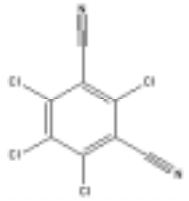
［２２］クロロタロニル

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：クロロタロニル
（別の呼称：TPN）
CAS 番号：1897-45-6
分子式：$C_8Cl_4N_2$
分子量：265.9
構造式：



（2）物理化学的性状

本物質は類白色の水和性粉末である[1)]。

融点	250～251℃[2)]
沸点	350℃(760mmHg)[2)]
比重	1.7(25/4℃)[2)]
蒸気圧	0.01mmHg 未満(40℃)[2)]
n-オクタノール/水分配係数 (log Pow)	3.05[3)]
水溶性	0.6mg/L(25℃)[4)]

（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。

分解性
　好気的：難分解[5)]
非生物的：
　（OH ラジカルとの反応性）：大気中での速度定数を 6.2×10^{-15} ㎤/分子・sec(25℃)、OH ラジカル濃度 5×10^{5} 分子/㎤とした時の半減期は約 7 年と計算される[6)]。
BOD から算出した分解度：
　0%(試験期間：2 週間、被験物質：100mg/L、活性汚泥：30mg/L)[5)]
生物濃縮係数（BCF）：<0.1～2.7(試験期間：6 週間、試験濃度：30μg/L)、<1.3～125 (試験期間：6 週間、試験濃度：3μg/L)[5)]

(4) 製造輸入量及び用途

①　生産量・輸入量等

本物質の平成 12 農薬年度における国内生産量は原体が 3,574.5t、粉剤が 951.1t(4%)、180.5t(10%)、水和剤が 891.0t(40%)、49.6t(フロアブル)、くん煙剤 9.9t(28%)、2.1t(顆粒)、輸出量は原体が 1,701.0t、製剤が 1,163.0t である [1)]。

②　用　途

本物質の用途は、殺菌剤である [1)]。

２．暴露評価

環境リスクの初期評価のため、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。なお、多数のデータが得られている場合は、95 パーセンタイル値を参考として併記している。

(1) 環境中分布の予測

クロロタロニル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 2,400km^2、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　クロロタロニルの各媒体間の分布予測結果

	分布量(%)
大　　気	0.7
水　　質	5.9
土　　壌	38.8
底　　質	54.7

(2) 各媒体中の存在量の概要

クロロタロニルの水質及び底質中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　クロロタロニルの水質、底質中の存在状況

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
公共用水域・淡水　μg/L	<5	<5			0.5～5	0/815	全国	2000	2
	<5	<5			0.1～5	0/774	全国	1999	3
	<4	<4			0.5～4	0/849	全国	1998	4
公共用水域・海水　μg/L	<5	<5			0.5～5	0/91	全国	2000	2
	<5	<5			1～5	0/107	全国	1999	3
	<4	<4			0.5～4	0/122	全国	1998	4
底質（公共用水域・淡水）μg/g	<50	<50			50	0/6	全国	1991	5
底質（公共用水域・海水）μg/g	<50	<50			50	0/10	全国	1991	5

(3) 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）

クロロタロニル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 2.3 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 5μg/L 未満、同海水域でも同様に 5μg/L 未満となった。なお、公共用水域において、1998 年から 2000 年までの環境中濃度の著しい変化は認められなかった。

表2.3　水質中のクロロタロニルの濃度

媒　体	平　　均 濃　　度	最　大　値　等 濃　　度
水　質		
公共用水域・淡水	5μg/L 未満（2000）	5μg/L 未満（2000）
公共用水域・海水	5μg/L 未満（2000）	5μg/L 未満（2000）

注)：公共用水域・淡水は、河川河口域を含む。

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（内分泌撹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3.1　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]	信頼性 a	信頼性 b	信頼性 c	Ref. No.
藻類			190	*Selenastrum capricornutum*	EC_{50} NR	5			○	344
甲殻類	○		>40	*Colubotelson chiltoni minor*	LC_{50} MOR	4		○		4442
	○		**97**	*Daphnia magna*	EC_{50} IMM	2	○			7055

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]	信頼性 a	信頼性 b	信頼性 c	Ref. No.
	○		170	*Cancer magister*	EC_{50} IMM	2		○		8280
	○		560	*Cancer magister*	LC_{50} MOR	2		○		8280
魚類	○		**10.5**	*Salmo gairdneri*	LC_{50} MOR	4	○			12713
	○		10.5	*Salmo gairdneri*	LC_{50} MOR	4	○			11317
	○		16.3	*Galaxias maculatus*	LC_{50} MOR	4	○			11317
	○		17.1	*Salmo gairdneri*	LC_{50} MOR	4	○			12713
	○		17.1	*Salmo gairdneri*	LC_{50} MOR	2	○			11317
その他	○		**160**	*Bufo bufo japonicus*	LC_{50} MOR	2		○		5761
	○		1,800	*Cloeon dipterum*	TLm MOR	2		○		5761
	○		3,700	*Physella acuta*	TLm MOR	2		○		5761
	○		5,940	*Mytilus edulis*	LC_{50} MOR	2		○		7055
	○		9,000	*Semisulcospira libertina*	TLm MOR	2		○		5761
	○		9,000	*Semisulcospira libertina*	TLm MOR	2		○		9158
	○		15,000	*Indoplanorbis exustus*	TLm MOR	2		○		9158
	○		30,000	*Cipangopaludina malleata*	TLm MOR	2		○		9158
	○		37,000	*Physella acuta*	TLm MOR	2		○		9158

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。

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）EC_{50}（Median Effective Concentration）：半数影響濃度、LC_{50}（Median Lethal Concentration）：半数致死濃度、TLm（Median Tolerance Limit):半数生存限界濃度

影響内容）IMM（Immobilization）：遊泳阻害、 MOR（Mortality）：死亡、NR（Not Reported）：記載無し

(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、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（EC_{50}）が 97 μg/L、魚類では *Salmo gairdneri* に対する 96 時間半数致死濃度（LC_{50}）が 10.5 μg/L、その他の生物ではニホンヒキガエル *Bufo bufo japonicus* に対する 48 時間半数致死濃度（LC_{50}）が 160 μg/L であった。急性毒性値について 2 生物群（甲殻類及び魚類）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 1,000 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いた最も小さい値（魚類の 10.5 μg/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 0.011μg/L が得られた。

慢性毒性値については、信頼できるデータが得られなかった。

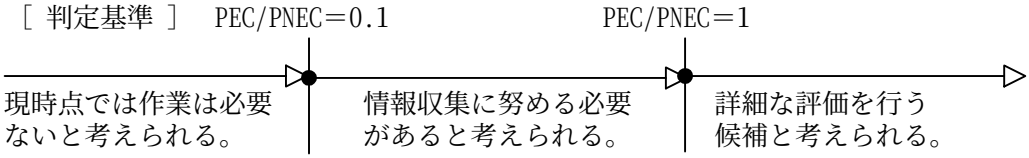
本物質の PNEC としては、魚類の急性毒性値をアセスメント係数 1,000 で除した 0.011μg/L を採用する。

(3) 生態リスクの初期評価結果

表3.2　生態リスクの初期評価結果

媒体		平均濃度	最大値[95 ﾊﾟｰｾﾝﾀｲﾙ値]濃度（PEC）	PNEC	PEC/PNEC 比
水質	公共用水域･淡水域	5μg/L未満 (2000)	5μg/L未満 (2000)	0.011 μg/L	<450
	公共用水域･海水域	5μg/L未満 (2000)	5μg/L未満 (2000)		<450

注)：1）環境中濃度での（）内の数値は測点年を示す。
　　2）公共用水域･淡水は､河川河口域を含む。



本物質の公共用水域における濃度は、平均濃度でみると淡水域・海水域共に 5 μg/L 未満であり、検出下限値未満であった。安全側の評価値として設定された予測環境中濃度（PEC）も、淡水域・海水域共に 5 μg/L 未満であり、検出下限値未満であった。

予測環境中濃度（PEC）と予測無影響濃度（PNEC）の比は、淡水域・海水域共に 450 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。本物質は殺菌剤として用いられており、国内生産量（平成１２農薬年度）は原体が 3,574.5t で、環境中では土壌と底質に約 93%分配されると予測されている。また、PNEC 値は 0.011μg/L と小さい値を示している。したがって、今後は、検出下限値を見直した上で、散布時期や頻度等を考慮した環境中濃度の測定を優先的に行う必要があると考えられる。

４．引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

1) 化学工業日報社(2002)：14102 の化学商品
2) Budavari, S. (ed.). The Merck Index - Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. Rahway, NJ: Merck and Co., Inc., 1989. 335. [Hazardous Substances Data Bank (以下、HSDB)]
3) Krawchuk, BP and Webster, GRB (1987). [KOWWIN v1.66]
4) Worthing, CR and Walker, SB (1987). [WSKOWWIN v1.40]
5) 通産省化学品安全課監修, 化学品検査協会編, 化審法の既存化学物質安全性点検データ集, 日本化学物質安全・情報センター(1992).
6) Atkinson R; Environ Toxicol Chem 7: 435-42 (1988). [HSDB]

(2) 暴露評価

1:（財）日本環境衛生センター　平成 13 年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書（環境庁請負業務）
2:環境省環境管理局水環境部企画課：平成１２年度水質汚濁に係る要監視項目の調査結果
3:環境庁水質保全局：平成１１年度水質汚濁に係る要監視項目の調査結果

4:株式会社富士総合研究所：平成 10 年度要監視項目等汚染状況解析調査報告書、平成 11 年３月

5:環境庁保健調査室：平成４年版化学物質と環境

(3) 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）

344 : Office of Pesticide Programs (1995) : Environmental Effects Database (EEDB). Environmental Fate and Effects Division, U.S.EPA, Washington, D.C.

4442 : Davies, P.E., L.S.J. Cook, and D. Goenarso (1994) : Sublethal Responses to Pesticides of Several Species of Australian Freshwater Fish and Crustaceans and Rainbow Trout. Environ.Toxicol.Chem. 13(8):1341-1354.

5761 : Hashimoto, Y., and Y. Nishiuchi (1981) : Establishment of Bioassay Methods for the Evaluation of Acute Toxicity of Pesticides to Aquatic Organisms. J.Pestic.Sci.6(2):257-264.

7055 : Ernst, W., K. Doe, P. Jonah, J. Young, G. Julien, and P. Hennigar (1991) : The Toxicity of Chlorothalonil to Aquatic Fauna and the Impact of Its Operational Use on a Pond Ecosystem. Arch.Environ.Contam.Toxicol.21:1-9.

8280 : Armstrong, D.A., D.V. Buchanan, and R.S. Caldwell (1976) : A Mycosis Caused by Lagneidium sp. in Laboratory-Reared Larvae of the Dungeness Crab, Cancer magister, and Possible Chemical Treatments. J.Invertebr.Pathol. 28:329-336.

9158 : Nishiuchi, Y., and K. Yoshida (1972) : Toxicities of Pesticides to Some Fresh Water Snails. Bull.Agric.Chem.Insp.Stn.12:86-92.

11317 : Davies, P.E., and R.W.G. White (1985) : The Toxicology and Metabolism of Chlorothalonil in Fish. I. Lethal Levels for *Salmo gairdneri*, *Galaxias maculatus*, *G.truttaceus* and *G. auratus*. Aquat.Toxicol. 7(1-2):93-105.

12713 : Davies, P.E. (1987) : Physiological, Anatomic and Behavioural Changes in the Respiratory System of *Salmo gairdneri* Rich. on Acute and Chronic Exposure to Chlorothalonil. Comp.Biochem.Physiol.87 C(1):113-119.