

[2 0] p,p'-DDT

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： p,p'-DDT (別の呼称：1,1,1-トリクロロ-2,2-ビス(4-クロロフェニル)エタン) CAS 番号：50-29-3 分子式：C ₁₄ H ₉ Cl ₅ 分子量：354.5 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	109 ¹⁾
沸点	260 ²⁾
比重	1.5 ¹⁾
蒸気圧	1.60 × 10 ⁻⁷ mmHg (20) ³⁾
換算係数	1ppm=14.50 mg/m ³ at 25 ,気体 (計算値)
n-オクタノール/水分配係数	6.36 ~ 6.38 ¹⁾
水溶性	溶けない ¹⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質の分解性及び濃縮性は次のとおりで、濃縮性が高い物質である。また、生分解性は低い。

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 週間、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L) ⁴⁾ 生物濃縮係数(BCF): 5,100 ~ 24,400 (試験期間：10 週間、試験濃度 1 µg/L), 6,080 ~ 25,900 (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、1948 年 9 月 27 日に農薬登録され、1971 年 5 月 1 日に失効した⁵⁾。しかし、木材のシロアリ駆除剤などには、1981 年に化審法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、使用が規制されるまで使用が続いた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、防疫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),2)}。

表 2.1 本物質の各媒体間の分布予測結果

		分布量(%)
大	気	0.002
水	質	0.26
土	壌	89.8
底	質	9.9

(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 本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	g/m ³	<0.0001				0.0001	0/10	全国	2001	2
飲料水	μg/L	< 0.05	< 0.05			0.05	0/42	全国	1999	3
地下水	μg/L	< 0.05	< 0.05			0.05	0/4	全国	1998	4
食物	μg/g	0.00037	0.00056	0.00015	0.0039	0.00005	57/57	全国	1998	5
土壌	μg/g	< 0.01	< 0.01	< 0.01	*0.15	0.01	4/94	全国	1998	4
公共用水域・淡水	μg/L	< 0.0002				0.0002	0/20	全国	2001	2
公共用水域・海水	μg/L	< 0.002	< 0.002			0.002	0/76	福岡	1995	6
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	< 0.005	< 0.005			0.005	0/90	全国	1998	4
底質(公共用水域・海水)	μg/g	< 0.005	< 0.005			0.005	0/4	全国	1998	4

注：1) カダの一般環境大気のデータで、最大値で DDT として 0.0001 μg/m³ の報告がある。⁷⁾

2) 中国の下水処理場放流水で 0.05 μg/L(1994)、イタの下水処理場近傍 5 地点で 1.36 μg/L の報告がある(1984)⁸⁾。

3) 日本の果樹園土壌では、0.2 μg/g 程度の報告がある(1998)⁹⁾。

4) *印は 5%棄却検定を行った結果、棄却された値を示す。

(3) 人に対する暴露の推定（一日暴露量の予測最大量）

一般環境大気、飲料水、食物及び土壌の実測値を用いて、人に対する暴露の推定を行った（表 2.3）。化学物質の人による一日暴露量の算出に際しては、人の1日の呼吸量、飲水量、食事量及び土壌暴露量をそれぞれ 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 本物質の各媒体中濃度と一日暴露量

	媒体	濃度	一日暴露量
平均	大気 一般環境大気	0.0001 µg/m ³ 未満程度(2001)	0.00003 µg/kg/day 未満程度
	室内空気	データはないが生産は中止されており、一般環境と同様の濃度と推測される	データはないが生産は中止されており、一般環境と同様の濃度と推測される
	水質 飲料水	0.05 µg/L 未満程度 (1999)	0.002 µg/kg/day 未満程度
	地下水	0.05 µg/L 未満程度 (1998)	0.002 µg/kg/day 未満程度
	公共用水域・淡水	0.0002 µg/L 未満程度(2001)	0.000008 µg/kg/day 未満程度
	食物	0.00037 µg/g 程度 (1998)	0.015 µg/kg/day 程度
	土壌	0.01 µg/g 未満程度 (1998)	0.00003 µg/kg/day 未満程度
最大値等	大気 一般環境大気	0.0001 µg/m ³ 未満程度(2001)	0.00003 µg/kg/day 未満程度
	室内空気	データはないが生産は中止されており、一般環境と同様の濃度と推測される	データはないが生産は中止されており、一般環境と同様の濃度と推測される
	水質 飲料水	0.05 µg/L 未満程度 (1999)	0.002 µg/kg/day 未満程度
	地下水	0.05 µg/L 未満程度 (1998)	0.002 µg/kg/day 未満程度
	公共用水域・淡水	0.0002 µg/L 未満程度(2001)	0.000008 µg/kg/day 未満程度
	食物	0.0039 µg/g 程度 (1998)	0.16 µg/kg/day 程度
	土壌	0.017 µg/g 程度 (1998)	0.00005 µg/kg/day 程度

人の一日暴露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入暴露による一日暴露量の予測最大量は 0.00003 µg/kg/day 未満（濃度としては 0.0001 µg/m³ 未満）であった。経口暴露による一日暴露量の予測最大量は 0.16 µg/kg/day であり、うち食物経由が 0.16 µg/kg/day でその大半を占めていた。全暴露経路からの一日暴露量の予測最大量は 0.16 µg/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($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	暴露量($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)
大気	一般環境大気	<u>0.00003</u>	<u>0.00003</u>
	室内空気		
水質	飲料水	0.002	0.002
	地下水	(0.002)	(0.002)
	公共用水域・淡水	(0.000008)	(0.000008)
食物		0.015	0.16
土壌		<u>0.00003</u>	0.00005
経口暴露量合計		0.01703	0.16205
総暴露量		0.01706	0.16208

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 $0.0002 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度、同海水域では概ね $0.002 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満となった。

表 2.5 水質中の本物質の濃度

媒体	平均	最大値等
	濃度	濃度
水質		
公共用水域・淡水	0.0002 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2001)	0.0002 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2001)
公共用水域・海水	概ね 0.002 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (1995)	概ね 0.002 $\mu\text{g}/\text{L}$ 未満 (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
ヒト	経口	TDL ₀ : 16 mg/kg
ヒト		推定最小中毒量 : 2.5 mg/kg/day
ラット	経口	LD ₅₀ : 113 mg/kg
ラット	皮膚	LD ₅₀ : 2,500 mg/kg
マウス	腹腔	LD ₅₀ : 280 mg/kg

本物質による急性毒性は、頭痛、めまい等で始まり、吐き気、嘔吐、下痢等がみられ、多量摂取時には、振せん、痙攣、意識消失が特徴的である。また、発汗、気管内分泌物の増加、体温上昇、呼吸困難が生じ、呼吸麻痺や心室細動で死亡することがある。

中・長期毒性

ラット雌雄各 25 匹を 1 群とし、0、1、5、10、50 ppm(換算値:0、0.05、0.25、0.5、2.5 mg/kg/day) をコーン油に添加して 27 週間投与した結果、5 ppm 以上の群で肝障害(肝肥大、好酸、塩基性顆粒の増加)を認めたと、1 ppm 群では影響を認めなかった²⁾。この結果から、1 ppm を摂取量に換算した 0.05 mg/kg/day が NOEL となる。

一方、JMPR(1984)は本物質の NOAEL をラットで 6.25 mg/kg/day、サルで 10 mg/kg/day、ヒトで 0.25 mg/kg/day として、ADI を求めている。また、GDWQ(1996)も同様の値を NOAEL として採用し、ADI を求めている³⁾。

生殖・発生毒性

Sprague-Dawley ラット(雌 12 匹、雄 6 匹)を 1 群とし、0、20、200 mg/kg(換算値:0、1、10 mg/kg/day)を食餌に添加して離乳時(通常 3 週齢)から 52 週齢まで 49 週間投与した二世世代試験法(雌 2 匹と雄 1 匹で交配)では、親(16 及び 24 週齢時)及び第一世代(16、24 及び 52 週齢時)の妊娠率及び仔の生後 21 日目での生存率に有意な差を認めなかった⁴⁾。この結果から、食餌中の 200 mg/kg を摂取量に換算した 10 mg/kg/day が NOEL となる。なお、p,p'-DDT が 80%、o,p'-DDT が 17%、p,p'-DDE が 2%の混合物の使用を用いた結果である。

ヒトへの影響

JMPR(1984)は、25 年間にわたり平均 0.25 mg/kg/day の暴露を受けた労働者に肝機能障害などの有害な影響は認められなかったとして、これをヒトの NOAEL としている^{3, 6)}。これを暴露状況で補正すると 0.06 mg/kg/day となる

(2) 発がん性

発がん性に関する知見の概要

本物質は多くの実験で腫瘍の発生が認められているものの、いずれの文献においても発がん性が認められない量についての記載はない。既知の最低用量は 2 mg/kg/day であり、肝細胞がんの発現が報告されている⁵⁾。

発がんリスク評価の必要性

実験動物では発がん性が認められるものの、ヒトでの発がん性に関しては十分な証拠がないため、IARC の評価では 2B (ヒトに対して発がん性が有るかもしれない) に分類されている。このため、発がん性に関する評価の実施について検討する必要がある。

(3) 無毒性量 (NOAEL) 等の設定

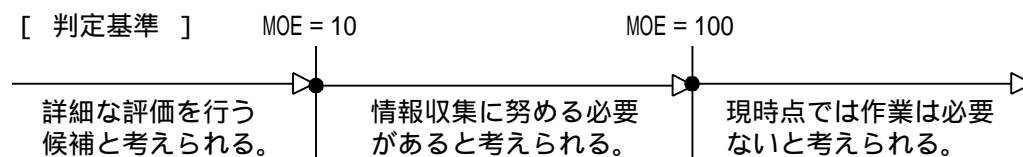
経口暴露については、最も小さい NOAEL 等の値はラットの中・長期毒性試験から得られた 0.05 mg/kg/day であるが、実験方法等の信頼性及びこの値が NOEL であることを考慮して、ヒトの疫学調査による NOAEL 0.25 mg/kg/day (肝機能障害) を採用し、暴露状況で補正した 0.06 mg/kg/day を無毒性量等として設定する。

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	0.017 µg/kg/day	0.16 µg/kg/day	0.06 mg/kg/day ヒト	380



経口暴露については、暴露量は平均値で 0.017 µg/kg/day、予測最大量で 0.16 µg/kg/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 0.06 mg/kg/day と予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 380 となるため、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、ある程度以上の信頼性が確認されたものについて生物群、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	暴露期間 [日]	Ref. No.
藻類			10	<i>Cyclotella nana</i>	¹⁴ C uptake の減少	1	2680
			900,000	<i>Spirulina platensis</i>	LC ₅₀ MOR	14	17259
甲殻類			*0.36	<i>Daphnia pulex</i>	EC ₅₀ IMM	2	888
			*0.07 ~ 0.4	<i>Corophium insidiosum</i>	LC ₅₀ MOR	4	9755
			0.50	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2	10871
			0.50	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ REP	14	5525
			0.61	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ REP	14	5525
			0.63	<i>Bosmina longirostris</i>	EC ₅₀ IMM	2	10658
			0.67	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ REP	14	5525
			0.68	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2	10871
			0.75	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ REP	14	5525
			0.99	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	1	10871
			1.0	<i>Gammarus lacustris</i>	LC ₅₀ MOR	4	885
			1.1	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2	10871
			1.1	<i>Cancer magister</i>	EC ₅₀ IMM	4	2264
			1.3	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	2	10871
			1.4	<i>Gammarus lacustris</i>	LC ₅₀ MOR	1	885
			1.72	<i>Bosmina longirostris</i>	EC ₅₀ IMM	2	10658
			2.1	<i>Gammarus lacustris</i>	LC ₅₀ MOR	2	885
			2.67	<i>Daphnia pulex</i>	EC ₅₀ IMM	2	10658
			4.7	<i>Gammarus lacustris</i>	LC ₅₀ MOR	1	885
			5.6	<i>Gammarus lacustris</i>	LC ₅₀ MOR	1	885
		7.6	<i>Gammarus lacustris</i>	LC ₅₀ MOR	1	885	
		8.0	<i>Gammarus lacustris</i>	LC ₅₀ MOR	1	885	
		12	<i>Gammarus lacustris</i>	LC ₅₀ MOR	4	885	
		42	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	1	10871	
		71	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	1	10871	
		98	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	1	10871	
		510	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ IMM	1	10871	

魚類		<u>0.20</u>	<i>Mugil cephalus</i>	LC ₅₀ MOR	5	276
		0.26	<i>Mugil cephalus</i>	LC ₅₀ MOR	4	276
		0.26	<i>Micrometrus minimus</i>	TL ₅₀ MOR	4	611
		0.45	<i>Gambusia affinis</i>	TL ₅₀ MOR	4	6033
		0.45	<i>Cymatogaster aggregata</i>	LC ₅₀ MOR	4	611
		0.53	<i>Morone saxatilis</i>	TL ₅₀ MOR	4	602
		0.8	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	LT ₅₀ MOR	14	2298
		0.85	<i>Oncorhynchus clarki</i>	TL _m MOR	4	964
		1	<i>Rasbora heteromorpha</i>	LC ₅₀ MOR	2	542
		1.08	<i>Mystus gulio</i>	LC ₅₀ MOR	5	276
		1.4	<i>Rasbora heteromorpha</i>	LC ₅₀ MOR	1	542
		2	<i>Leiostomus xanthurus</i>	EC ₅₀	2	646
		3.0	<i>Poecilia reticulata</i>	TL ₅₀ MOR	4	6038
		3.4	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ MOR	4	2076
		3.9	<i>Kuhlia sandvicensis</i>	TL ₅₀ MOR	4	6038
その他		1.9	<i>Pteronarcella badia</i>	LC ₅₀ MOR	4	889
		3.5	<i>Claassenia sabulosa</i>	LC ₅₀ MOR	4	889
		4.2	<i>Aedes cantans</i>	LC ₅₀ MOR	2	5162
		7.0	<i>Pteronarcys californica</i>	LC ₅₀ MOR	4	889
		7.2	<i>Culex pipiens molestus</i>	LC ₅₀ MOR	2	5162
		9.28	<i>Crassostrea madrasensis</i>	LC ₅₀ MOR	5	276
		11.05	<i>Katylisia opima</i>	LC ₅₀ MOR	5	276
		11.28	<i>Meretrix casta</i>	LC ₅₀ MOR	5	276
		20	<i>Hydropsyche</i> sp.	LC ₅₀ MOR	6時間	2822
		30	<i>Hydropsyche recurvata</i>	LC ₅₀ MOR	6時間	2822
	30	<i>Hydropsyche morosa</i>	LC ₅₀ MOR	6時間	2822	

*印) より信頼性できる値を PNEC 算出に用いたため、不採用としたデータ。

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、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。

印) EC₅₀(Median Effective Concentration): 半数影響濃度、LC₅₀(Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、TL_m(Median Tolerance Limit): 半数生存限界濃度、TL₅₀ (Median Tolerance Limit): 半数生存限界濃度、LT₅₀ (Mean Survival Time): 半数生存時間

影響内容) IMM (Immobilization): 遊泳阻害、MOR (Mortality): 死亡、REP (Reproduction): 繁殖・再生産

(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。なお、PNEC 算出には、より信頼できる毒性値を用いた。

急性毒性値については、藻類では *Cyclotella nana* に対する ¹⁴C 取り込みの 24 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が 10 µg/L、甲殻類では *Daphnia magna* に対する遊泳阻害の 48 時間半数影響濃度 (EC₅₀) が 0.50 µg/L、魚類では *Mugil cephalus* に対する 5 日間半数致死濃度 (LC₅₀) が 0.20 µg/L、その他の生物ではカワゲラ類の *Pteronarcella badia* に対する 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀)

が 1.9 $\mu\text{g/L}$ であった。急性毒性値について 4 生物群（藻類、甲殻類、魚類及びその他の生物）の信頼できる知見が得られたため、アセスメント係数として 100 を用いることとし、上記の毒性値のうちその他の生物を除き最も低い値（魚類の 0.20 $\mu\text{g/L}$ ）にこれを適用することにより、急性毒性値による PNEC として 0.002 $\mu\text{g/L}$ が得られた。

慢性毒性値については、信頼できる知見が得られなかった。

本物質の PNEC としては、魚類の急性毒性値をアセスメント係数 100 で除した 0.002 $\mu\text{g/L}$ を採用する。

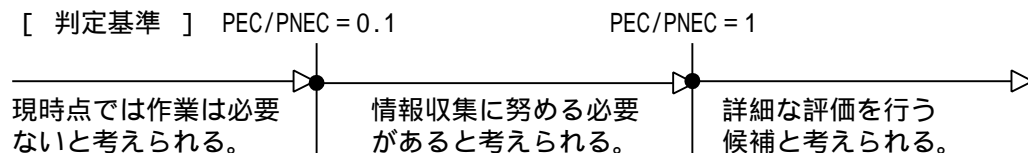
(3) 生態リスクの初期評価結果

表 4.2 生態リスクの初期評価結果

媒体		平均濃度	最大値[95パーセンタイル値]濃度 (PEC)	PNEC	PEC/ PNEC比
水質	一般環境・淡水域	0.0002 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (2001)	0.0002 $\mu\text{g/L}$ 未満程度 (2001)	0.002 $\mu\text{g/L}$	<0.1
	一般環境・海水域	概ね 0.002 $\mu\text{g/L}$ 未満 (1995)	概ね 0.002 $\mu\text{g/L}$ 未満 (1995)		<1
	発生源周辺	我が国におけるデータはない ¹⁾	我が国におけるデータはない		
底質	一般環境	淡水域では 0.005 $\mu\text{g/g}\cdot\text{dry}$ 未満程度 (1998)	淡水域では 0.005 $\mu\text{g/g}\cdot\text{dry}$ 未満程度 (1998)		
		海水域では 0.005 $\mu\text{g/g}\cdot\text{dry}$ 未満程度 (1998)	海水域では 0.005 $\mu\text{g/g}\cdot\text{dry}$ 未満程度 (1998)		

注：一般環境・淡水域は、河川河口域を含む。

1) 中国の下水処理場放流水で 0.05 $\mu\text{g/L}$ (1994)、イソの下水处理場近傍 5 地点で 1.36 $\mu\text{g/L}$ の報告がある(1984)。



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 0.0002 $\mu\text{g/L}$ 未満程度、海水域で概ね 0.002 $\mu\text{g/L}$ 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)についても同様で、淡水域で 0.0002 $\mu\text{g/L}$ 未満程度、海水域で概ね 0.002 $\mu\text{g/L}$ 未満であった。

予測環境中濃度(PEC)と予測無影響濃度(PNEC)の比は、淡水域では 0.1 未満となるため、現時点では作業は必要ないと考えられる。一方海水域の PEC/PNEC については 1 未満となるため、現時点では生態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) IPCS (1995) International Chemical Safety Cards
- 2) Chemfinder (<http://Chemfinder.Camssoft.com/>)
- 3) BIDLAMAN, TF & FOREMAN, WT (1987) [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
- 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

- 1) (財)日本環境衛生センター 平成 10 年度化学物質の人に対する暴露評価に関する調査検討報告書 (環境庁請負業務)
- 2) (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)
- 3) 厚生省 水道水源における有害化学物質等監視情報ネットワーク
- 4) 環境庁土壌農薬課 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(1999)
- 5) (財)日本食品分析センター 平成 10 年度食事中のダイオキシン類の化学物質暴露量に関する調査()
- 6) 環境化学 8, p435-453, 1998
- 7) R.M.Hoff *et al.*:Atmospheric Deposition of Toxic Chemicals to the Great Lakes:A Review of data through 1994,Atmospheric Environment,30(20),3505-3527(1994)
- 8) Yang Y.,Sheng G *et al.*:Organochlorinated Compounds in Water of the Pearl River Delta Region, Environ.Monit.Assess.,44(1),569-575
- 9) 平野千里他 果樹園土壌における有機塩素系殺虫剤の残留、四国植防、第 25 号、33-42 (1990)

(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) Laug, E. P. *et al.* (1950) J. Pharmacol. Exp. Ther., 98: 268-273.
- 3) Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (1985) FAO Plant Production and Protection Paper 67.
- 4) Ottoboni, A. (1969) Toxicol. Appl. Pharmacol., 14: 74-81.
- 5) Tomatis, L. *et al.* (1972) Int. J. Cancer, 10:489-506.
- 6) Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (2000) Pesticide residues in food 2000 : DDT

参考資料

- Environmental Health Criteria 9, DDT and its derivatives, IPCS (1979) .
- IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 5 (1974) ; Supplement 7 (1987) ; Volume 53 (1991) .
- IRIS (Integrated Risk Information System) , No.0147, DDT, U.S. EPA (1997) .

- Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Sixth Edition, DDT, 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)
- 276:Goodman,L.R., G.M.Cripe, P.H.Moody, and D.G.Halsell (1988): Acute Toxicity of Malathion, Tetrabromobisphenol-A, and Tributyltin Chloride to Mysids (*Mysidopsis bahia*) of Three Ages. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 41(5): 746-753.
- 542:Goodman,L.R., G.M.Cripe, P.H.Moody, and D.G.Halsell (1988): Acute Toxicity of Malathion, Tetrabromobisphenol-A, and Tributyltin Chloride to Mysids (*Mysidopsis bahia*) of Three Ages. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 41(5): 746-753.
- 602:Korn,S. and R.Earnest (1974): Acute Toxicity of Twenty Insecticides to Striped Bass, *Morone saxatilis*. Calif. Fish Game 60(3): 128-131.
- 611:Goodman,L.R., G.M.Cripe, P.H.Moody, and D.G.Halsell (1988): Acute Toxicity of Malathion, Tetrabromobisphenol-A, and Tributyltin Chloride to Mysids (*Mysidopsis bahia*) of Three Ages. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 41(5): 746-753.
- 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.
- 885:Vigano,L. (1993): Reproductive Strategy of *Daphnia magna* and Toxicity of Organic Compounds. Water Res. 27(5): 903-909.
- 888:Sanders,H.O. and O.B.Cope(1966): Toxicities of Several Pesticides to Two Species of Cladocerans. Trans. Am. Fish. Soc. 95(2): 165-169.
- 889:Jensen,L.D. and A.R.Gaufin(1964): Effects of Ten Organic Insecticides on Two Species of Stonefly Naiads. Trans. Am. Fish. Soc. 93(1): 27-34.
- 964:Post,G. and T.R.Schroeder(1971): Toxicity of Four Insecticides to Four Salmonid Species. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 6(2): 144-155.
- 2076:Randall,W.F., W.H.Dennis, and M.C.Warner(1979): Acute Toxicity of Dechlorinated DDT, Chlordane and Lindane to Bluegill (*Lepomis macrochirus*) and *Daphnia magna*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21(6): 849-854.
- 2264:Dinnel,P.A., J.M.Link, Q.J.Stober, M.W.Letourneau, and W.E.Roberts(1989): Comparative Sensitivity of Sea Urchin Sperm Bioassays to Metals and Pesticides. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 18(5): 748-755.
- 2298:Halter,M.T. and H.E.Johnson (1974): Acute Toxicity of a Polychlorinated Biphenyl (PCB) and DDT Alone and in Combination to Early Life Stages of Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*). J. Fish. Res. Board Can. 31(9): 1543-1547.
- 2680:Menzel, D.W., J. Anderson, and A. Randtke (1970): Marine Phytoplankton Vary in Their Response to Chlorinated Hydrocarbons. Science 167:1724-1726.
- 2822:Tyler-Schroeder,D.B.(1979): Use of the Grass Shrimp (*Palaemonetes pugio*) in a Life-Cycle Toxicity Test. In: L.L.Marking and R.A.Kimerle (Eds.). Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, 2nd Symposium, ASTM STP 667, Philadelphia, PA:159-170.
- 5162:Bowling,J.W., G.J.Leversee, P.F.Landrum, and J.P.Giesy (1983): Acute Mortality of Anthracene-Contaminated Fish Exposed to Sunlight. Aquat. Toxicol. 3:79-90.
- 5525:Passino-Reader,D.R., J.P.Hickey, and L.M.Ogilvie(1997): Toxicity to *Daphnia pulex* and QSAR Predictions for Polycyclic Hydrocarbons Representative for Great Lakes Contaminants. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 59(5): 834-840.
- 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:Gersich,F.M., F.A.Blanchard, S.L.Applegath, and C.N.Park (1986): The Precision of Daphnid (*Daphnia magna* Straus, 1820) Static Acute Toxicity Tests. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15(6): 741-749.
- 9755:Reish,D.J. (1993): Effects of Metals and Organic Compounds on Survival and Bioaccumulation in Two Species of Marine Gammaridean Amphipod, Together with a Summary of Toxicological Research on this Group. J. Nat. Hist. 27(4): 781-794.
- 10658:Passino-Reader,D.R., J.P.Hickey, and L.M.Ogilvie (1997): Toxicity to *Daphnia pulex* and

- QSAR Predictions for Polycyclic Hydrocarbons Representative for Great Lakes Contaminants. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 59(5): 834-840.
- 10871:Passino-Reader, D.R., J.P.Hickey, and L.M.Ogilvie (1997): Toxicity to *Daphnia pulex* and QSAR Predictions for Polycyclic Hydrocarbons Representative for Great Lakes Contaminants. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 59(5): 834-840.
- 17259:Bednarz, T. (1981): The Effect of Pesticides on the Growth of Green and Blue Green Algae Cultures. *Acta. Hydrobiol.* 23(2): 155-172.