{h)}	0.02	2/2	新潟県	2013	58)
公共用水域・海水	$\mu\text{g}/\text{L}$	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	0.0005	0/1	岡山県	2023	48)
		<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	0.0005	0/1	岡山県	2022	48)
		<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	0.0005	0/1	岡山県	2021	48)
		<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	0.0005	0/1	岡山県	2020	48)
		<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	0.0005	0/1	岡山県	2019	48)
		0.099	0.10	0.071	0.18	0.008	17/17	瀬戸内海	2017	59)
		0.034	0.038	0.016	0.076	0.008	19/19	瀬戸内海	2016	59)
		0.00026	0.00035	0.00013	0.00071	0.0000050	3/3	川崎市	2015	54)
底質(公共用水域・淡水)	$\mu\text{g}/\text{g}$	<0.00005	<0.00005	<0.00005	<0.00005	0.00005	0/6	岡山県	2023	48)
		<0.00005	<0.00005	<0.00005	<0.00005	0.00005	0/6	岡山県	2022	48)
		<0.00005	<0.00005	<0.00005	<0.00005	0.00005	0/6	岡山県	2021	48)
		<0.00005	<0.00005	<0.00005	0.00006	0.00005	1/6	岡山県	2020	48)

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
	<0.00005	<0.00005	<0.00005	0.00008	0.00005	1/6	岡山県	2019	48)
底質(公共用水域・海水)μg/g	<0.00005	<0.00005	<0.00005	<0.00005	0.00005	0/1	岡山県	2023	48)
	<0.00005	<0.00005	<0.00005	<0.00005	0.00005	0/1	岡山県	2022	48)
	<0.00005	<0.00005	<0.00005	<0.00005	0.00005	0/1	岡山県	2021	48)
	<0.00005	<0.00005	<0.00005	<0.00005	0.00005	0/1	岡山県	2020	48)
	<0.00005	<0.00005	<0.00005	<0.00005	0.00005	0/1	岡山県	2019	48)
	— ^{f)}	— ^{f)}	0.077	0.39	— ^{f)}	— ^{f)}	瀬戸内海	2016～ 2017	59)
魚類(公共用水域・淡水)μg/g									
魚類(公共用水域・海水)μg/g	0.072 ⁱ⁾	0.20 ⁱ⁾	0.014 ⁱ⁾	0.39 ⁱ⁾	— ^{f)}	— ^{f)}	瀬戸内海	2016	59)
貝類(公共用水域・淡水)μg/g									
貝類(公共用水域・海水)μg/g									

注：a) 空中散布区域内を除いた散布前日～散布当日～散布4日後の1日の最大濃度からの算出値。

b) 空中散布区域内を除いた散布前日～散布当日～散布5日後の結果。

c) 農薬の使用の多い夏期（7月）と使用の少ない冬期（12月）の結果。捕集剤にSep-PakC18を用いた場合の結果。

d) 農薬の使用の多い夏期（7月）と使用の少ない冬期（12月）の結果。捕集剤に活性炭系を用いた場合の結果。

e) 1997～2012年度までに行われたマーケットバスケット調査によるダイアジノンの一日摂取量^{60)～66)}は、最大3.6 μg/人/日である。

f) 公表されていない。

g) 精度管理の検討が不十分なため、定量的な曝露の推定には採用しない。

h) 報告されている最高検出濃度（4～6月は週一回、7～10月は隔週一回、11～3月は月一回調査を実施した）による集計結果。

i) 2生物種（タイ、アジ）の切り身中の濃度から算出。

（4）人に対する曝露量の推定（一日曝露量の予測最大量）

本物質については、吸入曝露による健康リスクの初期評価を行うため、一般環境大気の実測値を用いて、人に対する曝露の推定を行った（表 2.6）。化学物質の人による一日曝露量の算出に際しては、人の一日の呼吸量を 15 m³、体重を 50 kg と仮定している。

表 2.6 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	過去のデータとして 0.012 μg/m ³ 未満程度 (1993)	過去のデータとして 0.0036 μg/kg/day 未満程度
	室内空気	0.00026 μg/m³ 未満程度 (2021)	0.000078 μg/kg/day 未満程度
最大値	大気		
	一般環境大気	過去のデータとして 0.012 μg/m ³ 未満程度 (1993)	過去のデータとして 0.0036 μg/kg/day 未満程度
	室内空気	0.00026 μg/m³ 未満程度 (2021)	0.000078 μg/kg/day 未満程度

吸入曝露については、表 2.6 に示すとおり、一般環境大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。また、室内空気の実測データか

ら平均曝露濃度、予測最大曝露濃度ともに $0.00026 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度となった。

なお、過去のデータとして一般環境大気の実測データから求めた予測最大曝露濃度は、 $0.012 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度となった。

一方、化管法に基づく 2022 年度の大気への届出排出量をもとに、プルーム・パフモデル⁶⁷⁾を用いて推定した大気中濃度の年平均値は、最大で $0.000062 \mu\text{g}/\text{m}^3$ となった。

表 2.7 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		
	参考値 ^{a)}	(<0.0036)	(<0.0036)
	室内空気	<0.000078	<0.000078

注：1) 括弧内の値は、調査時期や調査地域の観点から参考値としたものを示す。

a) 過去（10 年以上前）の調査結果に基づく曝露量

(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 2.8 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は概ね $0.20 \mu\text{g}/\text{L}$ 、同海水域では $0.5 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度となった。淡水域の最大濃度は、農地周辺の環境基準点で土壌混和剤使用時期から 106 日間に 30 回測定した結果の算術平均値で、降雨翌日の測定値を含むものである。

化管法に基づく 2022 年度の公共用水域・淡水への届出排出量及び下水道への移動量の届出はなかったため、化管法に基づく河川中濃度の予測は行わなかった。

表 2.8 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	概ね $0.014 \mu\text{g}/\text{L}$ (2021)	概ね $0.20 \mu\text{g}/\text{L}$ (2021)
海 水	$0.5 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2022)	$0.5 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2022)

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。

なお、本物質については既に水質汚濁に係る要監視項目に選定されているため、経口曝露の初期評価については対象外とした。

(1) 体内動態、代謝

吸入曝露時の体内動態、代謝に関する知見は得られなかった。

なお、本物質は消化管、皮膚を介して吸収され、吸入によって吸収されることもあるが、ヒトの経皮吸収は少ない。ラット等の実験動物では、経口投与した本物質の 59～95%が 24 時間以内に尿中に排泄され、7 日以内に 95～98%が主に尿中に排泄されることから、体内組織中には蓄積されない。本物質はミクロソームの酵素によってダイアゾキソン、ヒドロキシダイアゾキソン、ヒドロキシダイアジノンなどのコリンエステラーゼ (ChE) 活性を阻害する代謝物に酸化される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	66 mg/kg
マウス	経口	LD ₅₀	17 mg/kg
モルモット	経口	LD ₅₀	250 mg/kg
ウサギ	経口	LD ₅₀	143 mg/kg
ブタ	経口	LD ₅₀	320 mg/kg
ラット	吸入	LC ₅₀	3,500 mg/m ³ (4 hr)
マウス	吸入	LC ₅₀	1,600 mg/m ³ (4 hr)
モルモット	吸入	LC ₅₀	5,500 mg/m ³ (4 hr)
ラット	経皮	LD ₅₀	180 mg/kg
マウス	経皮	LD ₅₀	2,750 mg/kg
ウサギ	経皮	LD ₅₀	3,600 mg/kg
ブタ	経皮	LD ₅₀	633 mg/kg

注：() 内の時間は曝露時間を示す。

本物質は眼、皮膚を軽度刺激し、ChE 活性を阻害する。吸入すると縮瞳、筋痙攣、唾液分泌過剰、息苦しさ、発汗、吐き気、嘔吐、眩暈、痙攣、意識喪失を生じ、経口摂取ではさらに胃痙攣、下痢を生じる。皮膚に付くと発赤、痛みを生じ、眼に入ると充血、痛みを生じる³⁾。

② 中・長期毒性

ア) RAI ラット雌雄各 9 匹を 1 群とし、0、151、245、559 mg/m³を鼻部に 21 日間 (6 時間/日、5 日/週) 曝露して吸入させた結果、151 mg/m³以上の群で眼球突出、下痢、559 mg/m³群で流涎、立毛、持続性間代性痙攣が曝露後に 2 時間程度みられたが、死亡はなかった。151 mg/m³以上の群で脳 ChE 活性の低下、245 mg/m³以上の群で体重増加の抑制、559 mg/m³群で赤血

球 ChE 活性の低下に有意差を認めた⁴⁾。この結果から、LOAEL を 151 mg/m^3 (曝露状況で補正 : 27.0 mg/m^3) とする。

イ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 5 匹を 1 群とし、50、500、1,500、3,000 mg/m^3 (空気動力学の質量中央粒径 (MMAD) $2.67 \sim 3.49 \mu\text{m}$) を 3 日間 (6 時間/日) 吸入させた予備試験、あるいは Sprague-Dawley ラット雌雄各 5 匹を 1 群とし、0、40、125、500、2,000 mg/m^3 (MMAD $2.67 \sim 3.49 \mu\text{m}$) を 5 日間 (6 時間/日) 吸入させた予備試験では、いずれも各群で死亡はなかったが、斜視眼や流涎、活動低下、分泌反応亢進、被毛粗剛、呼吸困難、振戦などが濃度依存的にみられた。また、濃度依存的な体重増加の抑制が各群にみられ、125 mg/m^3 以上の群で有意差があり、赤血球や脳、血漿の ChE 活性は 40 mg/m^3 以上の群で有意に低かった。このため、Sprague-Dawley ラット雌雄各 15 匹を 1 群とし、0、0.1、1、10、100 mg/m^3 を 21 日間 (6 時間/日、7 日/週) 吸入させた本試験では、一般状態や体重に影響はなかったが、0.1 mg/m^3 以上の群の雄で赤血球及び血漿の ChE 活性、雌で血漿 ChE 活性、1 mg/m^3 以上の群の雌雄で脳 ChE 活性、雌で赤血球 ChE 活性の低下に有意差を認めた^{5,6)}。血漿 ChE 活性よりも、赤血球 ChE 活性が神経系に対する毒性影響を正確に反映すると考えられていることから、雄の赤血球 ChE 活性の低下に基づき、LOAEL を 0.1 mg/m^3 (曝露状況で補正 : 0.025 mg/m^3) とする。

ウ) ラット (系統不明) 雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、0.05、0.46、1.57、11.6 mg/m^3 を鼻部に 21 日間 (6 時間/日、5 日/週) 曝露して吸入させた結果、一般状態や体重に影響はなかったが、0.05 mg/m^3 以上の群の雌で脳アセチルコリンエステラーゼ (AChE) 活性、1.57 mg/m^3 以上の群の雌及び 11.6 mg/m^3 群の雄で赤血球 AChE 活性の低下に有意差を認めた。また、用量依存的な血漿 ChE 低下がみられた。しかし、脳 AChE 活性の低下は雄ではみられず、雌でも 0.05～1.57 mg/m^3 群の低下には用量依存性がなく (0.05、0.46、1.57、11.6 mg/m^3 において、24%、17%、20%、37%の低下)、0.05、0.46 mg/m^3 群では赤血球 AChE 活性の低下を伴わなかった⁷⁾ ことから、1.57 mg/m^3 以下の変化については疑わしいと考えられた。また、1.57 mg/m^3 での雌の 10%の赤血球 AChE 活性の低下は、有害作用とみなされる阻害レベル以下である。この結果から、NOAEL を 1.57 mg/m^3 (曝露状況で補正 : 0.28 mg/m^3) とする。

③ 生殖・発生毒性

ア) 妊娠 BALB/c マウス 5 匹を 1 群とし、何も処置しない対照群、ダイアジノンを希釈する乳化剤のみを 0.52 μL /容量 (デシケーター内に 5,000 cc) 及び 5.2 μL /容量を投与する溶媒対照群、1.3 μL /容量 (291.2 mg/m^3) 及び、13 μL /容量 ($2,912 \text{ mg/m}^3$) のダイアジノン投与群の 5 群について、溶媒対照群及び投与群に対し妊娠 7 日から 18 日まで 1 日おきに 40 分間吸入曝露し、妊娠 18 日に安楽殺し、胎仔の成長と肝臓の発達について調べた。胎仔の平均頭殿長と体重は投与群において増加したが有意な差ではなかった。投与群の胎仔の肝臓において、平均の肝細胞領域の比率とアポトーシスを示す肝細胞の分布領域が有意に増加し、平均類洞領域の比率が有意に減少した⁸⁾。また、同様の試験において、胎仔の前頭皮質にお

ける、皮質板(CP)、中間帯(IZ)、マトリックス(増殖性)帯(MZ)を含む前頭大脳皮質(FCC)について、形態測定定量画像解析を行った。その結果、高用量投与群において FCC、IZ の平均の厚さは対照群と比較して有意に減少し、両投与群で CP の厚さは有意に増加し、MZ の平均の厚さは有意に減少した。高用量投与群の FCC の Ki-67 陽性細胞は有意に減少した。このことから、妊娠中にダイアジノンを曝露すると、胎仔において、前頭大脳皮質における発達の遅れが生じることが示唆された⁹⁾。

イ) 経口投与による生殖・発生毒性では、胎仔毒性又は催奇性の可能性を示す知見はみられず、親動物に対して毒性を示さない用量では繁殖成績にも影響はなかった¹⁾。また、親動物で毒性を示さない用量での仔動物に対する毒性として、ウサギで低体重、ラットで骨化遅延（胸骨分節）がみられている¹⁰⁾。

ウ) 妊娠アルビノマウス 18 匹を 1 群とし、何ら処置のない対照群、溶媒としたオリーブオイル 1 mL/kg を投与した溶媒対照群、ダイアジノン 10 mg/kg/day 投与群について、妊娠 7 日から分娩まで 1 日 1 回、それぞれ腹腔内投与した。処置しない対照群を含め、溶媒対照群、投与群の雄の仔動物を 6 匹のサブグループ 3 つに分け、それぞれ出生時、出生後 7、14 日に安楽殺した。投与群の仔の頭殿長及び体重には、対照群と比較して出生時、出生後 7 日において統計学的に有意な上昇、出生後 14 日において有意な低下がみられた。投与群の仔の AChE 活性は統計学的に有意に低下した。投与群の小脳では、病理組織学的な退行性の変化が観察された。生後、小脳の層間剥離が起こり、細胞が萎縮し、複数の折りたたみ構造を示す空胞化したマトリックスが生じた。出生後 14 日では、軟膜と外顆粒層の間に細胞周囲の空胞化と出血が認められた。超微細構造検査では、粗面小胞体の拡張、ミトコンドリアの腫大、濃縮した核の萎縮が認められた。さらに形態学的研究では、外顆粒層の厚さが統計学的に有意に増加し、プルキンエ細胞数が有意に減少した。これらの結果から、妊娠マウスへのダイアジノン投与は、胎児の発達中の小脳に悪影響を及ぼし、神経変性を引き起こすことが示された¹¹⁾。

④ ヒトへの影響

ア) 進行性の呼吸困難で夜間に緊急入院した 3 週齢の双子の症例では、入院時、一人にチアノーゼがみられ、発熱や筋痙攣は二人ともなかったが、速くて浅い呼吸、多量の鼻汁や気道分泌物、縮腫がみられ、一人は 48 時間後の血清 ChE 活性が明らかに低かった。臨床像及び検査結果から有機リン中毒が強く示唆されたため聞き取り調査を行った結果、入院した日の午前中に双子の住居に隣接するアパートでゴキブリ駆除のために本物質が噴霧されていたことから、本物質の吸入による中毒と考えられた。なお、二人とも 5 日後に退院した¹²⁾。

イ) 18 人が作業していたキノコ栽培室の一つしかない入口で本物質が噴霧された事例では、15 分以内に 17 人が頭痛、かすみ眼、眩暈、倦怠感、吐き気、嘔吐などのコリン作動性症状を発症し、4 人が病院に運ばれて緊急入院したが、数日で退院した。これらの作業員では血漿 ChE 活性及び赤血球 ChE 活性は約 30% 阻害されていたと見積もられた¹³⁾。

ウ)国内のりんご園で本物質を散布する作業に従事する12人(簡易マスクや防除衣等を装備)を対象にした調査では、最も曝露を受けた人の曝露時間は52分間で呼吸域における本物質の気中濃度は約0.28 mg/m³、防除衣を通して浸透した皮膚曝露量は2.9 mg/人であったが、血漿 ChE、赤血球 ChE の活性阻害は認められなかった¹⁴⁾。

(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 (2017)	2A ヒトに対して恐らく発がん性がある
EU	EU	—
USA	EPA (2016)	おそらくヒトに対して発がん性がない
	ACGIH (2003)	A4 ヒトに対する発がん性物質として分類できない
	NTP	—
日本	日本産業衛生学会 (2018)	第2 ヒトに対しておそらく発がん性があると判断できる物 群 B 質のうち、証拠が比較的十分でない物質
ドイツ	DFG	—

② 発がん性の知見

○ 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^{15,16,17)}、大腸菌¹⁶⁾で遺伝子突然変異、酵母¹⁸⁾で染色体間組換えを誘発しなかった。また、S9 無添加の枯草菌で DNA 傷害を誘発しなかった¹⁹⁾。ラット由来神経細胞型 PC12 細胞では DNA 合成を阻害しなかったがラット由来グリア型 C6 細胞で DNA 合成を阻害し²⁰⁾、仔ウシ胸腺 DNA で DNA 傷害を誘発した²¹⁾。S9 添加の有無にかかわらずマウスリンパ腫細胞 (L5178Y) で遺伝子突然変異を誘発しなかったが²²⁾、S9 無添加で誘発した報告もあった²³⁾。S9 無添加のラット肝細胞 (初代培養)²⁴⁾、チャイニーズハムスター卵巣細胞 (CHO)¹⁸⁾、チャイニーズハムスター肺細胞 (CHL)²⁵⁾で小核、チャイニーズハムスター肺細胞 (V79)^{26,27)}、チャイニーズハムスター卵巣細胞 (CHO)²⁸⁾で姉妹染色分体交換を誘発しなかったが、S9 添加のチャイニーズハムスター肺細胞 (CHL) で染色体異常²⁹⁾を誘発した。一方、ヒトの細胞では、S9 無添加の鼻腔粘膜細胞³⁰⁾、扁桃腺粘膜細胞³¹⁾、精子³²⁾で DNA 傷害、末梢血リンパ球^{33~36)}、乳腺癌細胞 (MCF-7)³⁷⁾、皮膚線維芽細胞³⁴⁾で小核を誘発したが、末梢血リンパ球³⁸⁾で染色体異常を誘発しなかった。S9 無添加の末梢血リンパ球³⁹⁾で姉妹染色分体交換を誘発したが、リンパ球 (LAZ-007)⁴⁰⁾では S9 添加で誘発し、S9 無添加では誘発しなかった。

イ) *in vivo* 試験系では、経口投与したショウジョウバエで体細胞突然変異及び組換えを誘発したが⁴¹⁾、染色体欠失を誘発しなかった⁴²⁾。経口投与したウサギの肝臓、腎臓で DNA 傷害⁴³⁾、腹腔内投与したラットの末梢血リンパ球⁴⁴⁾、マウスの骨髄細胞²⁵⁾、経口投与したラットの血液で小核⁴⁵⁾を誘発したが、経口投与したマウスの骨髄細胞で姉妹染色分体交換⁴⁶⁾を誘発しなかった。羊の疥癬予防のためのダイアジノンを含む浸漬製剤に曝露された被験者の末梢血リンパ球では、曝露前と比較して姉妹染色分体交換の頻度が有意に増加した³⁹⁾。

○ 実験動物に関する発がん性の知見

ア) 吸入曝露による発がん性に関する知見は得られなかった。

下記は経口投与による発がん性に関する知見である。

イ) Fischer 344 ラット雌雄各 50 匹を 1 群とし（対照群は各 25 匹）、0、0.04、0.08%の濃度で餌に添加して 103 週間投与した試験では、0.04%群の雄でリンパ腫＋白血病の発生率に有意な増加を認めた以外には、腫瘍の発生率に有意な増加はなかった⁴⁷⁾。

IARC 作業部会は、造血器悪性腫瘍の発生率の増加は低用量群の雄でのみ観察され、この発生率（50%）はこの系統のラットにおける過去の対照群の発生率の範囲（平均値 30.1%（699/2320）、範囲 0～46%）⁴⁸⁾の上限をわずかに超える程度の値であったことから、ダイアジノンの投与と明確に関連づけることはできないと結論した⁴⁹⁾。

ウ) B6C3F₁ マウス雌雄各 50 匹を 1 群とし（対照群は各 25 匹）、0、0.01、0.02%の濃度で餌に添加して 103 週間投与した試験では、0.01%群の雄で肝細胞癌の発生率に有意な増加を認めた以外には、腫瘍の発生率に有意な増加はなかった⁴⁷⁾。

IARC 作業部会は、肝細胞癌の発生率の増加は低用量群の雄でのみ観察され、この発生率（43%）はこの系統のマウスにおける過去の対照群の発生率の範囲（平均値 21.3%（498/2334）、範囲 8～36%）⁴⁸⁾の上限をわずかに超える程度の値であったことから、ダイアジノンの投与と明確に関連づけることはできないと結論した⁴⁹⁾。

エ) イ)、ウ) の結果から、NTP (1979) はこのバイオアッセイの条件下では、Fischer 344 ラット及び B6C3F₁ マウスの雌雄に対する発がん性はなかったと結論した⁴⁷⁾。

オ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 20 匹を 1 群とし、0、0.00001、0.00015、0.0125、0.025%の濃度で餌に添加して 98 週間投与した試験では、体重に影響はなく、腫瘍の発生率及び全身毒性に有意な増加はなかった。0.0125%以上の群では、赤血球及び脳の ChE 活性が低下した。97 週目の生存率は、対照群、0.00001、0.00015、0.0125、0.025%群において、雄の各群で 45%、30%、50%、35%、58%であり、雌の各群で 58%、40%、44%、68%、58%であった。死亡率は対照群よりも低用量群で高かったため、試験は EPA の許可のもと 97 週目で終了した⁵⁰⁾。IARC の作業部会は、死亡率が対照群よりも低用量群の方が高かったこと、試験期間が 97 週間しかなかったことを指摘した⁴⁹⁾。

カ) IARC はイ)、ウ)、オ) の知見から、動物実験における発がん性について、限定的な証拠があると評価した⁴⁹⁾。

○ ヒトに関する発がん性の知見

ア) 農薬に曝露した作業者を対象とした大規模な疫学調査には 3 つのコホート調査と 2 つの症例対照研究がある。このうち、本物質との関連ではアメリカの農業従事者健康コホートで非ホジキンリンパ腫⁵¹⁾、白血病⁵²⁾、肺がん^{52, 53, 54)}、アメリカ中西部の症例対照研究で非ホジキンリンパ腫^{55, 56, 57)} のリスク（オッズ比や率比）の有意な上昇が報告されている。このことから、IARC (2017) はヒトに対する発がん性の限られた証拠があると結論している⁴⁹⁾ が、作業者は本物質以外にも複数の農薬に曝露されており、代理者による質問票の回答を除外すると非ホジキンリンパ腫のオッズ比は有意でなくなったという報告⁵⁶⁾もあったことに留意が必要である。

(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。発がん性についてはヒトにおいては発がん性を示す限定的な知見が得られているが、動物においては発がん性を示す十分な知見は得られなかった。このため、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。ただし、発がん性について定量評価を可能とする知見は得られなかったものの、遺伝毒性試験においては *in vitro* では主にヒト細胞で多くの陽性知見が得られ、*in vivo* でもヒトを含む多くの陽性の知見が報告されていたことから、ヒトに対する発がん性については考慮する必要があると考えられる。

吸入曝露については、中・長期毒性イ) に示したラットの試験から得られた LOAEL 0.1 mg/m³ (赤血球 ChE 活性の低下) を曝露状況で補正し、さらに試験期間が短いことから 10 で除し、LOAEL であることから 10 で除した 0.00025 mg/m³ が信頼性のある最も低濃度の知見と判断し、これを無毒性量等設定する。

② 健康リスクの初期評価結果

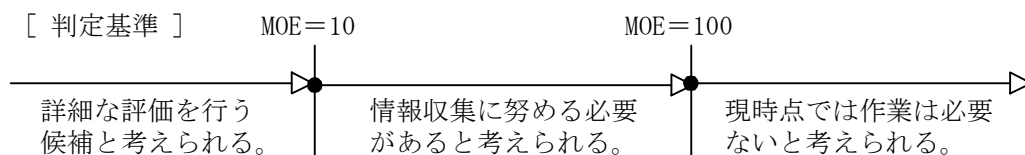
ア) 吸入曝露

【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、一般環境大気については曝露濃度が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。室内空気中の濃度についてみると、平均曝露濃度、予測最大曝露量はともに 0.00026 µg/m³ 未満程度であった。無毒性量等 0.00025 mg/m³ と予測最大曝露濃度から、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、さらに発がん性を考慮して 10 で除して求めた MOE は 9.6 超となり、健康リスクの判定基準の区分を確定できないため、健康リスクを判定できなかった。

表 3.3 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	—	—	0.00025 mg/m ³	ラット	—
	室内空気	0.00026 µg/m ³ 未満程度	0.00026 µg/m ³ 未満程度			>9.6



【総合的な判定】

過去の一般環境大気中の実測データ（1993 年）から求めた予測最大曝露濃度は 0.012 µg/m³ 未満程度であり、これと無毒性量等 0.00025 mg/m³ 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、さらに発がん性を考慮して 10 で除して求めた MOE は 0.21 超となる。化管法に基づく 2022 年度の大気への届出排出量をもとに推定した大気中濃度（年平均値）の最大値は 0.000062 µg/m³ であったが、参考としてこれと無毒性量等から、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、さらに発がん性を考慮して 10 で除して求めた MOE は 40 となる。また、室内空気中の濃度についてみると MOE は 9.6 超となり、上記のように、健康リスクを判定できなかった。

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及び室内空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情報収集等を行う必要性があると考えられる。

情報収集に当たっては、室内空気については、実測濃度が全て検出下限値未満となり実測値が得られなかったために、健康リスクの判定基準の区分を確定できなかったことを踏まえ、本物質の健康リスクを初期評価として判定するには、検出感度を高めて実測を可能にする必要がある。さらに、本物質は室内において使用される可能性がある物質であることから、実際に使用されている室内での測定であるかどうかなど、曝露状況についても考慮する必要がある。また、一般環境大気中の濃度については、近年、実測データが得られておらず、発生源や排出源及び使用状況を調べたうえで、大気中の濃度の把握を効果的に行う必要がある。なお、詳細評価を実施する際には、有害性評価における適切な不確実係数の設定など、本物質固有の特性を十分に考慮する必要がある。

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		○	< 60	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO	7	D	C	3)
		○	500	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	緑藻類	NOEC GRO	4	D	C	1)-102905
		○	1,000	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	緑藻類	NOEC GRO (RATE)	4	B	B	3)
	○		6,400	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO	7	D	C	3)
	○		8,540	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (RATE)	4	B	B	3)
	○		13,700	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (RATE)	3	A	A	6)
甲殻類 等		○	0.00005	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	D	C	1)-60970
		○	0.05	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	14	D	C	2)- 2024038
		○	0.05	<i>Daphnia lumholtzi</i>	ミジンコ属	NOEC REP	14	D	C	2)- 2024038
		○	0.125	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	ニセネコゼミジ ンコ	NOEC REP	7	B	B	1)-161081
		○	0.15	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	C	C	1)-18872
		○	0.17	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	B	C	3)
	○		<u>0.21</u>	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	ニセネコゼミジ ンコ	LC ₅₀ MOR	2	B	B	1)-76752
	○		0.232	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	A	A	6)
	○		0.26	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	ニセネコゼミジ ンコ	LC ₅₀ MOR	2	B	B	1)-18190

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.
魚 類		○	3.46	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー	NOEC MOR (次世代の致死)	約150	B	B	4)
		○	4.3	<i>Cyprinodon variegatus</i>	シープスヘッド ミノー (胚)	NOEC GRO	～ふ化後 32	A	A	5)
		○	16.5	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ミノー (胚)	NOEC GRO	32	B	B	1)-5313
	○		30	<i>Chaenogobius annularis</i>	アゴハゼ	TLm MOR	2	C	C	1)-6128
	○		40	<i>Girella punctata</i>	メジナ	TLm MOR	2	C	C	1)-6128
	○		40	<i>Seriola quinqueradiata</i>	ブリ (モジャコ)	TLm MOR	2	C	C	1)-6128
	○		80	<i>Anguilla anguilla</i>	ヨーロッパウナ ギ	LC ₅₀ MOR	4	C	C	1)-11055
	○		85	<i>Anguilla anguilla</i>	ヨーロッパウナ ギ	LC ₅₀ MOR	4	C* ¹	C* ¹	1)-15687
	○		270	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	ドジョウ	LC ₅₀ MOR	4	D	C	1)-16547
	○		440	<i>Lepomis macrochirus</i>	ブルーギル	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-664
その他	○		1.1	<i>Cyrrnus trimaculatus</i>	コイワトビケラ 属	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-55077
	○		1.3	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	シマトビケラ属	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-20217
	○		1.77	<i>Cheumatopsyche brevilineata</i>	コガタシマトビ ケラ	EC ₅₀ IMM	2	B	B	1)-152279

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、TLm (Median Tolerance Limit) : 半数生存限界濃度、

影響内容

GRO (Growth) : 生長 (植物)、成長 (動物)、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 試験系の魚体密度が大きく、止水式で試験溶液中の被験物質濃度も実測されていないことから、毒性値が正しく算出されているとは考えられず、試験の信頼性「C」、採用の可能性「C」とした

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) 藻類等

OECD テストガイドライン No.201 (1983) に準拠して、緑藻類 *Desmodesmus subspicatus* (旧名 *Scenedesmus subspicatus*) の生長阻害試験が実施された³⁾。設定濃度区は、0 (対照区、助剤対照区)、0.32、1.0、1.8、3.2、5.6、10 mg/L (公比 1.8) であった。試験溶液の調製には助剤としてジメチルスルホキシド (DMSO) が用いられた。生長阻害に関する速度法による 96 時間半数影響濃度 (EC₅₀) は、設定濃度に基づき 8,540 µg/L、96 時間無影響濃度 (NOEC) は、設定濃度に基づき 1,000 µg/L であった。

2) 甲殻類等

Banks ら¹⁾⁻⁷⁶⁷⁵² は、米国 EPA の試験方法 (EPA 660 /4-90-027F, 1993) に準拠して、ニセネコゼミジンコ *Ceriodaphnia dubia* の急性毒性試験を実施した。試験は止水式で行われ、設定濃度区は、0 (対照区)、0.10、0.20、0.40、0.60 µg/L であった。試験溶液の調製には、試験用水として再構成水 (硬度 160~180 mg/L、CaCO₃ 換算) が用いられた。被験物質の初期実測濃度は設定濃度の 93% であった。48 時間半数致死濃度 (LC₅₀) は、初期実測濃度に基づき 0.21 µg/L であった。

また、Deanovic ら¹⁾⁻¹⁶¹⁰⁸¹ は米国 EPA の試験方法 (EPA 821 /R-02 /013, 2002) に準拠して、ニセネコゼミジンコ *Ceriodaphnia dubia* の繁殖試験を実施した。試験設定濃度は、0 (助剤対照区)、62.5、125、250、500、1,000 ng/L (公比 2) であった。試験溶液の調製には、試験用水として中硬度に調整された飲料水が、助剤として 0.05% 以下のメタノールが用いられた。繁殖阻害 (累積産仔数) に関する 7 日間無影響濃度 (NOEC) は、設定濃度に基づき 0.125 µg/L であった。

3) 魚 類

Allison と Hermanutz¹⁾⁻⁶⁶⁴ は、米国公衆衛生協会 (APHA) の試験方法 (1971) に準拠して、ブルーギル *Lepomis macrochirus* の急性毒性試験を実施した。試験は流水式 (10 倍容量換水/日) で行われ、試験設定濃度区は助剤対照区のほかに 5 濃度区であった。試験溶液の調製には、試験用水としてスペリオル湖水が、助剤としてアセトンが 24 mg/L 以下の濃度で用いられた。被験物質の実測濃度は、0 (助剤対照区)、0.04、0.10、0.22、0.44、0.80 mg/L であった。96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) は、実測濃度に基づき 440 µg/L であった。

また、米国 EPA の試験方法 (OPP 72-5) に一部準拠し、ファットヘッドミノー *Pimephales promelas* のパーシャルライフサイクル毒性試験が実施された⁴⁾。試験は断続的流水式 (F0 世代: 7.1 倍容量換水/日、F1 世代: 9.6 倍容量換水/日) で実施され、設定試験濃度は、0 (対照区)、0.50、1.0、2.0、4.0、8.0 µg/L (公比 2) であった。試験溶液の調製には、試験用水として一部脱塩した濾過地下水 (硬度 142~158 mg/L、CaCO₃ 換算) が用いられた。被験物質の平均実測濃度は <0.118 (対照区)、0.427、0.925、1.82、3.46、7.77 µg/L であった。約 150 日間の F1 世代仔魚の致死に関する無影響濃度 (NOEC) は、実測濃度に基づき 3.46 µg/L であった。

4) その他の生物

Van der Geest ら¹⁾⁻⁵⁵⁰⁷⁷ は、コイワトビケラ属 *Cyrnus trimaculatus* の急性毒性試験を実施した。試験は止水式（穏やかな通気あり）であった。試験用水には、オランダ標準水（DSW、硬度 210 mg/L、CaCO₃ 換算）が用いられた。96 時間半数致死濃度（LC₅₀）は、実測濃度に基づき 1.1 µg/L であった。

(2) 定量的構造活性相関（QSAR）等による検討

本物質について、定量的構造活性相関（QSAR）等による検討は行わなかった。

(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

藻類等	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	96 時間 EC ₅₀ （生長阻害）	8,540 µg/L
甲殻類等	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	48 時間 LC ₅₀	0.21 µg/L
魚 類	<i>Lepomis macrochirus</i>	96 時間 LC ₅₀	440 µg/L
その他	<i>Cyrnus trimaculatus</i>	96 時間 LC ₅₀	1.1 µg/L

アセスメント係数：100 [3 生物群（藻類等、甲殻類等、魚類）及びその他の生物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、その他の生物を除いた最も小さい値（甲殻類等の 0.21 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 0.0021 µg/L が得られた。

慢性毒性値

藻類等	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	96 時間 NOEC（生長阻害）	1,000 µg/L
甲殻類等	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	7 日間 NOEC（繁殖阻害）	0.125 µg/L
魚 類	<i>Pimephales promelas</i>	約 150 日間 NOEC（次世代の致死）	3.46 µg/L

アセスメント係数：10 [3 生物群（藻類等、甲殻類等及び魚類）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（甲殻類等の 0.125 µg/L）をアセスメント係数 10 で除することにより、慢性毒性値に基づく PNEC 値 0.012 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 0.0021 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概ね 0.014 µg/L、海水域では 0.5 µg/L 未満程度であった。安全側の評価値として設定された予測環境中濃度 (PEC) は、淡水域で概ね 0.20 µg/L、海水域では 0.5 µg/L 未満程度であり、PEC と予測無影響濃度 (PNEC) の比は、淡水域で 95、海水域では 238 未満となる。

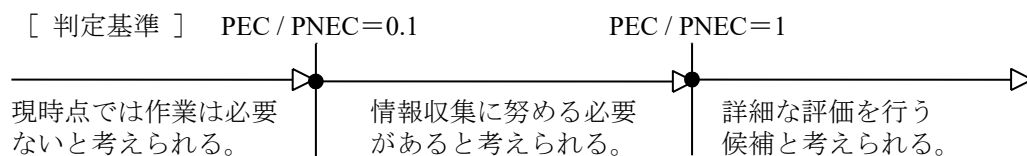
したがって、生態リスクの判定としては、詳細な評価を行う候補であると考えられる。

表 4.2 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	概ね 0.014 µg/L (2021)	概ね 0.20 µg/L (2021)	0.0021 µg/L	95
公共用水域・海水	0.5 µg/L 未満程度 (2022)	0.5 µg/L 未満程度 (2022)		< 238

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】

慢性毒性値に基づく PNEC に対する PEC の割合も、淡水域では 17 であり 1 を超えている。

したがって、総合的な判定としても、詳細な評価を行う候補であると考えられた。 本物質については、下限値を下げた水質実測データを充実させることが望まれる。

(5) 前回と今回の評価の概要

前回（第 2 次取りまとめ）の生態リスク評価では、水質実測データから設定した予測環境中濃度 (PEC) と予測無影響濃度 (PNEC) の比が淡水域で 19,000 だったことから、「詳細な評価を行う候補」とされた。

今回、健康リスク初期評価の実施に併せて、また新たな環境実測データ(水質)と生態毒性に関する知見が得られたため、改めて評価を行った。

生態毒性においては、3 生物群の情報が揃い、アセスメント係数が一桁小さくなったため、今回の PNEC は前回よりも大きな値となった。

水質実測データから設定された PEC 値は、淡水域では以前よりも小さい値であった。海水域では以前からの変化はなかった。

その結果、PEC / PNEC 比は以前よりも小さく淡水域で 95 となったが、生態リスクの判定は以前と変わらず「詳細な評価を行う候補と考えられる」とされた。

表 4.3 前回と今回の評価の概要

		前回の評価 (第2次取りまとめ)	今回の評価 ¹⁾ (第23次取りまとめ)
予測無影響濃度 (PNEC)	生物種	甲殻類	甲殻類等
	エンドポイント	LC ₅₀ 致死	LC ₅₀ 致死
	アセスメント係数	1,000	100
	PNEC (μg/L)	0.00026	0.0021
予測環境中濃度 (PEC)	淡水 (μg/L)	4.9	0.20
	海水 (μg/L)	< 0.5	< 0.5
PEC / PNEC 比	淡水	19,000	95
	海水	< 1,900	< 238
PEC / PNEC 比による判定 ²⁾	判定表記 ³⁾	■	■

注：1) 表中の網掛けは、前回評価結果からの変更箇所を示す

2) 前回の評価では「評価結果」という項目名で表記されている

3) ○：現時点では作業は必要ないと考えられる、▲：情報収集に努める必要があると考えられる、
■：詳細な評価を行う候補と考えられる、×：現時点ではリスクの判定はできない

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 環境省 (2023) : 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 年改正対応) , チオりん酸 *O,O*-ジエチル-*O*-(2-イソプロピル-6-メチル-4-ピリミジニル) (作成年 : 2012 年) (<https://www2.env.go.jp/chemi/prtr/factsheet/factsheet.html>, 2024.05.17 現在).
- 2) 中央環境審議会土壌農薬部会農薬小委員会 (第 38 回) (2014) : 水産動植物の被害防止に係る農薬登録保留基準として環境大臣が定める基準の設定に関する資料 ダイアジノン, (<https://www.env.go.jp/water/sui-kaitei/kijun.html#list04-ta>, 2024.05.20 現在).
- 3) O'Neil, M.J. ed. (2013) : The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 15th Edition, The Royal Society of Chemistry, 542.
- 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, 310.
- 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) Haynes.W.M.ed. (2013) : CRC Handbook of Chemistry and Physics on DVD (Version 20 13), CRC Press.
- 7) Bowman B.T.& Sans W.W.(1983) : Determination of octanol-water partitioning coefficients (Kow) of 61 organophosphorus and carbamate insecticides and their relationship to respective water solubility (S) values, Journal of Environmental Science and Health Part B 18 (6),667-683.[Hansch, C. et al. (1995) : Exploring QSAR Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants, Washington DC, ACS Professional Reference Book, 106.]
- 8) YALKOWSKY, S.H. and HE, Y. (2003) : Handbook of Aqueous Solubility Data Second, Boca Raton, London, New York, Washington DC, CRC Press, 914.
- 9) *O,O'* - ジエチル - *O* - (2 - イソプロピル - 4 - メチル - 6 - ピリミジニル) ホスホロチオエートの分解度試験成績報告書. 化審法データベース(J-CHECK).
- 10) U.S. Environmental Protection Agency, PhysProp, EPI Suite™ v.4.11.
- 11) 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.
- 12) Gomaa, H.M., Suffet, I.H. & Faust,S.D.(1969) : Kinetics of hydrolysis of diazinon and diazoxon, Residue Reviews 29, 171-190. [Hazardous Substances Data Bank (<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/303> , 2024.05.20 現在)]
- 13) 通産省公報 (1979.12.25).
- 14) *O,O'* - ジエチル - *O* - (2 - イソプロピル - 4 - メチル - 6 - ピリミジニル) ホスホロチオエートの濃縮度試験成績報告書. 化審法データベース (J-CHECK).
- 15) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 : PRTR 届出外推計資料. (https://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegai_siryo.html, 2024.05.17 現在).

- 16) 日本植物防疫協会(1994)：農薬要覧-1994-；日本植物防疫協会(1996)：農薬要覧-1996-；一般社団法人 日本植物防疫協会(2014)：農薬要覧-2014-；一般社団法人 日本植物防疫協会(2018)：農薬要覧-2017-；一般社団法人 日本植物防疫協会(2021)：農薬要覧-2020-；一般社団法人 日本植物防疫協会(2023)：農薬要覧-2023-。

(2) 曝露評価

- 1) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2024)：令和 4 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,2024.02.27 現在).
- 2) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2024)：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/r4kohyo/shukeikekka.html, 2024.02.27 現在).
- 3) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2024)：令和 4 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法の詳細,
(<https://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegaiR04/syosai.html>, 2024.02.27 現在).
- 4) 国立環境研究所 (2025)：令和 6 年度化学物質環境リスク初期評価等実施業務報告書.
- 5) 環境庁環境保健部環境安全課 (1994)：平成 5 年度化学物質環境汚染実態調査.
- 6) 厚生労働省 (2024)：第 25 回シックハウス（室内空気汚染）問題に関する検討会 資料 2（室内空気環境汚染化学物質調査（全国実態調査））.
- 7) (公社)日本水道協会 (2023)：令和 3 年度水道統計 水質編 第 104-2 号.
- 8) (公社)日本水道協会 (2022)：令和 2 年度水道統計 水質編 第 103-2 号.
- 9) (公社)日本水道協会 (2021)：令和元年度水道統計 水質編 第 102-2 号.
- 10) (公社)日本水道協会 (2020)：平成 30 年度水道統計 水質編 第 101-2 号.
- 11) (公社)日本水道協会 (2019)：平成 29 年度水道統計 水質編 第 100-2 号.
- 12) (公社)日本水道協会 (2018)：平成 28 年度水道統計 水質編 第 99-2 号.
- 13) (公社)日本水道協会 (2017)：平成 27 年度水道統計 水質編 第 98-2 号.
- 14) (公社)日本水道協会 (2016)：平成 26 年度水道統計 水質編 第 97-2 号.
- 15) (公社)日本水道協会 (2015)：平成 25 年度水道統計 水質編 第 96-2 号.
- 16) (公社)日本水道協会 (2014)：平成 24 年度水道統計 水質編 第 95-2 号.
- 17) 環境省水・大気環境局 (2024)：令和 4 年度地下水質測定結果.
- 18) 環境省水・大気環境局 (2023)：令和 3 年度地下水質測定結果.
- 19) 環境省水・大気環境局 (2022)：令和 2 年度地下水質測定結果.
- 20) 環境省水・大気環境局 (2021)：令和元年度地下水質測定結果.
- 21) 環境省水・大気環境局 (2020)：平成 30 年度地下水質測定結果.
- 22) 環境省水・大気環境局 (2019)：平成 29 年度地下水質測定結果.
- 23) 環境省水・大気環境局 (2018)：平成 28 年度地下水質測定結果.

- 24) 環境省水・大気環境局 (2017) : 平成 27 年度地下水質測定結果.
- 25) 環境省水・大気環境局 (2016) : 平成 26 年度地下水質測定結果.
- 26) 環境省水・大気環境局 (2015) : 平成 25 年度地下水質測定結果.
- 27) 環境省水・大気環境局 (2024) : 令和 4 年度公共用水域水質測定結果.
- 28) 環境省水・大気環境局 (2023) : 令和 3 年度公共用水域水質測定結果.
- 29) 環境省水・大気環境局 (2022) : 令和 2 年度公共用水域水質測定結果.
- 30) 環境省水・大気環境局 (2020) : 令和元年度公共用水域水質測定結果.
- 31) 環境省水・大気環境局 (2019) : 平成 30 年度公共用水域水質測定結果.
- 32) 環境省水・大気環境局 (2018) : 平成 29 年度公共用水域水質測定結果.
- 33) 環境省水・大気環境局 (2017) : 平成 28 年度公共用水域水質測定結果.
- 34) 環境省水・大気環境局 (2016) : 平成 27 年度公共用水域水質測定結果.
- 35) 環境省水・大気環境局 (2015) : 平成 26 年度公共用水域水質測定結果.
- 36) 環境省水・大気環境局 (2014) : 平成 25 年度公共用水域水質測定結果.
- 37) 環境庁環境保健部保健調査室 (1984) : 昭和 59 年版化学物質と環境 (昭和 58 年度化学物質環境実態調査結果) .
- 38) 環境省 (2024) : 令和 5 年度 ダイアジノンの河川への流出実態等調査業務.
- 39) 環境省 (2023) : 令和 4 年度 ダイアジノンの河川への流出実態等調査業務.
- 40) 環境省 : 令和 4 年度農薬残留対策総合調査結果.
- 41) 環境省 : 令和 3 年度農薬残留対策総合調査結果.
- 42) 環境省 (2022) : 令和 3 年度ダイアジノン及びベンフラカルブの河川への流出実態等調査業務調査報告書.
- 43) 環境省 (2022) : 令和 3 年度 茨城県における農薬の河川への流出実態等調査業務調査報告書.
- 44) 環境省 (2021) : 令和 2 年度農薬の河川への流出実態等調査業務調査報告書.
- 45) 成田伊都美, 中村幸二 (2002) : 空中散布農薬の大気中および水系での消長. 埼玉県農林総合研究センター研究報告. 2:1-8.
- 46) 杉山正幸, 高橋武子, 中村幸二 (1995) : 空中散布後の気中における農薬の消長について. 埼玉県農業試験場研究報告. 48:40-53.
- 47) 野溝春子, 箇井春雄, 薩摩林光, 佐々木一敏, 鹿野正明 (1997) : 長野盆地と松本盆地における一般環境大気中の農薬成分濃度. 長野県衛生公害研究所研究報告. 20:37-44.
- 48) 岡山県 : 化学物質環境モニタリング調査結果. (<https://www.pref.okayama.jp/page/detail-92488.html>)
- 49) 愛知県 (2019) : 平成 30 年度内分泌かく乱化学物質等環境調査結果について.
- 50) 愛知県 (2018) : 平成 29 年度内分泌かく乱化学物質等環境調査結果について.
- 51) Russel C. G. Chidya, Sherif M. Abdel-dayem, Kazuhiko Takeda, Hiroshi Sakugawa (2018) : Spatio-temporal variations of selected pesticide residues in the Kurose River in Higashi-Hiroshima city, Japan. Journal of Environmental Science and Health, Part B. 53(7-9):602-614.
- 52) 廣瀬春美, 赤石智美, 松谷亮, 庭野健太, 村山等, 旗本尚樹 (2019) : 新潟県内の一級河川等における農薬の存在状況について. 平成 30 年度新潟県保健環境科学研究所年報. 34:70-76.

- 53) 愛知県 (2017) : 平成 28 年度内分泌かく乱化学物質等環境調査結果について.
- 54) 千室麻由子, 吉川奈保子, 永山恵, 原美由紀, 井上雄一 (2017) : 川崎市内の水環境中における化学物質環境実態調査 (2015~2016 年度) . 川崎市環境総合研究所年報. 5:64-70.
- 55) 愛知県 (2016) : 平成 27 年度内分泌かく乱化学物質等環境調査結果について.
- 56) 愛知県 (2015) : 平成 26 年度内分泌かく乱化学物質等環境調査結果について.
- 57) 愛知県 (2014) : 平成 25 年度内分泌かく乱化学物質等環境調査結果について.
- 58) 高橋みや子, 茨木剛, 小澤秋男, 高橋司, 旗本尚樹, 村山等 (2017) : 新潟県内の河川水中農薬濃度の年間変動. 環境化学. 27(4):183-192.
- 59) Russel Chidya, Aly Derbalah, Sherif Abdel-Dayem, Chikumbusko Kaonga, Hiroaki Tsuji, Kazuhiko Takeda, Hiroshi Sakugawa (2022) : Contamination, dynamics, and health risk assessment of pesticides in seawater and marine samples from the Seto Inland Sea, Japan. Environmental Science and Pollution Research. 29:67894–67907.
- 60) 松田りえ子, 渡邊敬浩 (2013) : 日常食からの有害物摂取量調査研究. 厚生労働科学研究費補助金 食品の安全確保推進研究事業 食品を介したダイオキシン類等有害物質摂取量の評価とその手法開発に関する研究 平成 24 年度 総括・分担研究報告書. 21-44.
- 61) 松田りえ子, 渡邊敬浩 (2012) : 日常食の汚染物摂取量推定に関する研究. 厚生労働科学研究費補助金 食品の安全確保推進研究事業 食品を介したダイオキシン類等有害物質摂取量の評価とその手法開発に関する研究 平成 23 年度 総括・分担研究報告書. 23-44.
- 62) 松田りえ子, 渡邊敬浩 (2011) : 日常食の汚染物摂取量推定に関する研究. 厚生労働科学研究費補助金 食品の安心・安全確保推進研究事業 食品を介したダイオキシン類等有害物質摂取量の評価とその手法開発に関する研究 平成 22 年度 総括・分担研究報告書. 17-29.
- 63) 松田りえ子, 渡邊敬浩 (2010) : 日常食の汚染物摂取量及び汚染物モニタリング調査研究. 厚生労働科学研究費補助金 食品の安心・安全確保推進研究事業 食品中の有害物質等の摂取量の調査及び評価に関する研究 平成 21 年度 総括・分担研究報告書. 13-32.
- 64) 松田りえ子 (2007) : 日常食の汚染物摂取量及び汚染物モニタリング調査研究. 厚生労働科学研究費補助金 食品の安心・安全確保推進研究事業 食品中の有害物質等の摂取量の調査及び評価に関する研究 平成 16 年度~18 年度 総合研究報告書. 1-9.
- 65) 松田りえ子, 穂山浩, 米谷民雄, 堀伸二郎 (2002) : 食品中の有害物質等の評価に関する研究. 厚生科学研究費補助金 生活安全総合研究事業 「食品中の有害物質等の評価に関する研究」 平成 13 年度 総括・分担研究報告書. 1-23.
- 66) 国立医薬品食品衛生研究所 食品部 (2001) : 日本におけるトータルダイエット調査 (食品汚染物の 1 日摂取量) 1977~1999 年度. 厚生科学研究費補助金 生活安全総合研究事業 「食品中の有害物の評価に関する研究」 平成 12 年度 総括・分担研究報告書. 197-231.
- 67) 経済産業省 (2022) : 経済産業省一低煙源工場拡散モデル (Ministry of Economy , Trade and Industry - Low rise Industrial Source dispersion Model) METI-LIS モデル ver.3.4.3.
- 68) G-CIEMS (Grid-Catchment Integrated Environmental Modeling System) Ver.1.2.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) IPCS (1998): Environmental Health Criteria 198. Diazinon.
- 2) RTECS®: Registry of Toxic Effects of Chemical Substances.
- 3) IPCS (2019): International Chemical Safety Cards.0137. Diazinon.
- 4) Ciba-Geigy (1994): Toxicological evaluation of diazinon G 24480. Unpublished report. Cited in: Hartwig A, MAK Commission. (2017): Diazinon/ Diethoxy-(6-methyl-2-propan-2-ylpyrimidin-4-yl)oxy-sulfanylidene-λ⁵-phosphan. MAK Value Documentation. The MAK Collection for Occupational Health and Safety. 2: 1473-1544.
- 5) Locke KK, Budd ER. (1989): Data evaluation report. Study type: 82-4. Repeated dose inhalation (21 days) – rat. Tox. Che. No.: 342. MRID No. 408150-02.
- 6) Terrill JB. (1988): A 21-day inhalation toxicity study with diazinon (MG-8) in the rat. Study number: 483-267. Hazleton Laboratories America, Inc. Cited in: Locke KK, Budd ER. (1989): Data evaluation report. Study type: 82-4.
- 7) Hartmann HR. (1990): 21-day repeated exposure inhalation toxicity in the rat, nose only exposure. Project No. 891205. Unpublished report. Cited in: ATSDR (2008): Toxicological profile for diazinon.
- 8) Saraei F, Sadoughi M, Kaka G, Sadraie SH, Foadodini M. (2016): Study of the effects of diazinon on fetal liver in BALB/c mice. Iran Red Crescent Med J. 18: e28076.
- 9) Saraei F, Sadraie SH, Kaka GR, Sadoughi M, Afzal Nejad N, Sarahian N. (2023): Effects of maternal diazinon exposure on frontal cerebral cortical development in mouse embryo. Int J Neurosci. 133:152-158.
- 10) 日本化薬株式会社(2008): 農薬抄録 ダイアジノン (殺虫剤) .平成 20 年 8 月 25 日改訂.(一部公表).
- 11) Hashem HR. (2022): Evaluation of the postnatal effects induced by diazinon on the growth of the mice offspring and the development of their cerebellar cortex. Cells Tissues Organs. 211: 539-554.
- 12) English T, Ellis EF, Ackerman J. (1970): Organic phosphate poisoning - Cleveland, Ohio. Morbid Mortal. 19: 397-404.
- 13) Coye MJ, Barnett PG, Midtling JE, Velasco AR, Romero P, Clements CL, Rose TG. (1987): Clinical confirmation of organophosphate poisoning by serial cholinesterase analyses. Arch Intern Med. 147: 438-442.
- 14) 河合 正計, 吉田 政雄, 古山 公英, 金子 芳洋. (1986): りんごに対するダイアジノン散布における散布者のばく露について. 日本公衛誌. 33: 173-183.
- 15) Marshall TC, Dorough HW, Swim HE. (1976): Screening of pesticides for mutagenic potential using *Salmonella typhimurium* mutants. J Agric Food Chem. 24: 560-563.
- 16) Moriya M, Ohta T, Watanabe K, Miyazawa T, Kato K, Shirasu Y. (1983): Further mutagenicity studies on pesticides in bacterial reversion assay systems. Mutat Res. 116: 185-216.
- 17) Kubo T, Urano K, Utsumi H. (2002): Mutagenicity characteristics of 255 environmental chemicals. J Health Sci. 48: 545-554.

- 18) Kirpnick Z, Homiski M, Rubitski E, Repnevskaya M, Howlett N, Aubrecht J, Schiestl RH. (2005): Yeast DEL assay detects clastogens. *Mutat Res.* 582: 116-134.
- 19) Shirasu Y, Moriya M, Kato K, Furuhashi A, Kada T. (1976): Mutagenicity screening of pesticides in the microbial system. *Mutat Res.* 40: 19-30.
- 20) Qiao D, Seidler FJ, Slotkin TA. (2001): Developmental neurotoxicity of chlorpyrifos modeled *in vitro*: comparative effects of metabolites and other cholinesterase inhibitors on DNA synthesis in PC12 and C6 cells. *Environ Health Perspect.* 109:909-913.
- 21) Kashanian S, Gholivand MB, Ahmadi F, Ravan H. (2008): Interaction of diazinon with DNA and the protective role of selenium in DNA damage. *DNA Cell Biol.* 27: 325-332.
- 22) Beilstein P, Dollenmeier P. (1986): L5178Y/TK+/- mouse lymphoma mutagenicity test. MRID 406608-02.
- 23) McGregor DB, Brown A, Cattanaach P, Edwards I, McBride D, Riach C, Caspary WJ. (1988): Responses of the L5178Y tk⁺/tk⁻ mouse lymphoma cell forward mutation assay: III. 72 coded chemicals. *Environ Mol Mutagen.* 12: 85-154.
- 24) Frölichsthal P, Piatti E. (1996): Evaluation of micronuclei in primary hepatocyte culture in rats treated with organophosphoric compounds. *Boll Chim Farm.* 135: 541-545. (in Italian).
- 25) Ni Z, Li S, Liu Y, Tang Y, Pang D. (1993): Induction of micronucleus by organophosphorus pesticides both in vivo and in vitro. *Hua Xi Yi Ke Da Xue Xue Bao.* 24: 82-86. (in Chinese).
- 26) Chen HH, Hsueh JL, Sirianni SR, Huang CC. (1981): Induction of sister-chromatid exchanges and cell cycle delay in cultured mammalian cells treated with eight organophosphorus pesticides. *Mutat Res.* 88: 307-316.
- 27) Kuroda K, Yamaguchi Y, Endo G. (1992): Mitotic toxicity, sister chromatid exchange, and rec assay of pesticides. *Arch Environ Contam Toxicol.* 23: 13-18.
- 28) Nishio A, Uyeki EM. (1981): Induction of sister chromatid exchanges in Chinese hamster ovary cells by organophosphate insecticides and their oxygen analogs. *J Toxicol Environ Health.* 8: 939-946.
- 29) Matsuoka A, Hayashi M, Ishidate M Jr. (1979): Chromosomal aberration tests on 29 chemicals combined with S9 mix in vitro. *Mutat Res.* 66: 277-290.
- 30) Tisch M, Schmezer P, Faulde M, Groh A, Maier H. (2002): Genotoxicity studies on permethrin, DEET and diazinon in primary human nasal mucosal cells. *Eur Arch Otorhinolaryngol.* 259: 150-153.
- 31) Tisch M, Faulde M, Maier H. (2007): Genotoxic effects of insecticides in current use on mucosal epithelial cells from human tonsil tissue. *HNO. Suppl.* 1: E15-22. (in German).
- 32) Salazar-Arredondo E, de Jesús Solís-Heredia M, Rojas-García E, Hernández-Ochoa I, Quintanilla-Vega B. (2008): Sperm chromatin alteration and DNA damage by methyl-parathion, chlorpyrifos and diazinon and their oxon metabolites in human spermatozoa. *Reprod Toxicol.* 25: 455-460.
- 33) Bianchi-Santamaria A, Gobbi M, Cembran M, Arnaboldi A. (1997): Human lymphocyte micronucleus genotoxicity test with mixtures of phytochemicals in environmental concentrations. *Mutat Res.* 388: 27-32.

- 34) Čolović M, Krstić D, Petrović S, Leskovac A, Joksić G, Savić J, Franko M, Trebše P, Vasić V. (2010): Toxic effects of diazinon and its photodegradation products. *Toxicol Lett.* 193:9-18.
- 35) Karamian A, Shokrzadeh M, Ahmadi A. (2016): The potential chemoprotective effects of melatonin against genotoxicity induced by diazinon in human peripheral blood lymphocytes. *Toxicol Ind Health.* 32: 360-366.
- 36) Shokrzadeh M, Ahmadi A, Ramezaninejad S, Shadboorestan A. (2015): Hesperidin, a citrus bioflavonoid, ameliorates genotoxicity-induced by diazinon in human blood lymphocytes. *Drug Res (Stuttg).* 65: 57-60.
- 37) Ukpebor J, Llabjani V, Martin FL, Halsall CJ. (2011): Sublethal genotoxicity and cell alterations by organophosphorus pesticides in MCF-7 cells: implications for environmentally relevant concentrations. *Environ Toxicol Chem.* 30: 632-639.
- 38) Lopez D, Aleixandre C, Merchan M, Carrascal E. (1986): *In vitro* induction of alterations in peripheral blood lymphocytes by different doses of diazinon. *Bull Environ Contam Toxicol.* 37: 517-522.
- 39) Hatjian BA, Mutch E, Williams FM, Blain PG, Edwards JW. (2000): Cytogenetic response without changes in peripheral cholinesterase enzymes following exposure to a sheep dip containing diazinon in vivo and in vitro. *Mutat Res.* 472: 85-92.
- 40) Sobti RC, Krishan A, Pfaffenberger CD. (1982): Cytokinetic and cytogenetic effects of some agricultural chemicals on human lymphoid cells in vitro: organophosphates. *Mutat Res.* 102: 89-102.
- 41) Çakir Ş, Sarikaya R. (2005): Genotoxicity testing of some organophosphate insecticides in the *Drosophila* wing spot test. *Food Chem Toxicol.* 43: 443-450.
- 42) Woodruff RC, Phillips JP, Irwin D. (1983): Pesticide-induced complete and partial chromosome loss in screens with repair-defective females of *Drosophila melanogaster*. *Environ Mutagen.* 5: 835-846.
- 43) Tsitsimpikou C, Tzatzarakis M, Fragkiadaki P, Kovatsi L, Stivaktakis P, Kalogeraki A, Kouretas D, Tsatsakis AM. (2013): Histopathological lesions, oxidative stress and genotoxic effects in liver and kidneys following long term exposure of rabbits to diazinon and propoxur. *Toxicology.* 307: 109-114.
- 44) Shokrzadeh M, Ahangar N, Abdollahi M, Shadboorestan A, Omid M, Payam SS. (2013): Potential chemoprotective effects of selenium on diazinon-induced DNA damage in rat peripheral blood lymphocyte. *Hum Exp Toxicol.* 32: 759-765.
- 45) Hariri AT, Moallem SA, Mahmoudi M, Hosseinzadeh H. (2011): The effect of crocin and safranal, constituents of saffron, against subacute effect of diazinon on hematological and genotoxicity indices in rats. *Phytomedicine.* 18: 499-504.
- 46) Murli H. (1990): *In vivo* sister chromatid exchange assay. MRID 416877-01.
- 47) NTP (1979): Bioassay of diazinon for possible carcinogenicity. NCI-CG-TR-137.
- 48) Haseman JK, Huff J, Boorman GA. (1984): Use of historical control data in carcinogenicity studies in rodents. *Toxicol Pathol.* 12:126-135.

- 49) IARC(2017): Diazinon. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Vol.112. Some organophosphate insecticides and herbicides. 223-319.
- 50) Kirchner FR, McCormick GC, Arthur P. (1991): Diazinon (MG-8): One/two year oral toxicity study in rats. MRID 419420-02.
- 51) Alavanja MC, Hofmann JN, Lynch CF, Hines CJ, Barry KH, Barker J, Buckman DW, Thomas K, Sandler DP, Hoppin JA, Koutros S, Andreotti G, Lubin JH, Blair A, Beane Freeman LE. (2014): Non-hodgkin lymphoma risk and insecticide, fungicide and fumigant use in the Agricultural Health Study. PLoS One. 9: e109332.
- 52) Beane Freeman LE, Bonner MR, Blair A, Hoppin JA, Sandler DP, Lubin JH, Dosemeci M, Lynch CF, Knott C, Alavanja MC. (2005): Cancer incidence among male pesticide applicators in the Agricultural Health Study cohort exposed to diazinon. Am J Epidemiol. 162: 1070-1079.
- 53) Alavanja MC, Dosemeci M, Samanic C, Lubin J, Lynch CF, Knott C, Barker J, Hoppin JA, Sandler DP, Coble J, Thomas K, Blair A. (2004): Pesticides and lung cancer risk in the Agricultural Health Study cohort. Am J Epidemiol. 160: 876-885.
- 54) Jones RR, Barone-Adesi F, Koutros S, Lerro CC, Blair A, Lubin J, Heltshe SL, Hoppin JA, Alavanja MC, Beane Freeman LE. (2015): Incidence of solid tumors among pesticide applicators exposed to the organophosphate insecticide diazinon in the Agricultural Health Study: an updated analysis. Occup Environ Med. 72: 496-503.
- 55) Cantor KP, Blair A, Everett G, Gibson R, Burmeister LF, Brown LM, Schuman L, Dick FR. (1992): Pesticides and other agricultural risk factors for non-Hodgkin's lymphoma among men in Iowa and Minnesota. Cancer Res. 52: 2447-2455.
- 56) Waddell BL, Zahm SH, Baris D, Weisenburger DD, Holmes F, Burmeister LF, Cantor KP, Blair A. (2001): Agricultural use of organophosphate pesticides and the risk of non-Hodgkin's lymphoma among male farmers (United States). Cancer Causes Control. 12: 509-517.
- 57) De Roos AJ, Zahm SH, Cantor KP, Weisenburger DD, Holmes FF, Burmeister LF, Blair A. (2003): Integrative assessment of multiple pesticides as risk factors for non-Hodgkin's lymphoma among men. Occup Environ Med. 60: E11.

(4) 生態リスクの初期評価

1) U.S. EPA 「ECOTOX」

- 664 : Allison, D.T., and R.O. Hermanutz (1977) : Toxicity of Diazinon to Brook Trout and Fathead Minnows. EPA-600/3-77-060, USEPA, Duluth, MN :69 p..
- 5313 : Norberg-King, T.J. (1989) : An Evaluation of the Fathead Minnow Seven-Day Subchronic Test For Estimating Chronic Toxicity. Environ.Toxicol.Chem. 8(11):1075-1089.
- 6128 : Hirose, K., and M. Kitsukawa (1976) : Acute Toxicity of Agricultural Chemicals to Seawater Teleosts, with Special Respect to TLm and the Vertebral Abnormality. Bull.Tokai Reg.Fish.Res.Lab. 84:11-20.
- 11055 : Ferrando, M.D., E. Sancho, and E. Andreu-Moliner (1991) : Comparative Acute Toxicities of Selected Pesticides to *Anguilla anguilla*. J.Environ.Sci.Health B26(5/6):491-498.

- 15687 : Sancho, E., M.D. Ferrando, M. Gamon, and E. Andreu-Moliner (1994) : Uptake and Clearance of Diazinon in Different Tissues of the European Eel (*Anguilla anguilla* L.). Biomed. Environ. Sci. 7(1):41-49.
- 16547 : Oh, H.S., S.K. Lee, Y.H. Kim, and J.K. Roh (1991) : Mechanism of Selective Toxicity of Diazinon to Killifish (*Oryzias latipes*) and Loach (*Misgurnus anguillicaudatus*). In: M.A. Mayes and M.G. Barron (Eds.), Aquatic Toxicology and Risk Assessment, Volume 14, ASTM STP 1124, Philadelphia, PA :343-353.
- 18190 : Bailey, H.C., J.L. Miller, M.J. Miller, L.C. Wiborg, L. Deanovic, and T. Shed (1997) : Joint Acute Toxicity of Diazinon and Chlorpyrifos to *Ceriodaphnia dubia*. Environ. Toxicol. Chem. 16(11):2304-2308.
- 18872 : Fernandez-Casalderrey, A., M.D. Ferrando, and E. Andreu-Moliner (1995) : Chronic Toxicity of Diazinon to *Daphnia magna*: Effects on Survival, Reproduction and Growth. Toxicol. Environ. Chem. 49(1/2):25-32.
- 20217 : Van der Geest, H.G., G.D. Greve, E.M. De Haas, B.B. Scheper, M.H.S. Kraak, S.C. Stuijtzand, K.H. Augustijn, and W. Admir (1999) : Survival and Behavioral Responses of Larvae of the Caddisfly *Hydropsyche angustipennis* to Copper and Diazinon. Environ. Toxicol. Chem. 18(9):1965-1971.
- 55077 : Van der Geest, H.G., G.D. Greve, A. Kroon, S. Kuijl, M.H.S. Kraak, and W. Admiraal (2000) : Sensitivity of Characteristic Riverine Insects, the Caddisfly *Cyrtus trimaculatus* and the Mayfly *Ephoron virgo*, to Copper and Diazinon. Environ. Pollut. 109:177-182.
- 60970 : Sanchez, M., M.D. Ferrando, E. Sancho, and E. Andreu-Moliner (1998) : Evaluation of a *Daphnia magna* Renewal Life-Cycle Test Method with Diazinon. J. Environ. Sci. Health Part B 33(6):785-797.
- 76752 : Banks, K.E., P.K. Turner, S.H. Wood, and C. Matthews (2005) : Increased Toxicity to *Ceriodaphnia dubia* in Mixtures of Atrazine and Diazinon at Environmentally Realistic Concentrations. Ecotoxicol. Environ. Saf. 60(1):28-36.
- 102905 : Ma, J., P. Wang, C. Huang, N. Lu, W. Qin, and Y. Wang (2005) : Toxicity of Organophosphorus Insecticides to Three Cyanobacterial and Five Green Algal Species. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 75(3): 490-496.
- 152279 : Yokoyama, A., K. Ohtsu, T. Iwafune, T. Nagai, S. Ishihara, Y. Kobara, T. Horio, and S. Endo (2009): A Useful New Insecticide Bioassay Using First-Instar Larvae of a Net-Spinning Caddisfly, *Cheumatopsyche brevilineata* (Trichoptera: Hydropsychidae). J. Pestic. Sci. 34(1): 13-20.
- 161081 : Deanovic, L.A., D. Markiewicz, M. Stillway, S. Fong, and I. Werner (2013) : Comparing the Effectiveness of Chronic Water Column Tests with the Crustaceans *Hyalella azteca* (Order: Amphipoda) and *Ceriodaphnia dubia* (Order: Cladocera) in Detecting Toxicity of Current-Use Insecticides. Environ. Toxicol. Chem. 32:707-712.
- 2) U.S. EPA 「ECOTOX」 以外
- 2024038 : Thanh-Luu P and B. Ha Manh (2018) : Comparison of Diazinon Toxicity to Temperate and Tropical Freshwater *Daphnia* Species. Journal of Chemistry, 2018, 9217815.

- 3) European Commission (2005) : Draft Assessment Report (DAR), Initial risk assessment provided by the Rapporteur Member State: Portugal for the existing active substance DIAZINON of the second stage of Council Directive 91/414/EEC, Volume 3, Annex B, B.9 and Appendices.
- 4) U.S. EPA (2008) : Review of Diazinon Partial Life-Cycle Toxicity Test with the Fathead Minnow (MRID 468670-01) and Waiver Request for Additional Fish Full-lifecycle Testing with Diazinon (MRID 468670-02) (DP Barcode D331659).
- 5) U.S. EPA (1999) : Data Evaluation Report on Estuarine Fish Early Life-Stage Test. EPA MRID #:445448-02.
- 6) 環境省：水域の生活環境動植物の被害防止に係る農薬登録基準 (<https://www.env.go.jp/water/sui-kaitei/kijun.html>, 2024.10.21 現在)