

不同養殖環境下陶斯松在鯉魚體內的累積

孫斐* 林鳳宜 翁愷慎 李國欽

臺中縣霧峰鄉 行政院農業委員會農業藥物毒物試驗所

(接受日期: 民國 88 年 5 月 12 日)

摘 要

孫斐、林鳳宜、翁愷慎、李國欽 1999 不同養殖環境下陶斯松在鯉魚體內的累積 植保會刊 41: 155-164

以陶斯松為供試藥劑，藉著監測不同時間內魚體及水體中陶斯松殘留量的變化，探討低長效性有機磷殺蟲劑在鯉魚 (*Cyprinus carpio*) 體內的累積性。試驗在室內及田間兩種水生環境中進行，每個試驗的時間為 192 小時。處理劑量分別為陶斯松 40.8% 乳劑對鯉魚 96 小時急毒性值(0.1 mg/L)的 1/10 和 1/100。試驗結果顯示，陶斯松施用於水中後，水中的殘留量隨處理時間而逐漸降低，在田間環境下較室內環境消退得快。而在有鯉魚存在時，水中陶斯松的殘留量在 24 小時內即低於偵測界限。試驗開始後 24 小時內，陶斯松在魚體內的累積量達最高峰。估算試驗開始後 3 小時魚體中陶斯松的生物濃縮係數，室內處理組為 244-389、田間處理組為 90-96，顯示陶斯松會迅速累積在魚體內，至試驗結束時，暴露在不同處理環境下的魚體，均仍有陶斯松的殘留存在。

(關鍵詞：陶斯松、殘留量、魚、生物濃縮係數)

緒 言

農藥在魚體內的累積(accumulation)，由於有機氯劑(organochlorine)的長殘效性、生物濃縮性(bioaccumulation)及 1960 至 1970 年代的大量使用而備受矚目，早期的研究重點亦著重在有機氯劑在魚體內的累積性監測。近年，有機磷類農藥

(organophosphorus pesticides) 已取代有機氯劑成為農業主要使用之類別。雖然有機磷類農藥與有機氯劑農藥相較在環境中具較短的殘效性，但它們的中等殘留期、對水生生物的毒性、在水生無脊椎動物及魚體內的累積性和在鳥類的累積性亦漸受注意⁽²⁾。陶斯松的辛醇/水分配係數為 50,000、在 25 °C 下水中溶解度約為 2 mg/L⁽⁹⁾，前人研究指出，陶斯松在魚體內容易代謝，但代謝成 P = O ester 後對魚類

*通訊作者。E-mail: sunfeei@tactri.gov.tw

的毒性較原結構者為高⁽¹⁷⁾，如同多數有機磷類藥劑，會抑制魚類的乙醯膽鹼酯酶（acetylcholinesterase）的活性^(5, 8)，經口服或腹腔注射進入美國河鯰（*Ictalurus punctatus*）體內半生期約 3.3 天⁽³⁾，近年已有報告證實陶斯松會在兩種軟體動物（*Mytilus galloprovincialis* 及 *Venus gallina*）體內迅速累積⁽¹⁶⁾，有學者認為應屬有蓄積潛力之藥劑⁽¹¹⁾，對魚類的高毒性則可能是因為脂溶性高⁽¹⁴⁾。但以室內進行的農藥對水生物毒性實驗的結果，藉以推估農藥在田間對水生物造成的影響，一直受到爭議，許多學者認為，在室內標準環境下無法真正地反應出藥劑在環境中的行為及水生生物實際受到的影響^(4, 10)，故有人主張應建立類似水域環境的室外實驗單位如微生態系統（mesocosms），以做為室內和實際環境的橋樑^(6, 18, 22, 24)。陶斯松在國內的使用，農業上據 87 年 6 月版植物保護手冊所載，推薦用於水稻椰子、鳳梨、香蕉、梨、玫瑰、茶、鐘麻及木麻黃等作物害蟲防治⁽¹⁾，環境衛生上亦為蚊蟲防治主力藥劑之一。本計畫的目的即在探討非長效性藥劑陶斯松於不同環境下在魚體內的累積。

材料與方法

供試藥劑

儀器分析用標準劑為 chlorpyrifos 99% 分析級（Riedel-deHaën, Germany），生物檢定用商品陶斯松 40.8% EC 由惠光公司提供。

供試生物

試驗用鯉魚（*Cyprinus carpio*）苗（約 3 cm）由烏山頭淡水魚養殖示範中心提供，經室內馴化飼育後，供生物檢定用；急毒性試驗用魚苗年齡約為 3 個月，體長約 5 ± 2 cm。累積性試驗用魚齡為 6 個月。

試驗方法

1. 急毒性試驗：

在內徑 23 cm、高 30 cm 的玻璃缸中，每 10 L 水中接入魚苗 10 尾，試驗期間不予餵食。以每日更新 80% 測試液之方式進行，同時將沉澱物吸除。每一次處理包含完全不含藥劑之對照組及 5 個濃度間隔為 0.6 倍的處理組，以完全隨機方式編號，共重複三次。測試之環境為光週期 12 小時，溫度攝氏 25 度，持續通氣之狀態，試驗觀察期為 96 小時⁽¹⁹⁾。以試驗濃度及各處理濃度下供試魚苗之死亡數，利用 probit analysis 統計方法估算半數致死濃度及其相關介量⁽⁷⁾。

2. 累積性試驗：

- (1) 處理環境：在兩種環境下進行累積性試驗，分別為 1) 室內飼育水—室溫維持在 $25 \pm 1^\circ\text{C}$ 和 2) 參考 Traubeberhardm *et al.* (1994) 的方法建立之室外實驗單位（有 5 cm 底泥之飼養環境）⁽²¹⁾，將鯉魚分別飼育在不同環境中，待魚體適應環境後進行實驗。
- (2) 試驗設計：參考 OECD (1981) 所推薦的方法，以兩種濃度處理分別進行：陶斯松對幼鯉魚 96 小時半數致死濃度 (0.1 mg/L) 之 1/10 和 1/100 劑量，即 0.01 mg/L 和 0.001 mg/L，每缸體積為 25 L，處理 5 尾魚⁽¹³⁾，實驗過程中並每隔 24 小時取水樣 5 ml 進行水質監測⁽¹⁹⁾。
- (3) 實施方法：試驗時秤取適當重量之陶斯松 40.8% EC，溶於蒸餾水中配成貯存液供試驗藥劑添加用，並置於冰箱中冷藏作為藥劑貯存組。試驗分十一組同時進行—其中包含 10 個藥劑處理組、1 個不加藥劑的對照組。其中一組藥劑處理組不放魚作

為藥劑對照組，另九組藥劑處理組及不加藥劑的對照組各放入供試鯉魚 5 尾，前者作為生物處理組、後者作為生物對照組。試驗期共 192 小時，並於暴露後 3、24、48、72、96、120、144、168 及 192 小時分別自生物空白組及生物對照組取水樣 250 ml、自藥劑貯存組取藥劑 1 ml 分別分析陶斯松的殘留量，並取一組生物處理組進行水中（水樣為 250 ml）及魚體中陶斯松的殘留量分析；至試驗結束時（第 192 小時）另分析生物對照組之魚體。利用生物空白組及生物處理組之水樣分析結果推估在試驗期間內水及魚體內藥劑的分佈是否能達到平衡，並利用魚體內陶斯松的殘留量 ($\mu\text{g}/\text{kg}$) 及水體內殘留量 ($\mu\text{g}/\text{L}$) 的比值估算生物濃縮係數 (bioconcentration factor, BCF) ⁽¹³⁾，並比較魚體在兩種不同飼育環境下，對陶斯松的累積性。

3. 水及魚體中陶斯松殘留量分析方法

- (1) 儀器分析條件：氣液層析儀 (GC，廠牌型號：HP 5890) 附火焰式磷光檢出器 (FPD)，層析管為 DB-1701 (30m \times 0.53 mm \times 0.83 μm)；carrier gas: nitrogen at 13 psi；oven: measured at 220 $^{\circ}\text{C}$ for 15 min；injector: 260 $^{\circ}\text{C}$ ，1 μl ；detector: 280 $^{\circ}\text{C}$ ，makeup gas: 30 ml/min。
- (2) 水樣中殘留陶斯松的抽出方法：取水樣 50 ml，加入 12.5 g 氯化鈉，以 50 ml 二氯甲烷萃取 1 分鐘重覆一次，取溶劑層以 20 g 無水硫酸鈉脫水，濃縮至乾，以丙酮定量至 1 ml 供儀器分析⁽²⁰⁾。
- (3) 魚體中殘留陶斯松的抽出及淨化：將魚體去頭尾及鱗片後肉剝碎，取剝碎後之魚肉 10 g 入打碎瓶備用，

修正 Schenck (1996)的方法⁽¹⁵⁾，在魚肉中加入 50 ml 氰甲烷 (CH_3CN) 後以打碎機高速攪拌 1 分鐘，抽氣過濾定量至 100 ml 再取 50 ml 濃縮至無氰甲烷，以 15 ml 氰甲烷洗入固相萃取槽中，以氮氣吹乾後以丙酮定量至 1 ml，供儀器分析用；固相萃取槽淨化管為兩段式組合：上段為 6 ml 1000 mg 的 C_{18} 萃取管，下段為 6 ml 1000 mg 的矽酸鎂 (Florisol) 萃取管，矽酸鎂上置有 2 g 的無水硫酸鈉，再上層為少許玻璃棉。

結果與討論

急毒性試驗結果顯示，陶斯松 40.8% 乳劑 96 小時內導致供試幼鯉魚 (*Cyprinus carpio*) 50% 死亡的濃度 (LC_{50} 值) 為 100 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，95% 可信賴界限在 85-120 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，早期的資料則指出陶斯松 (chloryprifos) 原體對虹鱒 (*Salmo gairdneri*) 的 96 小時急毒性為 3 $\mu\text{g}/\text{L}$ 、對金魚 (*Carassius sp.*) 的毒性為 180 $\mu\text{g}/\text{L}$ ⁽⁹⁾，因供試魚種對藥劑的感受性及藥劑劑型不同而毒性值有差異。鯉魚與金魚均屬鯉科 (*Cyprinidae*) 魚類，故毒性值接近。

Wijngaarden *et al.* (1996) 認為在實驗室中所測得之陶斯松對水生物的毒性可用以估計在微生態系統下的毒性⁽²³⁾，故以上述室內實驗所得之 96 小時半數致死濃度之 1/10 和 1/100 劑量，即 10 和 1.0 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，進行鯉魚對陶斯松在室內環境及田間環境中八天的累積性探討。試驗過程中水質監測結果顯示 (表一)，不論室內或田間實驗環境理論上均符合供試鯉魚生存要求⁽¹⁹⁾，不同處理間環境的理化性質基本上是相似的，但在田間環境下，受日夜溫差改變的影響，溫度的變化範圍較室內為大；而在有鯉魚存在的生物對照組及生物處理組，

表一、累積性試驗期間水質變化情形

Table 1. Water characteristics during accumulation test

Treatment	Water characteristics				
	Temperature (°C)	pH	Dissolved oxygen (mg/L)	Conductivity (µm/sec)	CaCO ₃ (mg/L)
Laboratory					
Organism control	25 ± 0.2	7.8 ± 0.3	6.6 ± 0.9	400 ± 46	61 ± 12
High conc.					
Organism blank	25 ± 0.1	8.2 ± 0.2	6.5 ± 1.3	392 ± 48	62 ± 10
Organism treatment	25 ± 0.1	7.7 ± 0.4	6.5 ± 1.0	390 ± 41	64 ± 13
Low conc.					
Organism blank	25 ± 0.2	8.1 ± 0.3	6.9 ± 1.2	376 ± 23	56 ± 8
Organism treatment	25 ± 0.2	7.7 ± 0.3	6.9 ± 1.7	380 ± 25	59 ± 9
Outdoor					
Organism control	24 ± 1.6	7.7 ± 0.3	5.4 ± 1.4	384 ± 26	53 ± 15
High conc.					
Organism blank	24 ± 1.9	8.0 ± 0.3	6.5 ± 0.8	366 ± 22	56 ± 8
Organism treatment	24 ± 2.0	7.6 ± 0.3	5.3 ± 1.4	376 ± 26	51 ± 9
Low conc.					
Organism blank	24 ± 2.1	8.1 ± 0.3	6.8 ± 1.0	347 ± 13	51 ± 4
Organism treatment	24 ± 1.6	7.5 ± 0.2	5.6 ± 1.4	352 ± 16	52 ± 6

表二、累積性試驗過程中陶斯松在水中的回收率

Table 2. Recoveries of chlorpyrifos in water during accumulation test

Spike conc. (µg/L)	Recovery (%)	Detection limit (µg/L)
6.25	93 ± 7.0 ¹⁾	0.057 ± 0.013 ¹⁾
25	93 ± 3.6	0.045 ± 0.09
100	91 ± 5.0	0.049 ± 0.012

¹⁾ mean of thirty-six replicates ± standard deviations.

水的酸鹼值較無鯉魚存在的生物空白組低 0.4-0.6 個 pH 單位，推測是受到魚體產生的有機物的影響。

表二為進行水中陶斯松殘留量監測過

程中陶斯松在水中的平均回收率，介於 91% 至 93% 之間、標準偏差 (standard deviations, S.D.) 在 3.6-7.0% 之間。表三為各處理組水中陶斯松殘留量監測結果，生物空白組各觀察時間內陶斯松平均殘留量的變化以鄧肯氏多變距測驗新法 (Duncan's new multiple range test) 分析，結果顯示，在室內環境下，不論高濃度 (水中添加量為 10 µg/L) 或低濃度 (水中添加量為 1.0 µg/L) 處理組，水中陶斯松的平均殘留量大約在試驗開始後 72 小時有明顯降低趨勢，高濃度處理組至試驗結束時 (192 小時) 仍有 18% 添加量的陶斯松殘留在水中，低濃度處理組至 144 小時後殘留量已低於偵測界限；在田間環境下，高濃度處理組在 48 小時後、低濃度處理組在 120 小時後，水中陶

表三、累積性試驗期間陶斯松在水中的殘留量

Table 3. Chlorpyrifos residue in water during accumulation test

Exposure time (hr)	Chlorpyrifos residue in water ($\mu\text{g/L}$)			
	Laboratory treatment		Outdoor treatment	
	High conc.	Low conc.	High conc.	Low conc.
Organism blank				
3	9.6 \pm 1.3 c ¹⁾	0.88 \pm 0.5 b	8.6 \pm 1.7 d	0.64 \pm 0.02 b
24	8.9 \pm 1.5 bc	0.80 \pm 0.3 b	7.3 \pm 0.5 d	0.60 \pm 0.08 b
48	7.4 \pm 2.3 bc	0.56 \pm 0.04 ab	4.2 \pm 1.2 c	0.48 \pm 0.04 b
72	5.6 \pm 3.0 ab	0.20 \pm 0.04 a	3.0 \pm 0.2 bc	0.52 \pm 0.12 b
96	3.4 \pm 1.2 a	0.28 \pm 0.04 a	1.8 \pm 0.8 ab	0.44 \pm 0.08 b
120	2.4 \pm 0.2 a	0.20 \pm 0.2 a	0.88 \pm 0.4 a	0.24 \pm 0.2 a
144	3.2 \pm 0.3 a	—	0.72 \pm 0.3 a	—
168	2.2 \pm 0.7 a	—	0.48 \pm 0.2 a	—
192	1.8 \pm 0.7 a	—	0.52 \pm 0.3 a	—
Organism treatment				
3	5.2 \pm 1.3	0.36 \pm 0.04	5.0 \pm 0.76	0.52 \pm 0.08
24	— ²⁾	—	—	—
48	—	—	—	—
72	—	—	—	—
96	—	—	—	—
120	—	—	—	—
144	—	—	—	—
168	—	—	—	—
192	—	—	—	—

¹⁾ Means with the same letter are not significantly different ($p > 0.05$) in same column.

²⁾ Not detected. Detection limit is 0.045 $\mu\text{g/L}$.

斯松殘留量亦明顯降低，而高濃度處理組至試驗結束時陶斯松的殘留量為添加量的 5.2%，較室內組殘留量為低，低濃度處理組至 144 小時後水中陶斯松的殘留量亦低於偵測界限。但在生物處理組，試驗開始後 24 小時，不論室內或田間處理組水中陶斯松的殘留量均已低於偵測界限。事實上在試驗開始後 3 小時，生物處理組水中可測得的陶斯松殘留量，在高濃度處理組，僅為添加量的 50% 左右，在低濃度處理

組，為添加量的 36-52%。綜合上述結果，陶斯松施用於水中後，水中的殘留量不僅會隨處理時間而逐漸降低，在田間環境下亦較室內環境消退得快，而在有鯉魚存在時，水中陶斯松的消退現象發生得更快。顯然除了水中可溶性有機物會造成陶斯松產生非生物因子的水解外⁽¹²⁾，生物因子（鯉魚的存在與否）在水中陶斯松的消退上也扮演著相當重要的角色。

在魚體中陶斯松殘留量監測上，試驗

表四、累積性試驗中魚體重量

Table 4. Weight of fish in accumulation test

Treatment	Whole fish (g)	Fillet (g)	Whole fish / fillet (%)
Laboratory			
High conc.	13.2±0.7 ¹⁾	5.8±0.6	43.8
Low conc.	12.1±1.3	5.1±0.7	42.4
Outdoor			
High conc.	11.8±1.0	4.9±0.7	41.4
Low conc.	11.0±0.7	4.8±0.3	43.6

¹⁾ Mean of three replicates ± standard deviations.

表五、累積性試驗過程中陶斯松在魚體內的回收率

Table 5. Recoveries of chlorpyrifos in fish during accumulation test

Spike conc. (ng/g)	Recovery (%)	Detection limit (ng/g)
62.5	93±6.0 ¹⁾	5.7±1.41)
250	80±5.8	6.1±1.4
1000	80±5.1	6.0±1.7

¹⁾ mean of thirty-six replicates ± standard deviations.

用魚為進入生育期前之魚體，各處理組魚之魚肉佔全魚重量百分比在 41-44% 之間（表四），顯示魚隻大小無顯著差異。每次進行殘留量分析時陶斯松在魚體內的平均回收率介於 80% 至 93% 之間、S.D. 在 5.1-6.0% 之間（表五）。由表六知在試驗開始後 3 小時內，水中陶斯松即迅速進入魚體內，其含量在 0.05 至 1.27 µg/g 間，隨處理環境及處理濃度而異，24 小時內魚體中陶斯松的殘留量達尖峰，至試驗結束時（192 小時）供試魚體內仍有 0.01 至 0.57 µg/g 的陶斯松殘留。

前述試驗結果已知生物處理組水中陶斯松的殘留量在試驗開始後 24 小時已低於可偵測量，換言之 24 小時內大部份的殘留

藥劑均進入魚體內。探討試驗開始後 3 小時生物處理組陶斯松總殘留量在水及魚體內的分佈（圖一），在室內環境中，無論高低濃度處理組，20% 以上的殘留總量是分佈在魚體內，在田間環境中則僅有 10% 以下的殘留總量分佈在魚體內，是否受田間土壤及氣候因子的影響，有待進一步研究。

表七為試驗過程中陶斯松在魚體內的累積情形，在試驗開始後 3 小時，估算魚體中陶斯松的生物濃縮係數（BCF 值），室內處理組為 244-389、田間處理組為 90-96，顯示陶斯松會迅速累積在魚體內，Smith *et al.* (1966) 等報告以同位素標示之陶斯松會在暴露後最初的 10 小時內迅速累積於 *Pimephales promelas* 並在 12 小時內累積達最高量⁽⁷⁾，而 Rice *et al.* (1997) 的報告指出，48 小時內存活之 *Oryzias latipes* 累積陶斯松的量可達水中的 727-1143 倍⁽¹⁴⁾，顯示不同魚種對陶斯松的累積性不同。受水中可偵測得陶斯松殘留量的影響，各處理組在試驗開始後 24 小時已無法估算其在魚體內的生物濃縮係數，但由於魚體中仍有殘留的陶斯松存在，根據 OECD (1981) 的建議，可推測其生物濃縮係數應大於在 3 小時時所估算的值⁽¹³⁾。

據 Rice *et al.* (1997) 的報告指出，*O. latipes* 暴露在低於半數致死劑量的陶斯松中（≥ 100µg/L），24 小時內魚體行為即呈現不

正常現象⁽¹⁴⁾，在本試驗的急毒性試驗過程中，殘存的幼鯉魚有魚體失去平衡的現象，

但在本累積性試驗過程中，魚體在行為上並無明顯的異常，可能與魚齡的大小有關。

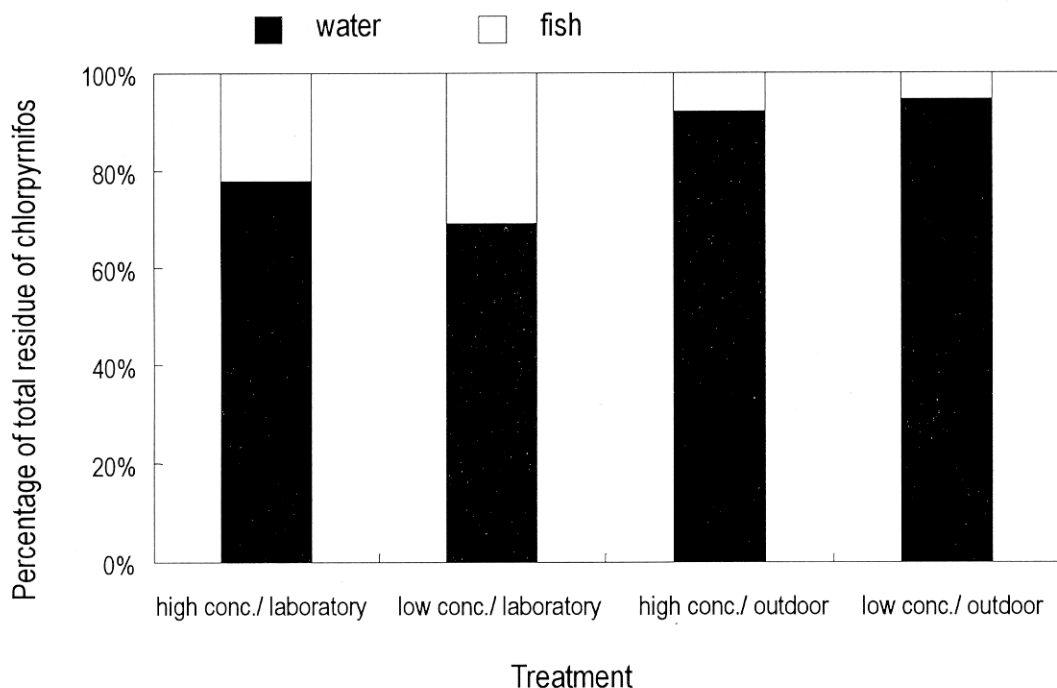
表六、不同處理環境下鯉魚體內累積的陶斯松

Table 6. Accumulation of chlorpyrifos in *Cyprinus carpio*.

Exposure time (hr)	Chlorpyrifos residue in fish ($\mu\text{g/g}$)							
	Laboratory treatment				Outdoor treatment			
	High conc.		Low conc.		High conc.		Low conc.	
3	1.27±0.50 ¹⁾	cd ²⁾	0.14±0.10	b	0.45±0.04	bc	0.05±0.02	bcd
24	1.65±0.42	d	0.11±0.05	b	0.81±0.05	d	0.08±0.02	d
48	1.45±0.25	cd	0.08±0.02	ab	0.60±0.15	c	0.07±0.01	cd
72	1.04±0.53	abcd	0.04±0.01	a	0.58±0.10	c	0.06±0.02	cd
96	1.15±0.19	bcd	0.04±0.01	a	0.30±0.05	ab	0.06±0.02	cd
120	0.91±0.04	abc	0.02±0.01	a	0.29±0.18	ab	0.04±0.01	bc
144	0.81±0.19	abc	0.01±0.00	a	0.22±0.12	a	0.02±0.02	ab
168	0.47±0.11	a	0.01±0.01	a	0.15±0.14	a	0.03±0.01	ab
192	0.57±0.37	ab	0.01±0.01	a	0.14±0.17	a	0.01±0.01	a

¹⁾ Mean of three replicates ± standard deviations. Detection limit is 6 ng/g.

²⁾ Means with the same letter are not significantly different ($p > 0.05$) in same column.



圖一、生物處理組在第3小時時可測得之陶斯松殘留量在水及魚肉內的分佈

Fig. 1. Distribution of detectable chlorpyrifos residues between water and fish in organism treatment at 3 hours.

表七、不同處理之陶斯松在鯉魚體內的生物濃縮係數 (BCF)

Table 7. Bioconcentration factor (BCF) of chlorpyrifos in *Cyprinus carpio* with different treatments.

Exposure time (hr)	Laboratory treatment		Outdoor treatment	
	High conc.	Low conc.	High conc.	Low conc.
3	244	389	90	96
192	> 244	> 389	> 90	> 96

由上述試驗結果知，陶斯松在環境中屬非長效性的藥劑，室內實驗對陶斯松在實際環境中的消退速度有低估的現象，但陶斯松極易累積於魚體內，影響陶斯松在環境中的消退，並使得在有生物存在的環境下，水中陶斯松的殘留量監測結果僅為假象，故魚體陶斯松殘留量分析對環境監測具重要意義。

引用文獻

1. 植物保護手冊。1998。臺灣省政府農林廳編印。734 頁。
2. Barcelo, D. 1993. Environmental Protection Agency and other methods for the determination of priority pesticides and their transformation products in water. *J. Chromatogr.* 643: 117-143.
3. Barron, M. G., Plakas, S. M., and Wilga, P. C. 1991. Chlorpyrifos pharmacokinetics and metabolism following intravascular and dietary administration in channel catfish. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 108: 474-482.
4. Cairns, J. Jr. 1983. Are single species tests alone adequate for estimating environmental hazard? *Hydrobiologia* 100: 47-57.
5. Carr, R. L., Ho, L. L., and Chambers, J. E. 1997. Selective toxicity of chlorpyrifos to several species of fish during an environmental exposure-biochemical mechanisms. *Environm. Toxicol. Chem.* 16: 2369-2374.
6. Crossland, N. O. 1982. Aquatic toxicology of cypermethrin II. Fate and biological effects in pond experiments. *Aquatic Toxicol.* 2: 205-222.
7. Finney, D. J. 1971. Probit analysis. 3rd. ed. Cambridge University Press, London. 333pp.
8. Jarvinen, A. W., Nordling, B. R., and Henry, M. D. 1983. Chronic toxicity of Dursban (chlorpyrifos) to fathead minnows (*Pimephales promelas*) and the resultant acetylcholinesterase inhibition. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 7: 423-434.
9. Kidd, H., and James, D. R. (eds.) 1991. Chlorpyrifos. A0088/Agu 91. In "The agrochemicals hand book", 3rd The Royal Society of Chemistry. England.
10. Kimball, K. D., and Levin, S. A.. 1985. Limitations of laboratory bioassays: The need for ecosystem testing. *Bioscience.* 35: 165-171.
11. Mackay, D. 1982. Correlation of bioconcentration factors. *Environ. Sci. Technol.* 16: 274-278.
12. Noblet, J. A., Smith, L. A., and Suffet, I. H. 1996. Influence of natural dissolved organic matter, temperature, and mixing on the abiotic hydrolysis of triazine and organophosphate pesticides. *J. Agric.*

- Food Chem. 44: 3685-3693.
13. OECD. 1981. OECD guidelines for testing of chemicals: Bioaccumulation: static fish test. Guideline 305 D, OECD Publications Service, Paris.
 14. Rice, P. J., Drewes, C. D., Klubertazn, T. M., Bradbury, S. P., and Coats, J. R. 1997. Acute toxicity and behavioral effects of chlorpyrifos, permethrin, phenol, strychnine, and 2,4-dinitrophenol to 30-day-old Japanese medaka (*Oryzias latipes*). Environ. Toxicol. Chemistry. 16: 696-704.
 15. Schenck, F. J. 1996. Screening of nonfatty fish for organochlorine pesticide residues by solid-phase extraction cleanup: interlaboratory study. J. AOAC Intern. 79: 1215-1219.
 16. Serrano, R., Hernandez, F., Pena, J. B., Dosda, V., and Canales, J. 1995. Toxicity and bioconcentration of selected organophosphorus pesticides in *Mytilus galloprovincialis* and *Venus gallina*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 29: 284-290.
 17. Smith, G. N., Watson, B. S., and Fischer, F. S. 1966. The metabolism of [14C] O,O-diethyl O-(3,5,5-trichloro-2-pyridyl) phosphorothioate (Dursban) in fish. J. Econ. Entomol. 59: 1464-1475.
 18. Soolmon, K. R., Stephenson, G. L., and Kaushik, N. K. 1989. Effects of methoxychlor on zooplankton in freshwater enclosures: Influence of enclosure size and number of application. Environ. Toxicol. Chem. 8: 659-669.
 19. Sun F. 1996. Testing methods for estimating the toxicity of chemicals to aquatic organisms. TACTRI. RCD. Tech. Bull. 37 pp.
 20. Sun F., Wong, S. S., and Li, G. H. 1998. Technique for detecting organophosphate pesticides residues in aquaria. J. Food Drug Analysis. 6: 587-598.
 21. Traubeberhardm, U., Schafer, H., and Debus, R. 1994. New experimental approach to aquatic microcosm systems. Chemosphere. 28: 501-510.
 22. Webber, E. C., Deutsch, W. G., Bayne, D. R., and Seesock, W. C. 1992. Ecosystem-level testing of a synthetic pyrethroid insecticide in aquatic mesocosms. Environ. Toxicol. Chem. 11: 87-105.
 23. Wijngaarden, R. P. A. van, Brink, P. J. van den, Crum, S. J. H., Voshaar, J. H. O., Brock T. C. M., and Leeuwangh, P. 1996. Effects of the insecticide DURSIBAN®4E (active ingredient chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: I comparison of short-term toxicity between the laboratory and the field. Environ. Toxicol. Chem. 15: 1133-1142.
 24. Wolff, C. J. M., and Crossland, N. O. 1985. Fate and effects of 3,4-dichloroaniline in the laboratory and in outdoor ponds: 1. Fate. Environ. Environ. Toxicol. Chem. 4: 481-487.

ABSTRACT

Sun, F.*, Lin F. Y., Wong, S. S., and Li, G. C. 1999. Accumulation of chlorpyrifos by the *Cyprinus carpio* in different aquaria. Plant Prot. Bull. 41: 155-164 (Residue Control Department, Taiwan Agricultural Chemicals and Toxic Substances Research Institute, Wufeng, Taichung, Taiwan, R.O.C.)

By using chlorpyrifos as a testing chemical to investigate the accumulation of this low-persistence organophosphorus insecticides to common carp (*cyprinus carpio*) by monitoring their residue in both fish's body and water in vary environments. The test were proceed both in laboratory and outdoor aquaria and test period was 192 hours. Acute toxicity values (LC_{50}) of chlorpyrifos 40.8% EC to common carp in 96 hours was 0.1 mg/L. Exposing common carp in chlorpyrifos LC_{50} value between 1/10 and 1/100 amounts. The test shows the residue will be decreasing by its treatment time and it will be decreasing faster in outdoor environment than laboratory environment. If fish is there the residue in the water will below its' detection limits during twenty-four hours. When the test begins during twenty four hours the chloryprifos accumulation in the fish body will be up to its' top amounts after three hours by estimate the chloryprifos bioconcentration factor in fish's body laboratory treatment is 244-389, and outdoor treatment is 90-96. The test shows chloryprifos will be accelerated accumulation in the fish's body and after this test there is still existing chlorpyrifos residue in fish's body on both laboratory environments and outdoor environments treatment.

(Key words: chlorpyrifos, residue, fish, bioconcentration factor)

*Corresponding author. E-mail: sunfeei@tactri.gov.tw