

[2 1] デILDドリン

1. 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式

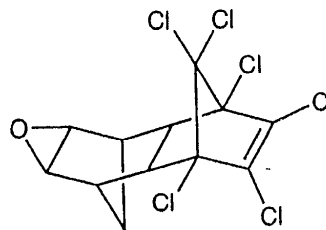
物質名： デILDドリン
(別の呼称： 1,2,3,4,10,10-ヘキサクロル-6,7-エポキシ-1,4,4a,5,6,7,8,8a-オクタヒドロ-エキノ-1,4-エンド-5,8-ジメタノナフタリン)

CAS 番号： 60-57-1

分子式： $C_{12}H_8Cl_6O$

分子量： 380.9

構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質の物理化学的性状は以下のとおりである。

融点	175 ~ 176 ¹⁾
比重	1.75 ²⁾
蒸気圧	5.89×10^{-6} mmHg (25 ³⁾)
換算係数	1ppm=15.58 mg/m ³ at 25 ³⁾ , 気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	5.61 ³⁾
水溶性	溶けない ¹⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質は濃縮性が高く、また、生分解性は低い。分解性及び濃縮性は次のとおりである。

分解性

好氣的：難分解 ⁴⁾より作成

BOD から算出した分解度：

0 % (試験期間：2.5 週間、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L) ⁴⁾

生物濃縮係数(BCF): 4,860 ~ 14,500 (試験期間：10 週間、試験濃度 1 µg/L), 5,390 ~ 12,500 (試験期間：10 週間、試験濃度 0.1 µg/L) ⁴⁾

(4) 製造輸入量及び用途

生産量・輸入量等

本物質は、1954年6月3日に農薬登録された⁵⁾。1971年には「土壌残留性農薬」に指定され、マツクイムシなど樹木害虫に使用範囲が限定された⁵⁾。1973年8月7日に農薬登録が失効した⁵⁾。1978年10月からは、羊毛製品防虫加工の使用が規制されたが、木材のヒラタキクイムシやシロアリ駆除、合板防虫加工に使われ続けた⁵⁾。1981年化審法(化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律)の第一種特定化学物質に指定され、すべての用途で製造、販

売、使用ができなくなった⁵⁾。

農薬としての原体輸入量は、1958年～1972年までに683tであり、農薬使用規制によりいったん減少したものの、シロアリ駆除剤としての用途が増え、1980年までに358tが輸入された⁵⁾。

過去の用途

本物質は、殺虫剤、家庭用殺虫剤、シロアリ駆除剤として使用されていた⁵⁾。

2. 暴露評価

環境リスクの初期評価のため、わが国の一般的な国民の健康や、水生生物の生存・生育を確保する観点から、実測データをもとに基本的には特定の排出源の影響を受けていない一般環境等からの暴露を評価することとし、安全側に立った評価の観点からその大部分がカバーされる高濃度側のデータによって暴露量の評価を行った。原則として統計的検定の実施を含めデータの信頼性を確認した上で最大濃度を評価に用いているが、多数のデータが得られ、その一部に排出源周辺等のデータも含まれると考えられる場合には、95パーセンタイル値による評価を行っている。

(1) 環境中分布の予測

本物質の環境中の分布について、各環境媒体間への移行量の比率を EUSES モデルを用いて算出した結果を表 2.1 に示す。なお、モデル計算においては、面積 2,400km²、人口約 800 万人のモデル地域を設定して予測を行った¹⁾。

表 2.1 当該物質の各媒体間の分布予測結果

		分布量(%)
大	気	0.002
水	質	0.1
土	壤	98.4
底	質	1.4

(2) 各媒体中の存在量の概要

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

表 2.2 当該物質の各媒体中の存在状況

媒体	幾何 平均値	算術 平均値	最小値	最大値	検出 下限値	検出率	調査 地域	測定年	文献
一般環境大気	μg/m ³	< 0.0001	< 0.0001	0.0002	0.0001	3/10	全国	2001	1
地下水	μg/L	< 0.0018	< 0.0018	0.0022	0.0018	1/4	京都	1987	2
食物	μg/g	0.000076	< 0.00005	0.00028	0.00005	37/45	全国	2001	3
土壌	μg/g	< 0.01	< 0.01		0.01	0/94	全国	1998	4
公共用水域・淡水 ²⁾	μg/L	< 0.0002	< 0.0002	0.0097	0.0002	2/20	全国	2001	1
公共用水域・海水	μg/L	< 0.01	< 0.01		0.01	0/7	全国	1998	5
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	< 0.001	< 0.001		0.0011	2/11	全国	1998	5
底質(公共用水域・海水)	μg/g	< 0.001	0.0020	< 0.001		0/7	全国	1998	5

注: 1) カナダの一般環境大気の数値として0.01μg/m³の報告がある(1989)⁶⁾。

2) 英国の水質の発生源周辺データとして、0.09μg/Lの報告がある(1997)⁷⁾。

(3) 人に対する曝露の推定（一日曝露量の予測最大量）

一般環境大気、地下水、食物及び土壌の実測値を用いて、人に対する曝露の推定を行った。ここで地下水のデータを用いたのは、飲料水の分析値が得られなかったためである（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1日の呼吸量、飲水量、食事量及び土壌曝露量をそれぞれ 15m³、2L、2,000g 及び 0.15g と仮定し、体重を 50kg と仮定している。

表 2.3 化学物質の各媒体中濃度と一日曝露量

	媒体	濃度	一日曝露量
平均	大気		
	一般環境大気	0.0001μg/m ³ 未満程度(2001)	0.00003μg/kg/day 未満程度
	室内空気	発生源・汚染源はないと推定でき、一般環境と同様の濃度と推測される	発生源・汚染源はないと推定でき、一般環境と同様の濃度と推測される
	水質		
	飲料水	データはない	
	地下水	限られた 0.0018μg/L 未満しかない(1987)	限られた 0.000072μg/L 未満しかない
	公共用水域・淡水	0.0002μg/L 未満程度 (2001)	0.000008μg/kg/day 未満程度
最大値等	食物	0.000076μg/g 程度(2001)	0.0030μg/kg/day 程度
	土壌	0.01μg/g・dry 未満程度 (1998)	0.00003μg/kg/day 未満程度
	大気		
	一般環境大気	0.0002μg/m ³ 程度(2001)	0.00006μg/kg/day 程度
	室内空気	発生源・汚染源はないと推定でき、一般環境と同様の濃度と推測される	発生源・汚染源はないと推定でき、一般環境と同様の濃度と推測される
最大値等	水質		
	飲料水	データはない。	
	地下水	限られた 0.0022μg/L しかない(1987)	限られた 0.000088μg/L しかない
	公共用水域・淡水	0.0097μg/L 程度 (2001)	0.00039μg/kg/day 程度
	食物	0.00028μg/g 程度(2001)	0.011μg/kg/day 程度
土壌	0.01μg/g・dry 未満程度 (1998)	0.00003μg/kg/day 未満程度	

人の一日曝露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入曝露による一日曝露量の予測最大量は 0.00006μg/kg/day（濃度としては 0.0002μg/m³）であった。経口曝露による一日曝露量の予測最大量は 0.011μg/kg/day であり、うち食物経由が 0.011μg/kg/day でその大半を占めていた。全曝露経路からの一日曝露量の予測最大量は 0.011μg/kg/day であった。

表 2.4 人の一日暴露量

		平 均	予測最大値
		暴露量(μg/kg/day)	暴露量(μg/kg/day)
大気	一般環境大気	<u>0.00003</u>	0.00006
	室内空気		
水質	飲料水		
	地下水	<u>0.000072</u>	0.000088
	公共用水域・淡水	(0.000008)	(0.00039)
食物		0.0030	0.011
土壌		<u>0.00003</u>	<u>0.00003</u>
経口暴露量合計		<u>0.003102</u>	0.011118
総暴露量		<u>0.003132</u>	0.011178

注：1) ()内の数字は総暴露量の算出に用いていない。

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

(4) 水生生物に対する暴露の推定（水質に係る予測環境中濃度：PEC）

本物質の水生生物に対する暴露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.5 のように整理した。水質について安全側の評価値として予測環境中濃度（PEC）を設定すると、公共用水域の淡水域では 0.0097μg/L 程度、同海水域では概ね 0.01μg/L 未満程度となった。

表 2.5 水質中の化学物質の濃度

媒 体	平 均	最 大 値 等
	濃 度	濃 度
水 質		
公共用水域・淡水	0.0002μg/L 未満程度 (2001)	0.0097μg/L 程度 (2001)
公共用水域・海水	0.01μg/L 未満程度 (1995)	0.01μg/L 未満程度 (1995)

注：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（内分泌かく乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

(1) 一般毒性及び生殖・発生毒性

急性毒性¹⁾

表 3.1 急性毒性

動物種	経路	致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀ : 46 mg/kg
ラット	皮膚	LD ₅₀ : 90 mg/kg
マウス	腹腔	LDLo : 26 mg/kg

本物質の中毒症状は一般に 30 分から 12 時間の間に現れ、軽症では頭痛、めまい、吐き気、血圧上昇等、さらに中程度になると、激しい筋痙攣、一時的記憶消失をおこす。重症になると、意識消失、強直性痙攣発作がみられ、呼吸麻痺や心室細動で死亡することがある。発症は致死を免れても、数週間あるいは数ヶ月間、血尿、タンパク尿、脳波異常が持続することがある。

中・長期毒性

デイルドリンとアルドリンは毒性も似ており、アルドリンは環境中や体内で速やかにデイルドリンに変化する。げっ歯類におけるデイルドリンの亜急性毒性は肝臓に対する影響が特徴的であり、肝臓の相対重量の増加と“塩素化炭化水素系殺虫剤による蚕触性肝”として知られている組織病理学的な変化が認められる他、血清中の ALP、GPT、GOT、LDH の上昇が認められている²⁾。

ア) Carworth Farm E ラット雌雄各 25 匹を 1 群とし、0.1、1、10 ppm (0、0.005、0.05、0.5 mg/kg/day) のデイルドリンを食餌に添加して 2 年間投与した結果、1 ppm (0.05 mg/kg/day) 群の雌に肝重量比の増加を認めた²⁾。

イ) ビーグル犬雌雄各 5 匹を 1 群とし、0.005 及び 0.05 mg/kg/day のデイルドリンを 2 年間にわたり強制経口投与した結果、0.05 mg/kg/day 群で雌に肝重量比の増加を、両性に血清アルカリフォスファターゼ活性の上昇を認めた²⁾。

ウ) Osborne-Mendel ラット雌雄各 12 匹を 1 群とし、0、0.5、2、10、50、100、150 ppm (0、0.025、0.1、0.5、2.5、5、7.5 mg/kg/day) のデイルドリンあるいはアルドリンを食餌に添加して 2 年間投与した結果、暴露群で塩素化炭化水素系殺虫剤による蚕触性肝を認めたが、0.5 ppm 群では痕跡（アルドリン投与群で 21%、デイルドリン投与群で 23%）が認められた程度であった³⁾。この結果から、0.5 ppm を摂取量に換算した 0.025 mg/kg/day が NOAEL となる。

生殖・発生毒性

SWV マウス⁴⁾と OSU-Wistar ラット⁵⁾を用いて行われたデイルドリンの生殖毒性試験では、離乳前の仔の死亡率上昇と中枢・肝障害を認めた。この生殖毒性は母動物に中毒を引き起こ

す用量でのみ影響が現れた。イヌにおける試験では繁殖数、期間に限界があるので離乳前の仔の死亡率に関する結果は得られていない。これらの試験から、生殖毒性試験におけるマウスに対する LOAEL は 2.5 mg/kg (換算値: 0.33 mg/kg/day) であり、ラットに対する NOAEL は 2 mg/kg (換算値: 0.1 mg/kg/day) である (EHC, 1989)。

一方、CD ラット、CD-1 マウス、CF-1 マウス、Banded Dutch ウサギを用いた発生毒性試験では、アルドリン・デイルドリンの 6 mg/kg/day 以下の経口投与で催奇形性を認めていない。また、CD-1 マウスと Syrian Golden ハムスターへの単回投与では、LD₅₀ の半分の用量で仔の催奇形性と発育異常を認めた。この発生毒性は母体における重篤な毒性出現レベルで観察されているので、本物質が直接胎仔に影響を与えたとは断定できない (EHC, 1989)。これらの結果から、マウスの催奇形性に関する NOAEL は 6 mg/kg/day 以下と判断される。

なお、長期間デイルドリンに暴露 (食餌中濃度 0.08 mg/kg) された OSU-Wistar ラット (雌) の仔に中枢障害を認めている⁵⁾が、これは母体における毒性の二次的な影響と判断される。

ヒトへの影響

デイルドリンにより毒性影響を受けたヒトの大多数は回復しており、不可逆的な影響は報告されていない。

1950 年代に操業を開始したアルドリン/デイルドリン製造工場で 4 年以上の暴露を受けた 233 人及び中毒履歴を持つ 20 人の労働者を対象に実施された疫学調査では、GOT や ALP 等の血液所見や尿所見などから、血中デイルドリン濃度 200 µg/L が NOAEL と推定された⁶⁾。この血中濃度レベルはボランティアを対象に 0、0.01、0.05、0.211 mg/day を 2 年間投与して実施された実験結果⁷⁾から、0.033 mg/kg/day に相当する。また、これらの労働者の中で高濃度の暴露を受けた 10 人を対象に実施された尿中の 17-ヒドロキシコルチコステロイド等の測定結果から、血中デイルドリン濃度 105 µg/L (0.0174 mg/kg/day 相当) が NOAEL とされた⁶⁾。EHC (1989) はこの論文を根拠に、0.02 mg/kg/day 以下では影響は認められないとしている。

これらの知見から、0.02 mg/kg/day を NOAEL とする。

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

種々の系統のマウスやラットを用いた長期発がん性試験では、マウスで過形成性結節及び肝細胞がんの増加を認めているものの、ラットではがん細胞の増加は起こらず、遺伝毒性も認められていない。また、ハムスターでも、腫瘍の発生は認められていない。

アルドリン/デイルドリン製造工場の労働者を対象とした疫学調査では、発がん性を示す証拠は認められていない。

発がんリスク評価の必要性

実験動物では発がん性について限られた証拠しかなく、ヒトでの発がん性に関しても十分な証拠がないため、IARC の評価では 3 (ヒトに対する発がん性については分類できない) に分類されている。このため、現時点では発がん性に関する評価を行う必要はない。

(3) 無毒性量 (NOAEL) 等の設定

経口暴露については、ヒトの疫学調査から得られた NOAEL 0.02 mg/kg/day (尿中の 17-ヒド

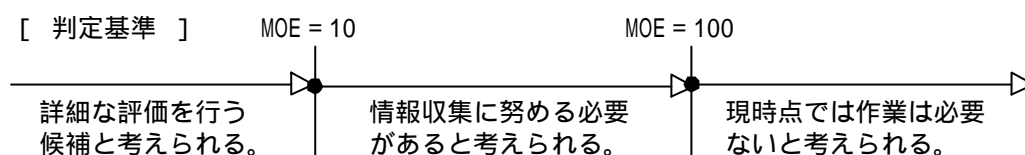
ロキシコルチコステロイド等への影響)が信頼性のある最小値であることから、同値を無毒性量等として設定する。なお、アルドリンは体内で速やかにデイルドリンに変化するとされていることから、これらの合計値を対象とする。

吸入暴露については、信頼性のあるデータが得られなかった。

(4) 健康リスクの初期評価結果

表 3.2 健康リスクの初期評価結果

暴露経路	暴露量		無毒性量等		MOE
	平均値	予測最大量			
経口	0.0071 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	0.015 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満	0.02 mg/kg/day	ヒト	1,300 超



経口暴露については、暴露量は平均値で 0.0071 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 、予測最大量で 0.015 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ であった。ヒトに対する知見より設定された無毒性量等 0.02 mg/kg/day と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 1,300 を超えるため、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。

4. 生態リスクの初期評価

生態リスクの初期評価として、水生生物に対する化学物質の影響（内分泌攪乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

(1) 生態毒性の概要

本物質の水生生物に対する影響濃度に関する知見の収集を行い、その信頼性を確認したもののについて生物群、毒性分類別に整理すると表 4.1 のとおりとなる。

表 4.1 生態毒性の概要

生物種	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	エンドポイント 影響内容	試験期間 [日]	信頼性			Ref. No.
							a	b	c	
藻類			20	<i>Cyclotella cryptica</i>	種組成	6				10161
			>100	<i>Chlamydomonas</i> sp.	EC ₅₀ GRO	4				15149
			50	Algae	EC ₅₀	4~6時間				8926
			20nmol	<i>Euglene gracilis</i>	NR RSD	1、2				14602
				<i>Benthic Algae</i>	NR RSD	2~5ヶ月				9678
甲殻類			0.3	<i>Palaemonetes varians</i>	LC ₅₀ MOR	7				15149
			0.7	<i>Penaeus duorarum</i>	EC ₅₀ MOR	4				8666
			1.8	<i>Chaetogammarus marinus</i>	LC ₅₀ MOR	28				15149
			2.45	<i>Chlamydotheca arcuata</i>	EC ₅₀ IMM	1				9366
			4	<i>Crangon crangon</i>	LC ₅₀ MOR	14				15149
			7	<i>Crangon septemspinosa</i>	LC ₅₀ MOR	4				627
			40	<i>Artemia salina</i>	LC ₅₀ MOR	28				15149
			80	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ REP	21				15149
魚類			0.26	<i>Salmo gairdneri</i>	LC ₅₀ MOR	12				12435
			0.62	<i>Salmo gairdneri</i>	LC ₅₀ MOR	4				12435
			0.9	<i>Anguilla rostrata</i>	LC ₅₀ MOR	4				628
			1.1	<i>Salmo gairdneri</i>	TL ₅₀ MOR	4				2085
			1.2	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ MOR	4				666
			1.50	<i>Cymatogaster aggregata</i>	TL ₅₀ MOR	4				611
			1.50	<i>Gambusia affinis</i>	TL ₅₀ MOR	4				6033
			1.8	<i>Carassius auratus</i>	LC ₅₀ MOR	4				666
			1.9	<i>Kuhlia sandvicensis</i>	LC ₅₀ MOR	4				6038
			2.44	<i>Micrometrus minimus</i>	TL ₅₀ MOR	4				611
			3.1	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ MOR	4				666
			3.3	<i>Fundulus heteroclitus</i>	LC ₅₀ MOR	10				2814
			3.8	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ MOR	4				666
			4	<i>Fundulus majalis</i>	LC ₅₀ MOR	4				628
			4.5	<i>Stolephorus purpureus</i>	TLm MOR	12時間				6038
		4.5	<i>Ictalurus punctatus</i>	LC ₅₀ MOR	4				666	

		4.6	<i>Poecilia reticulata</i>	LC ₅₀ MOR	4				2137
		5	<i>Menidia menidia</i>	LC ₅₀ MOR	2				628
		5	<i>Fundulus heteroclitus</i>	LC ₅₀ MOR	4				628
		5	<i>Fundulus heteroclitus</i>	LC ₅₀ MOR	4				2814
		5.5	<i>Leiostomus xanthurus</i>	EC ₅₀ MOR	1(2)				646
		6	<i>Thalassoma bifasciatum</i>	LC ₅₀ MOR	4				628
		6.1	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	TLm MOR	3				522
		6.2	<i>Lepomis cyanellus</i>	TLm MOR	4				16212
		6.6	<i>Lebistes reticulatus</i>	TLm MOR	4				6038
		10	<i>Tilapia mossambica</i>	TLm MOR	4				6038
		13.1	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	TLm MOR	4				522
		13.5	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	TLm MOR	3				522
		15	<i>Lepomis cyanellus</i>	TLm MOR	1				16212
		16	<i>Salmo trutta</i>	LC ₅₀ MOR	1				8809
		16	<i>Pimephales promelas</i>	TLm MOR	4				16212
		23	<i>Mugil cephalus</i>	LC ₅₀ MOR	4				628
		30	<i>Oreochromis niloticus</i>	LC ₅₀ MOR	4				13799
		31	<i>Gambusia affinis</i>	LC ₅₀ MOR	4				6038
		34	<i>Sphoeroides maculatus</i>	LC ₅₀ MOR	4				628
		600	<i>Cyprinus carpio</i>	TLm MOR	4				2077
その他		0.1	<i>Ophryotrocha diadema</i>	NOEC REP+MOR	33				15149
		0.58	<i>Claassenia sabulosa</i>	LC ₅₀ MOR	4				889
		0.6	<i>Claassenia sabulosa</i>	LC ₅₀ MOR	4				666
		0.1 ~ 1	<i>Culex restuans</i>	LC ₅₀ MOR	18 時間				2192
		2.9	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ MOR	10				17624
		31.2	<i>Crassostrea virginica</i>	EC ₅₀ GRO	4				8666

太字の毒性値は、PNEC算出の際に参照した知見として本文で言及したもので、下線を付した毒性値はPNEC算出の根拠として採用されたものを示す。

信頼性) a : 毒性値は信頼できる値である、b : ある程度信頼できる値である、

c : 毒性値の信頼性は低いあるいは不明

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、TLm(Median Tolerance Limit): 半数生存限界濃度、TL₅₀(Median Tolerance Limit): 半数生存限界濃度、NOEC(No Observed Effect Concentration): 無影響濃度、NR(Not Reported): 記載無し

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、RSD(Residue): 残留量(暴露後における組織内の残留量)

(2) 予測無影響濃度(PNEC)の設定

急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて、信頼できる知見のうち生物群ごとに値の最も低いものを整理し、そのうち最も低い値に対して情報量に応じたアセスメント係数を適用することにより、予測無影響濃度(PNEC)を求めた。

急性毒性値については、藻類では *Chlamydomonas* sp.の生長阻害の96時間半数影響濃度(EC₅₀)が100 µg/L超、甲殻類では *Palaemonetes varians* に対する7日間半数致死濃度(LC₅₀)

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) IPCS (1998) International Chemical Safety Cards
- 2) Chemfinder (<http://Chemfinder.Camssoft.com/>)
- 3) GRAYSON, BT & FOSBRAEY, LA (1982) [SRC MPBPWIN v1.40]
- 4) (財)化学品検査協会 (1992) 化審法の既存化学物質安全性点検データ集 (1992)
- 5) 植村振作, 河村宏, 辻万千子, 富田重行, 前田静夫 (1988) 農薬の毒性辞典, 三省堂

(2) 暴露評価

(5) 引用文献等

- 1) (財)日本環境衛生センター 平成 12 年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書 (環境省請負業務)
- 2) 京都市公害センター年報 9, p34-43, 1988
- 3) (財)日本食品分析センター 平成 12 年度食事からの化学物質暴露量に関する調査報告書
- 4) 環境庁土壌農薬課 (1999) 環境ホルモン戦略 SPEED'98 関連の農薬等の環境残留実態調査の結果について
- 5) 環境庁環境安全課 平成 11 年版化学物質と環境
- 6) T.F.Bidleman, W.E.Coatham et al (1992) Organic Contaminations in the Northwest Atlantic Atmosphere at Sable Island NOVA SCOTIA, 1988-1989, Chemosphere, Vol.24, No.9, 1389-1412.
- 7) WHO: Environmental Health Criteria 91, Aldrin and Dieldrin

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) 後藤 稔 編 (1994) 産業中毒便覧 (増補版), 医歯薬出版
- 2) Walker, A. I. T. *et al* (1969) Toxicol Appl. Pharmacol. 15, 345.
- 3) Fitzhugh, O. G. *et al* (1964) Food Cosmet. Toxicol. 2, 551.
- 4) Virgo, B. B. *et al.* (1975) Environ. Physiol. Biochem., 5: 440-450.
- 5) Harr, J. R. *et al.* (1970) Am. J. Vet. Res., 31 (1) 181-189.
- 6) Jager, K. W. (1970) Br. Ind. Med. Jul., 27 (3) 273-278.
- 7) Hunter, C. G. *et al.* (1967) Arch. Environ. Health., 15 (5) : 614-626.

参考資料

- Environmental Health Criteria 91, Aldrin and Dieldrin, IPCS (1989) .
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 5 (1974) ; Supplement 7 (1987) .
- IRIS (Integrated Risk Information System) , No.225, Dieldrin, U.S. EPA (1997) .
- Guidelines for Drinking-water quality, Volume 2, WHO (1996) .
- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, Dieldrin, ACGIH (1991) .

(4) 生態リスクの初期評価

- 1) データベース : U.S.EPA 「AQUIRE」

2) 引用文献 (Ref. No. : データベースでの引用文献番号)

- 522:Katz,M. (1961): Acute Toxicity of some Organic Insecticides to Three Species of Salmonids and to the Threespine Stickleback. *Trans. Am. Fish. Soc.* 90(3): 264-268.
- 611:Earnest,R.D. and P.E.Benville,Jr. (1972): Acute Toxicity of Four Organochlorine Insecticides to Two Species of Surf Perch. *Calif. Fish and Game* 58(2): 127-132.
- 627:Eisler,R. (1969): Acute Toxicities of Insecticides to Marine Decapod Crustaceans. *Crustaceana* (Lieden) 16(3): 302-310.
- 628:Eisler,R. (1970): Acute Toxicities of Organochlorine and Organophosphorus Insecticides to Estuarine Fishes. *Tech. Pap. No. 46, Bur. Sport Fish. Wildl, U.S.D.I., Washington, D.C.:*12 p.
- 646:Butler,P.A. (1964): Commercial Fishery Investigations. In: *Pesticide-Wildlife Studies, 1963. U.S.D.I Fish and Wildl Serv. Circular* 199:28 p.
- 666:Johnson,W.W. and M.T.Finley (1980): *Handbook of Acute Toxicity of Chemicals to Fish and Aquatic Invertebrates. Resour. Publ. 137, Fish Wildl Serv., U.S.D.I., Washington, D.C.:*98 p.
- 889:Sanders,H.O. and O.B.Cope (1968): The Relative Toxicities of Several Pesticides to Naiads of Three Species of Stoneflies. *Limnol Oceanogr.* 13(1): 112-117.
- 2077:Rao,T.S., M.S.Rao, and S.B.S.K.Prasad (1975): Median Tolerance Limits of Some Chemicals to the Fresh Water Fish *Cyprinus carpio*. *Indian J. Environ. Health* 17(2): 140-146.
- 2085:Macek,K.J., C.Hutchinson. and O.B.Cope (1969): The Effects of Temperature on the Susceptibility of Bluegills and Rainbow Trout to Selected Pesticides. *Bull. Environ. Contam. Toxicol* 4(3): 174-183.
- 2137:Anderson,P.D. and L.J.Weber (1975): Toxic Response As a Quantitative Function of Body Size. *Toxicol Appl Pharmacol.* 33(3): 471-483.
- 2192:Bowman,M.C., W.L.Oller, T.Cairns, A.B.Gosnell, and K.H.Oliver (1981): Stressed Bioassay Systems for Rapid Screening of Pesticide Residues. Part I: Evaluation of Bioassay Systems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 10:9-24.
- 2814:Eisler,R. (1970): Factors Affecting Pesticide-Induced Toxicity in an Estuarine Fish. *Tech. Pap. No. 45, Bureau Sport Fish. Wildl, Fish Wildl. Dep., U.S.D.I., Washington, D.C.:*20 p.
- 6033:Mills,W.L. (1977): Bioassay Procedure to Evaluate the Acute Toxicity of Salinity and Geothermal Pollutants (Pesticides) to *Gambusia affinis*. *North Carolina Central University, Durham, NC:*20 p. (U.S.NTIS UCRL-13832).
- 6038:Nunogawa,J.H., N.C.Burbank,Jr., R.H.F.Young, and L.S.Lau (1970): Relative Toxicities of Selected Chemicals to Several Species of Tropical Fish. *Water Resour. Res. Center, University of Hawaii, Honolulu, HI:*38 p. (U.S. NTIS PB-196312).
- 8666:Parrish,P.R., J.A.Couch, J.Forester, J.M.Patrick,Jr., and G.H.Cook (1973): Dieldrin: Effects on Several Estuarine Organisms. *Proc. Annu. Conf. Southeast. Assoc. Game Fish Comm.* 27:427-434.
- 8809:Dacre,J.C. and D.Scott (1973): Effects of Dieldrin on Brown Trout in Field and Laboratory Studies. *N.Z. J. Mar. Freshwater Res.* 7(3): 235-246.
- 8926:Moore,S.A.Jr. (1973): Impact of Pesticides on Phytoplankton in Everglades Estuaries. *Ecol. Rep. No. DI-SFEP-74-15; South Florida Environ. Project, Natl. Park Serv., Atlanta, GA:*92 p. (U.S. NTIS PB-231618).
- 9366:Kawatski,J.A. and J.C.Schmulbach (1971): Toxicities of Aldrin and Dieldrin to the Freshwater Ostracod *Chlamydotheca arcuata*. *J. Econ. Entomol.* 64(5): 1082-1085.
- 9678:Rose,F.L. and C.D.McIntire (1970): Accumulation of Dieldrin by Benthic Algae in Laboratory Streams. *Hydrobiologia* 35(3-4): 481-493.
- 10161:Lundy,P., C.F.Wurster, and R.G.Rowland (1984): A Two-Species Marine Algal Bioassay for Detecting Aquatic Toxicity of Chemical Pollutants. *Water Res.* 18(2): 187-194.
- 12435:Shubat,P.J. and L.R.Curtis (1986): Ration and Toxicant Preexposure Influence Dieldrin Accumulation by Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*). *Environ. Toxicol. Chem.* 5(1): 69-77.
- 13799:Golow,A.A. and T.A.Godzi (1994): Acute Toxicity of Deltamethrin and Dieldrin to *Oreochromis niloticus* (LIN). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 52(3): 351-354.
- 14602:Jakalski,J.L. and M.A.Q.Khan (1993): Photolysis of Aldrin and Dieldrin in a Phytoplankton. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24:75-77.
- 15149:Adema,D.M.M. and G.J.Vink (1981): A Comparative Study of the Toxicity of 1,1,2-Trichloroethane, Dieldrin, Pentachlorophenol, and 3,4-Dichloroaniline for Marine and Fresh Water Organisms. *Chemosphere* 10(6): 533-554.

- 16212: Tarzwell, C.M. and C. Henderson (1957): Toxicity of Dieldrin to Fish. *Trans. Am. Fish. Soc.* 86:245-257.
- 17624: Schuytema, G.S., A.V. Nebeker, W.L. Griffis, and K.N. Wilson (1991): Teratogenesis, Toxicity, and Bioconcentration in Frogs Exposed to Dieldrin. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21:332-350.