

# 魚蝦介類累積水中殘留農藥 及其釋放之研究

陳玉麟\* 王一雄\* 湯弘吉\*\* 鄭昌奇\*\*\*

## 摘 要

丁基拉草 ( Butachlor ) 對長臂大蝦、草魚及鰻魚之急性毒性，48 小時之 TLm 值分別為 7.72、0.24 及 0.29 ppm。而殺丹 ( Benthocarb ) 則分別為 3.47、1.51 及 0.89 ppm。甲氧基護谷 ( Chlomethoxynil ) 之急性毒性，對長臂大蝦及草魚 48 小時之 TLm 值分別為 1.91 及 0.40 ppm。對鰻魚 96 小時之 TLm 值為 0.54 ppm。

長臂大蝦、草魚及鰻魚在水中殘留農藥之吸收累積量，隨農藥種類及濃度而不同。在 30 天實驗期間，魚蝦類體內農藥濃度變化之趨勢大致相似。在初期魚蝦類體內農藥濃度快速上升，第 3~5 天後達到最高峰，然後隨時間漸減。在三種魚蝦類中，以鰻魚最易累積水中之殘留農藥，而長臂大蝦則最不易累積水中殘留農藥。三種農藥中以甲氧基護谷最易在生物體內累積，而殺丹則最不易在生物體內累積。

長臂大蝦、草魚和鰻魚在含農藥之水中養殖三天後移入清水中飼養，體內農藥濃度變化之趨勢大致相似。初期魚蝦類體內農藥濃度在第 0~5 天內快速下降，然後下降速率則減慢。

對宜蘭地區七個地點，彰化雲林地區十三個地點，高雄屏東地區十四個地點之農田排水調查。分別在二期水稻施用除草劑時間，自河川或排水路採集水樣分

\* 台大農化系教授

\*\* 台灣省水產試驗所竹北分所長

\*\*\* 農業工程研究中心副研究員

析。結果顯示各地區在施用除草劑後，在其排水域中均有可被檢出之量，但均極微量，僅為 1 至 0.1 ppb 之程度。其中以丁基拉草在土壤中緩慢釋出，在經一至二個月後，仍可在水域中被檢出極微量。

# Abstract

Acute toxicity of three herbicides butachlor, Benthocarb and chlormethoxynil to macro-branch shrimp, weed carp and ele was determined. The results showed TLm(48hr) of 7.72, 0.24 and 0.29 ppm for butachlor, and 3.47, 1.51 and 0.89 ppm for saturn to the shrimp and two fishes, respectively. TLm(48hr) of chlormethoxynil to macro-branch shrimp and weed carp were 1.91 and 0.40 ppm respectively, and TLm(96hr) was 0.54 ppm to ele.

The accumulation of the herbicides by macro-branch shrimp, weed carp and ele were depended on the kind and concentration of the herbicides in water. In an 30 days experiment, the accumulation of the herbicides increased rapidly in the biota for the first few days, and then decreased gradually as time elapses for 3-5 days. The experiments showed that the herbicides in aqueous solution was accumulated more easier in ele than in macro-branch shrimp and weed carp. Accumulation of the herbicides in the biota was shown as following order: chlormethoxynil > butachlor > saturn.

When the biota was transferred to a clean water after cultivated in aqueous solution containing herbicides for a period of days, the amounts of the herbicides were decreased rapidly within 5 days.

The survey of residural herbicides in field water was carried out in Yilan (7 sampling spots), Changhua and Yunlin (13 sampling spots), and Koa-shung and Pingtong (14 sampling spots). The sampling were made from the rivers or irrigation channels nearby paddy fields at the season of herbicide ap-

plication in the second crop. The results indicated that the detectable amounts of herbicides were found from all the samples, but the amounts was very small, only 0.1-1.0 ppb was detected. Butachlor released slowly from soil, a trace amount of the herbicide still detectable from water even after 1 to 2 months.

## 一、前言

台灣地處熱帶及亞熱帶地區，高溫多雨，病蟲害及雜草特多，對於農業生產影響很大。爲了確保農業的生產，農藥的使用成爲必要的手段。由於農藥在施用後僅有少量的藥劑能達到目的物而產生預期的效果，其餘大部分則分散進入生態環境中。其移轉變化的可能途徑爲：一、被植物吸收與代謝，二、光分解，三、揮散進入大氣中，四、隨表面逕流沖刷損失，五、被土壤吸附，六、生物分解，七、淋洗，八、化學分解等(8)。所以在農藥使用安全的顧慮下，除了考慮農藥的直接殺病蟲害及雜草效果外，另一個極重要的課題即是探討其對非目的生物的作用。

本省農耕爲集約制度，單位面積之農藥施用量偏高，且種類繁多。此等農藥因逕流或排水流入至溝渠河川或魚池及天然水域中，造成水產物死亡之事件可能發生。另外，養殖魚蝦貝類或天然水產魚蝦類亦可能會有吸收累積農藥的現象(2,6)。本省耕地60%爲水稻田，稻田之排放水爲魚池河川中農藥來源之一。爲確保水產物不受稻田使用農藥之爲害，稻田中推廣之農藥的魚毒性及生物累積性應詳加探討。

本研究之主要目的，即在探討台灣水稻田常用農藥之魚毒性，據以提供訂定各種農藥在水中之最高容許量參考資料，及探討其在魚體內累積的情形。台灣水稻田中最常用的除草劑爲丁基拉草，其次爲殺丹(4)，再其次爲甲氧基護谷，故本期研究首先選擇用以進行研究。

丁基拉草的化學名稱爲N-(Butoxymethyl)-2-chloro-2',6'-diethylacetanilide，屬於 $\alpha$ -氯基酸胺類之萌前除草劑，自1971年在台灣被推廣使用，係目前在台灣使用最普遍之水田除草劑。陳(1986)(7)研究丁基拉草在本省南北兩地水田中分解的情形，結果發現在每公頃30公斤5%粒劑用量下，經32天後田水中及土壤中仍有丁基拉草殘留。

殺丹的化學名稱爲 S-(4-chlorobenzyl)-N,N-diethylthiocarbamate，爲氨基甲酸酯系的除草劑，具選擇性，對一年生雜草有效，在日本廣被使用，據估計約有 60 % 的水稻田使用此除草劑 ( 5,16 )。本省亦於 1971 年推廣使用於水田雜草防除。Yusa 及 Ishikawa(1977)(16) 研究殺丹在田水中的消失，發現每公頃水田中施用 6 Kg 有效成份的劑量後，田水中殺丹濃度爲 1.5 ppm，五天後減低至半量，而經三十天後，田水中仍可測得 0.1 ppm。另外農田灌排系統在施用殺丹前，水樣中偵測不到殺丹的存在，施藥後排水可測到 49 ppb，6.4 天後濃度減半。李及康 (1979) (1) 以溫室試驗田模擬水稻生態系研究殺丹之殘留，認爲其殘留時間長，若在連續使用多次後，對水稻及裡作作物可能會造成不良的影響。陳 ( 1986 ) (7) 研究殺丹在本省南北兩地田水中的殘留，指出殺丹在田水中的殘留高，毒性亦高，故可能對水生物或其他環境的影響甚大。

甲氧基護谷的化學名稱爲 2,4-dichlorophenyl-3'-methoxy-4'-nitrophenyl ether，屬於聯苯醚系 ( diphenyl ether ) 的水田雜草萌前，萌後初期除草劑，對水稻及稗草而言並非本質上的選擇性，而是生育期不同而產生耐藥性之差異的關係，本劑不僅對一年生雜草，對多年生雜草之發生始期亦有抑制效果。陳 ( 1986 ) (7) 研究甲氧基護谷在本省南北兩地田水中的殘留情形，結果發現在每公頃 30 公斤 7 % 粒劑用量下，經 32 天後田水中及土壤中仍有甲氧基護谷殘留。

李及陳 ( 1981 ) (3) 研究台灣常用農藥對兩種魚類的毒性，發現丁基拉草對大肚魚及紅色吳郭魚的危險度分別爲 0.40 及 0.66；殺丹對大肚魚及紅色吳郭魚的危險度分別爲 1.14 及 0.80。李氏等建議丁基拉草及殺丹的使用宜特別小心。本研究的目的爲確定農藥對魚的急毒性，了解魚體吸收累積水中殘留農藥的程度及情形，並調查宜蘭、彰化、雲林及高雄、屏東地區實際田間灌排系統中農藥之殘量，以作爲農藥使用安全的參考。

## 二、材料與方法

### (一)材料

#### 1.除草劑

本研究採用殺丹、甲氧基護谷和丁基拉草三種除草劑。測定魚類對農藥的「中間忍受限度」( Medium Tolerance Limit ) TLm值的急毒性實驗，及魚類累積水中殘留農藥試驗所使用者，分別為純度為93%的工業級殺丹和純度為90%的工業級丁基拉草及85%的甲氧基護谷。

分析使用的除草劑標準品，殺丹為純度100%的純品，由台灣庵原公司提供；丁基拉草為純度為99.2%的純品，由美國孟山都公司提供。甲氧基護谷為純度99.9%的純品，由日本Ishihara公司提供。其一般理化性質列於表一(14)。

#### 2.試驗用水

農藥對水生生物的毒性，依水質、pH值(13)、水溫(12,13)及溶氧量(13)而異。本研究之魚類急毒性實驗，及魚類累積水中殘留農藥試驗所使用的自來水，為先經靜置一天以上，待氯氣消失後方才取用。

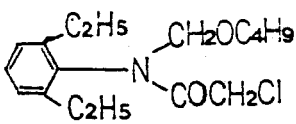
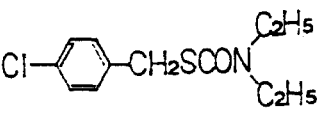
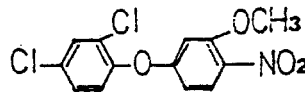
#### 3.試驗用魚蝦

農藥對水生生物的危害狀況，常因供試魚的種類(3,13)、大小(13)、品種而有差異。本研究所使用的鰻魚( Ele )、草魚( Grass Carp )、淡水長臂大蝦( Macro Branch Shrimp )均為於台灣省水產試驗所竹北分所所飼養。草魚體長約3.5-4.0公分，鰻魚體長約15-20公分，蝦體長約為4~5公分。在實驗進行前，供試用魚蝦至少要在實驗室內馴化一週以上(3,15)。在馴化期間每日應餵食一次(15)，但在進入實驗前兩日停止餵食(3,15)。每一次獨立的毒性評估試驗所使用的魚，必須同時取自於同一來源(15)。魚樣在放入容器前必須沒有病徵或不正常的表

現及行爲(15)。

表一 三種除草劑之一般性質

Table 1. Some properties of the three herbicides.

Item	Butachlor	Benthiocarb	Chlomethoxynil
Chemical name	<u>N</u> -(butoxymethyl)-2-chloro-2',6'-diethylacetanilide	<u>S</u> -(4-chlorobenzyl)- <u>N,N</u> -diethylthiocarbamate	2,4-dichlorophenyl-3'-methoxy-4'-nitrophenyl ether
Structural formula			
Molecular formula	C <sub>17</sub> H <sub>26</sub> ClNO <sub>2</sub>	C <sub>12</sub> H <sub>16</sub> ClNOS	C <sub>13</sub> H <sub>9</sub> Cl <sub>2</sub> NO <sub>4</sub>
Molecular weight	311.9	257.8	304.0
Boiling point	156°C (0.5 mmHg)	126-129°C (0.008 mmHg)	260°C
Melting point	< 5°C	—	113-114°C
Solubility	Water: 23 ppm(24°C) Soluble in ether, acetone, benzene, alcohol, hexane, ethylacetate	Water: 30 ppm(20°C) Soluble in acetone, ethanol, xylene	Water: 0.3 ppm(15°C) Soluble in hexane, benzene, acetone
Acute toxicity	LD50: 3300 mg/Kg	LD50: 1903 mg/Kg	LD50: 33000 mg/Kg

## (二)方法

### 1. 生物檢定法

魚類對農藥的TLm值測定，採用止水式生物試驗。係依據Nishiuchi (15)及Doudoroff (9)的方法。試驗魚數為10尾/50公升水。每公升水所容魚重都在一克以下(3)。首先作預備試驗，求出約略的上限(百分之

百致死濃度)和約略的下限(百分之百存活濃度)。求出約略的上限及下限後,即進入正式試驗,在所獲得的上限及下限之間,分成三至四種濃度進行試驗。

首先將農藥配製於 Acetone 中,再加入試驗用水中,溶劑以不超過 0.067% 為準(3)。對照組僅加溶劑。待各濃度處理和對照組之試驗用水攪拌均勻後,將魚放入,記錄 48 小時魚之死亡數目。於實驗過程中,隨時注意魚之死亡情形,發現死亡魚後即刻將其取出,以免污染試驗用水。試驗進行時水溫為 20 ~ 25 °C (公定標準為 20 ~ 28 °C) (3)。對照組死亡率若超過 20% 時,則需重新進行試驗(15)。

魚的死亡率和農藥濃度的對數值,作成線性相關,可求出魚類對農藥的 TLm 值。

## 2. 魚蝦類累積水中殘留農藥試驗

配製約為 TLm 值百分之一和千分之一濃度的農藥水溶液,放入試驗魚於其中生活。經不同時間後分別取樣分析魚體內農藥的含量,並計算生物濃縮指數。

實驗期間為防止因揮發、光分解等因子造成農藥濃度的大幅改變,故每 48 小時換新水溶液一次,以維持農藥濃度。

## 3. 魚蝦類體內累積殘留農藥釋放試驗

配製約為 TLm 值百分之一和千分之一濃度的農藥水溶液,放入試驗魚於其中生活三天後移入清水中。經不同時間後分別取樣分析魚體內農藥的含量。

## 4. 魚蝦體內農藥的抽出與淨化

魚蝦體內農藥的抽出,以 n-Hexane 和 Acetonitrile 兩種不同極性的溶劑混合抽出。活魚樣品採樣後,先以大量清水沖洗一分鐘,重複沖洗三次可除去絕大部分體表附著的農藥。洗淨的樣品以衛生紙拭乾後。冷

凍儲存待全部樣品採完後一起分析。

取約 10 克的魚蝦體加 25 ml 的 n-Hexane 及 25 ml 的 Acetonitrile，用均質機以 3000 rpm 的轉速打碎 30 秒，然後抽氣過濾。殘滓重復加溶劑打碎過濾，重復萃取三次。收集 Acetonitrile 層濾液，n-Hexane 層另以 150 ml acetonitrile 分三次振盪萃取。以上萃取方法可將絕大部分的脂肪分離，防止 GC 分析的干擾。

收集所有的 acetonitrile 萃取液，經 50 °C 減壓濃縮後以管柱層析淨化。淨化管為內徑 0.8 cm 的玻璃製品，填充以 10 cm 的三氧化二鋁 (Aluminiumoxid 90 MERCK)。管柱以 150 ml 之 n-Hexane 飽和的 Acetonitrile 為洗出液。收集的洗出液經減壓濃縮至乾後，以 n-Hexane 定量為 10 ml 以備 GC 分析。

### 三、結果與討論

#### (一) 測試魚類對丁基拉草和殺丹的 TLm 值

工業廢水、有毒物質及農藥對魚類急毒性的表示方法，通常用 TLm 表示 (3)。TLm 之測定是將供試魚類，放於各種濃度的毒物或藥物溶液中，在一定時間內計算供試魚類殘存 50 % 的濃度。一般所定的時間為 24 小時、48 小時及 96 小時。日本農林省的標準為 48 小時 (3)，本研究以 48 小時為標準測定丁基拉草、甲氧基護谷和殺丹的 TLm 值。

本研究使用 Doudoroff (9) 作圖法求出 TLm 值，長臂大蝦、草魚和鰻魚對丁基拉草的急毒性，如表 A 1 至表 A 3 所示。48 小時的 TLm 值分別為 7.72、0.24 與 0.29 ppm。

長臂大蝦、草魚和鰻魚對殺丹的急毒性，如表 A 4 至表 A 6 所示。48 小時的 TLm 分別為 3.47、1.51 與 0.89 ppm。

長臂大蝦、草魚和鰻魚對甲氧基護谷的急毒性，如表 A 7 至表 A 9 所示

。長臂大蝦、草魚 48 小時的 TLm 值分別為 1.91、0.40 ppm。而鰻魚 96 小時的 TLm 值為 0.54 ppm。

表 A 1 長臂大蝦對丁基拉草的急毒性

丁基拉草濃度 ppm	平均死亡率%		
	24 hr	48 hr	96 hr
0.00	0	0	0
5.00	0	0	0
* 6.25	0	0	0
7.50	10	30	40
8.75	50	90	100

\* : 百分之百存活濃度 ; # : 百分之百致死濃度

TLm(48hr) = 7.7163 ppm

$Y = 608.7463 X - 490.207$  R SQUARD = 0.9442

註: 1. 水溫 23.8, 21.9, 22.3, 22.5 °C

2. 有打氣

表 A 2 草魚對丁基拉草的急毒性

丁基拉草濃度 ppm	平均死亡率%		
	24 hr	48 hr	96 hr
0.0000	0	0	0
* 0.1250	0	0	10
0.1875	0	10	20
0.2500	10	60	90
0.3125	10	80	100

\* : 百分之百存活濃度 ; # : 百分之百致死濃度

TLm ( 48hr ) = 0.2368 ppm

$Y = 212.7954 X - 183.121$  R SQUARD = 0.8960

註: 1. 水溫 26.0, 25.6, 25.8, 26.2 °C

2. 無打氣

3. pH 6.59

表 A 3 鰻魚對丁基拉草的急毒性

丁基拉草濃度 ppm	平均死亡率%		
	24 hr	48 hr	96 hr
0.00	0	0	0
0.25	0	50	100
0.50	0	60	100
# 1.00	70	100	100
1.50	80	100	100
2.00	100	100	100

\* : 百分之百存活濃度 ; # : 百分之百致死濃度

$$TLm(48hr) = 0.2872 \text{ ppm}$$

$$Y = 83.0482 X + 95 \quad R \text{ SQUARD} = 0.8929$$

表 A 4 長臂大蝦對殺丹的急毒性

殺丹濃度 ppm	平均死亡率%		
	24 hr	48 hr	96 hr
0.00	0	0	0
1.00	0	0	0
* 1.50	0	0	0
2.50	0	20	30
3.75	20	60	90

\* : 百分之百存活濃度 ; # : 百分之百致死濃度

$$TLm(48hr) = 3.4684 \text{ ppm}$$

$$Y = 148.1970 X - 30.0464 \quad R \text{ SQUARD} = 0.9357$$

註：1.水溫 23.8, 21.9, 22.3, 22.5 °C

2.有打氣

表 A 5 草魚對殺丹的急毒性

殺丹濃度 ppm	平均死亡率%		
	24 hr	48 hr	96 hr
0.00	0	0	0
1.00	0	10	10
1.25	10	20	30
1.50	30	50	80
1.75	40	70	100

\* : 百分之百存活濃度 ; # : 百分之百致死濃度

TLm(48hr) = 1.5064 ppm

$Y = 255.4933 X + 4.539$  R SQUARD = 0.9438

註 : 1. 水溫 26.0, 25.6, 25.8, 26.2 °C

2. 無打氣

3. pH 6.59

表 A 6 鱧魚對殺丹的急毒性

殺丹濃度 ppm	平均死亡率%		
	24 hr	48 hr	96 hr
0.0	0	0	0
1.0	0	60	80
2.0	0	60	90
3.0	10	70	100
# 4.0	60	100	100
5.0	80	100	100

\* : 百分之百存活濃度 ; # : 百分之百致死濃度

TLm ( 48hr ) = 0.8881 ppm

$Y = 56.7301 X - 52.9251$  R SQUARD = 0.6122

表A 7 長臂大蝦對甲氧基護谷的急毒性

甲氧基護谷濃度 ppm	平均死亡率%		
	24 hr	48 hr	96 hr
0.00	0	0	0
1.00	0	0	0
* 1.25	0	0	0
1.50	10	20	40
1.75	30	40	80

\* : 百分之百存活濃度 ; # : 百分之百致死濃度

TLm(48hr) = 1.9137 ppm

Y = 273.0944 X - 26.9758 R SQUARD = 0.9977

註：1.水溫 23.8, 21.9, 22.3, 22.5 °C

2.有打氣

表A 8 草魚對甲氧基護谷的急毒性

甲氧基護谷濃度 ppm	平均死亡率%		
	24 hr	48 hr	96 hr
0.000	0	0	0
0.100	0	10	20
0.175	10	10	40
0.250	30	40	50
0.375	40	50	80

\* : 百分之百存活濃度 ; # : 百分之百致死濃度

TLm(48hr) = 0.3956 ppm

Y = 76.6656 X + 80.8782 R SQUARD = 0.8200

註：1.水溫 26.0, 25.6, 25.8, 26.2 °C

2.無打氣

3. pH 6.59

表A 9 鰻魚對甲氧基護谷的急毒性

甲氧基護谷濃度 ppm	平均死亡率%		
	24 hr	48 hr	96 hr
0.0	0	0	0
0.2	0	0	0
* 0.3	0	0	0
0.4	0	0	10
0.5	10	40	50

\* : 百分之百存活濃度； # : 百分之百致死濃度

TLm(96hr) = 0.5370 ppm

Y = 218.5211 X + 108.9999 R SQUARD = 0.8438

## (二) 魚類累積水中殘留農藥試驗

在農藥推廣使用前考慮農藥之安全問題，除應考慮其對人畜之毒性外，更應考慮其對自然食物鏈中各成員（如魚類、植物等）之影響，以免因使用農藥而影響生態環境及人類食物。為探討魚蝦類是否可能會有吸收農藥並經生物濃縮之現象，採用長臂大蝦、草魚和鰻魚進行試驗。

表B 1 為長臂大蝦在 0.1ppm 和 0.01ppm 的丁基拉草水溶液中，生活不同時間後蝦體內丁基拉草濃度變化的情形。在經二天後蝦體內方有可檢測濃度，分別為 0.04 和 0.02 ppb。在七天及十天後達到最高，但分別只有水中濃度的 0.0056 和 0.03 倍。其後蝦體內丁基拉草濃度隨時間遞減，至 30 天後分別只餘 0.29 和 0.25 ppb。

表B 2 為草魚在 0.0025 ppm 和 0.00125 ppm 的丁基拉草水溶液中，生活不同時間後魚體內丁基拉草濃度變化情形。在經 0.5 天後魚體即分別累積了水中濃度 21.6 倍和 30.4 倍的丁基拉草，七天及五天後達到最高，分別為 72.8 倍和 106.4 倍。其後魚體內丁基拉草濃度隨時間遞減，至 30 天後分別只餘水中濃度的 14.8 倍和 16.8 倍。

表B 3 為鰻魚在 0.005 ppm 和 0.0025 ppm 的丁基拉草水溶液中，生活

不同時間後魚體內丁基拉草濃度變化的情形。在經 0.5 天後鰻魚體內即分別累積了水中濃度 15.8 倍和 29.2 倍的丁基拉草，兩天後達到最高，分別為 51.0 倍和 79.2 倍。其後鰻魚體內丁基拉草濃度隨時間遞減，至 20 天後分別只餘水中濃度的 18 倍和 26.8 倍。

表 B 4 為長臂大蝦在 0.05 ppm 和 0.005 ppm 的殺丹水溶液中，生活不同時間後蝦體內殺丹濃度變化的情形。在經五天及十五天後蝦體內方有可檢測濃度，分別為 0.13 和 0.03 ppb。在十五天後達到最高，但分別只有水中濃度的 0.0054 和 0.006 倍。其後蝦體內殺丹濃度隨時間遞減，至 30 天後分別只餘 0.19 和 < 0.01 ppb。

表 B 5 為草魚在 0.015 ppm 和 0.0075 ppm 的殺丹水溶液中，生活不同時間後魚體內殺丹濃度變化的情形。在經 0.5 天後魚體即分別累積了水中濃度 2.87 倍和 5.20 倍的殺丹，七天及五天後達到最高，分別為 8.26 倍和 12.00 倍。其後魚體內殺丹濃度隨時間遞減，至 30 天後分別只餘水中濃度的 2.47 倍和 0.93 倍。

表 B 6 為鰻魚在 0.01 ppm 和 0.005 ppm 的殺丹水溶液中，生活不同時間後魚體內殺丹濃度變化的情形。在經 0.5 天後魚體即分別累積了水中濃度 4.9 倍和 8.1 倍的殺丹，二天及五天後達到最高，分別為 15.9 倍和 18.4 倍。其後魚體內殺丹濃度隨時間遞減，至 30 天後分別只餘水中濃度的 5.7 倍和 2.8 倍。

表 B 7 為長臂大蝦在 0.02 ppm 和 0.002 ppm 的甲氧基護谷水溶液中，生活不同時間後蝦體內甲氧基護谷濃度變化的情形。在經 0.5 天後蝦體即分別累積了水中濃度 4.7 倍和 1.5 倍的甲氧基護谷，五天後達到最高，分別為 12.55 倍和 13.00 倍。其後蝦體內甲氧基護谷濃度隨時間遞減，至 30 天後分別只餘水中濃度的 1.55 倍和 6.50 倍。

表 B 8 為草魚在 0.005 ppm 和 0.0025 ppm 的甲氧基護谷水溶液中，生

活不同時間後魚體內甲氧基護谷濃度變化的情形。在經 0.5 天後魚體即分別累積了水中濃度 32.8 倍和 10 倍的甲氧基護谷，三天及十五天後達到最高，分別為 95.0 倍和 79.2 倍。其後魚體內甲氧基護谷濃度隨時間遞減，至 30 天後分別只餘水中濃度的 10.6 倍和 16.80 倍。

表 B 9 為鰻魚在 0.005 ppm 和 0.0025 ppm 的甲氧基護谷水溶液中，生活不同時間後魚體內甲氧基護谷濃度變化的情形。在經 0.5 天後魚體即分別累積了水中濃度 290 倍和 284 倍的甲氧基護谷，五天及七天後達到最高，分別為 1736 倍和 4708 倍。第二高峰分別出現在十五天及二十天，分別為 1064 倍和 4064 倍。30 天後魚體內甲氧基護谷濃度分別只餘水中濃度的 88 倍和 300 倍。

綜合結果發現，三種生物中以長臂大蝦最不易累積水中殘留農藥。而三種農藥中以甲氧基護谷最易在生物體內累積。

表 B 1 長臂大蝦對丁基拉草的吸收累積

吸收時間 天	(0.1 ppm)		(0.01 ppm)	
	蝦體內濃度 ppb	累積係數	蝦體內濃度 ppb	累積係數
0.5	ND		ND	
1	ND		ND	
2	0.04	0.0004	0.02	0.002
3	0.10	0.0010	0.09	0.009
5	0.25	0.0025	0.17	0.017
7	0.56	0.0056	0.26	0.026
10	0.34	0.0034	0.30	0.030
15	0.20	0.0019	0.29	0.029
20	0.23	0.0023	0.27	0.027
30	0.29	0.0029	0.25	0.025

ND < 0.01 ppb

表 B 2 草魚對丁基拉草的吸收累積

吸收時間 天	(0.00125ppm)		(0.00125ppm)	
	魚體內濃度 ppm	累積係數	魚體內濃度 ppm	累積係數
0.5	0.054	21.6	0.038	30.4
1	0.067	26.8	0.043	34.4
2	0.099	39.6	0.065	52.0
3	0.124	49.6	0.096	76.8
5	0.143	67.2	0.133	106.4
7	0.182	72.8	0.104	83.2
10	0.131	52.4	0.085	68.0
15	0.122	48.8	0.067	53.6
20	0.075	30.0	0.044	35.2
33	0.037	14.8	0.021	16.8

表 B 3 鱖魚對丁基拉草的吸收累積

吸收時間 天	(0.005 ppm)		(0.025 ppm)	
	魚體內濃度 ppm	累積係數	魚體內濃度 ppm	累積係數
0.5	0.079	15.8	0.073	29.2
1	0.093	19.6	0.088	35.2
2	0.255	51.0	0.198	79.2
3	0.205	41.0	0.171	68.4
5	0.207	41.4	0.153	61.2
7	0.155	31.0	0.100	40.0
10	0.152	30.4	0.099	39.6
15	0.124	24.8	0.080	32.0
20	0.090	18.0	0.067	26.8
30	No sample		0.057	22.8

表 B 4 長臂大蝦對殺丹的吸收累積

吸收時間 天	(0.05 ppm)		(0.005 ppm)	
	蝦體內濃度 ppb	累積係數	蝦體內濃度 ppb	累積係數
0.5	ND		ND	
1	ND		ND	
2	ND		ND	
3	ND		ND	
5	0.13	0.0026	ND	
7	0.20	0.0040	ND	
10	0.19	0.0038	ND	
15	0.27	0.0054	0.03	0.006
20	0.22	0.0044	0.02	0.004
30	0.19	0.0038	ND	

ND < 0.01ppb

表 B 5 草魚對殺丹的吸收累積

吸收時間 天	(0.015 ppm)		(0.0075 ppm)	
	魚體內濃度 ppm	累積係數	魚體內濃度 ppm	累積係數
0.5	0.043	2.87	0.039	5.20
1	0.057	3.80	0.046	6.13
2	0.092	6.13	0.050	6.67
3	0.088	5.87	0.074	9.87
5	0.095	6.33	0.090	12.00
7	0.124	8.26	0.067	8.93
10	0.083	5.53	0.053	7.07
15	0.076	5.07	0.033	4.40
20	0.051	3.40	0.011	1.47
30	0.037	2.47	0.007	0.93

表 B 6 鯉魚對殺丹的吸收累積

吸收時間 天	(0.01 ppm)		(0.005 ppm)	
	魚體內濃度 ppm	累積係數	魚體內濃度 ppm	累積係數
0.5	0.049	4.9	0.041	8.1
1	0.061	6.1	0.058	11.6
2	0.159	15.9	0.053	10.6
3	0.129	12.9	0.092	18.4
5	0.127	12.7	0.084	16.8
7	0.095	9.5	0.076	15.2
10	0.077	7.7	0.072	14.4
15	0.098	9.8	0.045	9.0
20	0.080	8.0	0.033	6.6
30	0.057	5.7	0.014	2.8

表 B 7 長臂大蝦對甲氧基護谷的吸收累積

吸收時間 天	(0.02 ppm)		(0.002 ppm)	
	蝦體內濃度 ppm	累積係數	蝦體內濃度 ppm	累積係數
0.5	0.094	4.70	0.003	1.50
1	0.119	5.95	0.007	3.50
2	0.137	6.85	0.016	8.00
3	0.227	11.35	0.021	10.50
5	0.251	12.55	0.026	13.00
7	0.206	10.30	0.019	9.50
10	0.211	10.55	0.019	9.50
15	0.146	7.30	0.016	8.00
20	0.093	4.65	0.017	8.50
30	0.031	1.55	0.013	6.50

表 B 8 草魚對甲氧基護谷的吸收累積

吸收時間 天	(0.005 ppm)		(0.0025 ppm)	
	魚體內濃度 ppm	累積係數	魚體內濃度 ppm	累積係數
0.5	0.164	32.8	0.025	10.00
1	0.208	41.6	0.075	30.00
2	0.236	47.2	0.056	22.40
3	0.475	95.0	0.074	29.60
5	0.206	41.2	0.070	28.00
7	0.214	42.8	0.109	43.60
10	0.174	34.8	0.157	62.80
15	0.234	46.8	0.198	79.20
20	0.060	12.0	0.040	16.50
30	0.053	10.6	0.042	16.80

表 B 9 鱖魚對甲氧基護谷的吸收累積

吸收時間 天	(0.005 ppm)		(0.0025 ppm)	
	魚體內濃度 ppm	累積係數	魚體內濃度 ppm	累積係數
0.5	1.45	290	0.71	284
1	2.32	464	2.59	1036
2	1.59	318	1.76	704
3	3.67	734	2.76	1104
5	8.68	1736	2.55	1020
7	5.08	1016	11.77	4708
10	3.77	754	6.70	2680
15	5.32	1064	4.67	1868
20	1.74	348	10.16	4064
30	0.44	88	0.75	300

(三)魚蝦類體內累積殘留農藥釋放試驗

長臂大蝦在 0.1 ppm 和 0.01 ppm 的丁基拉草水溶液生活三天後，移入清水中 30 天內蝦體內丁基拉草濃度變化的情形，在經 1 天後蝦體內丁基拉草濃度即分別由原來的 0.1ppb 和 0.08 ppb 降至 0.05 ppb，至 5 天後則皆

無可偵測之濃度。

草魚在 0.0025 ppm 和 0.00125 ppm 的丁基拉草水溶液生活三天後移入清水中，30 天內魚體內丁基拉草濃度變化的情形，在經 0.5 天後魚體內丁基拉草濃度即分別由原來的 0.124 ppm 和 0.096 ppm 降至 0.037 ppm 和 0.028 ppm，分別經 3 天及 2 天後則皆無可偵測之濃度。

鰻魚在 0.005 ppm 和 0.0025 ppm 的丁基拉草水溶液生活三天後移入清水中，30 天內魚體內丁基拉草濃度變化的情形，在經 0.5 天後魚體內丁基拉草濃度即分別由原來的 0.205 ppm 和 0.171 ppm 降至 0.058 ppm 和 0.042 ppm，至 5 天後則皆無可偵測之濃度。

長臂大蝦在 0.05 ppm 和 0.005 ppm 的殺丹水溶液生活三天後移入清水中 30 天內蝦體內殺丹濃度變化的情形，在自始即皆無可偵測之濃度。

草魚在 0.015 ppm 和 0.0075 ppm 的殺丹水溶液生活三天後移入清水中 30 天內魚體內殺丹濃度變化的情形，在經 1 天後魚體內殺丹濃度即分別由原來的 0.088 ppm 和 0.074 ppm 降至 0.031 ppm 和 0.027 ppm，至 5 天後則皆無可偵測之濃度。

鰻魚在 0.01 ppm 和 0.005 ppm 的殺丹水溶液生活三天後移入清水中，30 天內魚體內殺丹濃度變化的情形，在經 0.5 天後魚體內殺丹濃度即分別由原來的 0.129 ppm 和 0.092 ppm 降至 0.099 ppm 和 0.047 ppm，分別經 5 天及 10 天後則皆無可偵測之濃度。

長臂大蝦在 0.02 ppm 和 0.002 ppm 的甲氧基護谷水溶液生活三天後移入清水中 30 天內蝦體內甲氧基護谷濃度變化的情形，在經 1 天後蝦體內甲氧基護谷濃度即分別由原來的 0.227 ppm 和 0.021 ppm 降至 0.086 ppm 和 0.009 ppm，分別經 20 天及 10 天後則皆無可偵測之濃度。

草魚在 0.005 ppm 和 0.0025 ppm 的甲氧基護谷水溶液生活三天後移入清水中 30 天內魚體內甲氧基護谷濃度變化的情形，在經 2 天後魚體內甲氧基

護谷濃度即分別由原來的 0.475ppm 和 0.074ppm 降至 0.286ppm 和 0.037 ppm，至 30 天後則分別只餘 0.009ppm 和 0.001ppm。

鰻魚在 0.005ppm 和 0.0025ppm 的甲氧基護谷水溶液生活三天後移入清水中 30 天內魚體內甲氧基護谷濃度變化的情形，在經 2 天後魚體內甲氧基護谷濃度即分別由原來的 3.67ppm 和 2.76ppm 降至 1.75ppm 和 1.33 ppm，至 30 天後則分別只餘 0.06ppm 和 0.04ppm。

#### (四) 田間調查

本年度對宜蘭地區七個地點，彰化雲林地區十三個地點，高雄屏東地區十四個地點（表 D1 ~ D3）之農田排水調查。分別在二期水稻施用除草劑時間，自河川或排水路採集水樣 4 至 6 次，分析丁基拉草、殺丹與甲氧基護谷之殘留量。結果顯示各地區在施用除草劑後，在其排水域中均有可被檢出之量但均極微量，僅為 1 至 0.1ppb 之程度。其中以丁基拉草在土壤中緩慢釋出，在經一至二個月後，仍可在水域中被檢出極微量。

#### 魚貝介類累積水中殘餘農藥研究計畫

表 D 1 宜蘭現場採樣表：

採樣點編號	地 點	河川或排水路名稱
FE-101	宜蘭縣頭城鎮下埔里	頭 城 河
FE-102	宜蘭縣礁溪鄉石潮村	得子口溪
FE-103	宜蘭縣壯圍鄉大福村	十三股大排上游
FE-104	宜蘭縣壯圍鄉古亭村	十三股大排下游
FE-105	宜蘭縣壯圍鄉新南村	美福大排
FE-106	宜蘭縣壯圍五結交界	蘭 陽 溪
FE-107	宜蘭縣五結鄉清水村	冬 山 河

魚貝介類累積水中殘餘農藥研究計畫

表 D 2 彰化，雲林現場採樣表

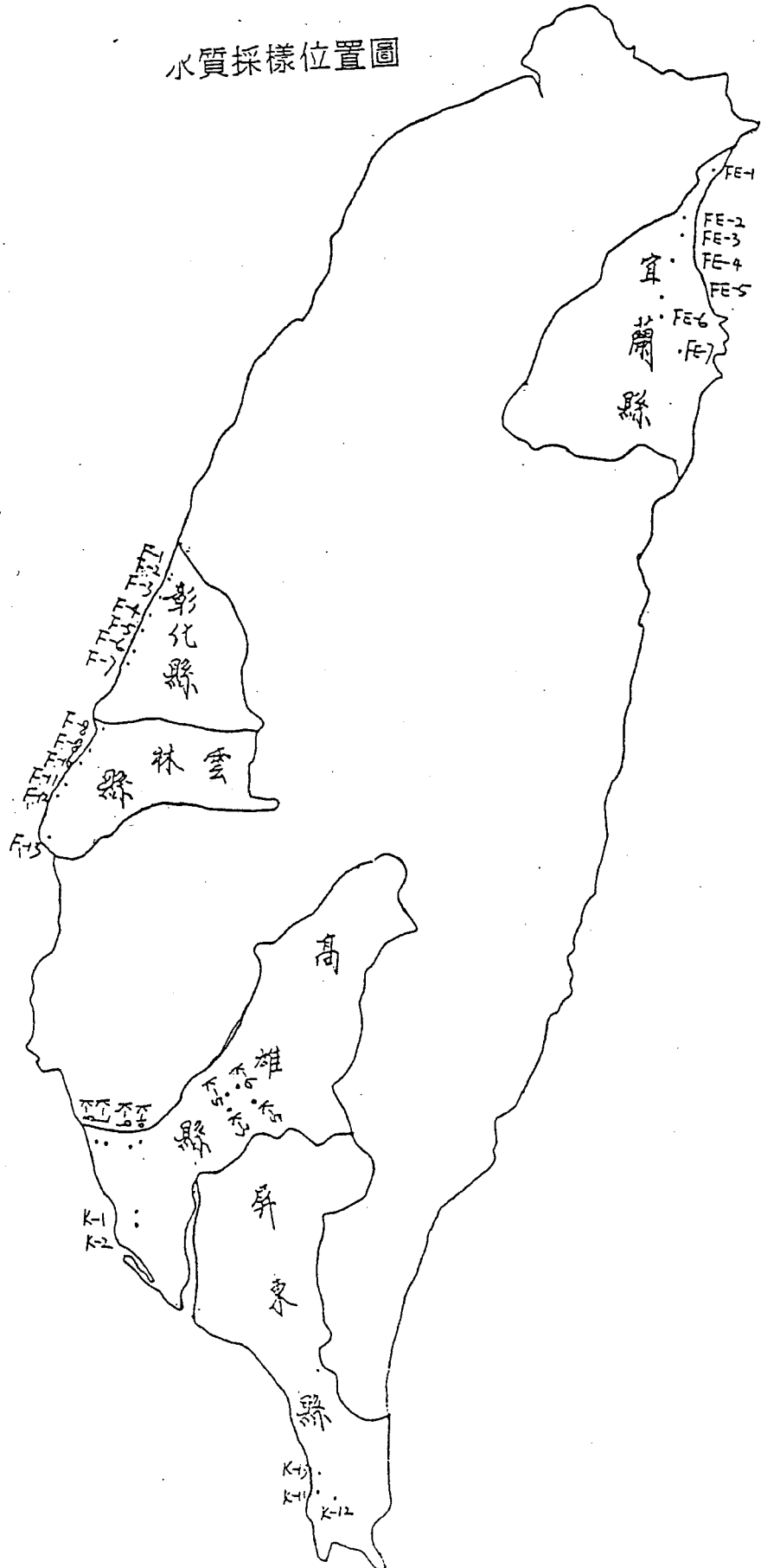
採樣點編號	地 點	河川或排水路名稱
F-101	彰化縣鹿港鎮埔尾	洋子厝溪
F-102	彰化縣鹿港鎮埔脚	南 分 圳
F-103	彰化縣福興鄉福興	鹿 港 溪
F-104	彰化縣福興鄉麥厝村	舊虎尾溪
F-105	彰化縣芳苑鄉新寶	四 知 圳
F-106	彰化縣芳苑鄉王功	王 功
F-109	雲林縣麥寮鄉麥寮	新虎尾溪
F-110	雲林縣臺西鄉新興	有才寮排水
F-111	雲林縣臺西鄉台西	馬公厝排水
F-112	雲林縣臺西鄉溪頂	舊虎尾溪
F-113	雲林縣口湖鄉成龍	牛桃灣溪

魚貝介類累積水中殘餘農藥研究計畫

表 D 3 高雄，屏東現場採樣表

採樣點編號	地 點	河川或排水路名稱
K-101	高雄縣橋頭鄉頂鹽田	第一大排
K-102	高雄縣楠梓區援中港	第二大排
K-103	高雄縣岡山鎮嘉興段	百甲圳排水
K-104	高雄縣岡山鎮華岡段	潭底支線
K-105	高雄縣路竹鄉三爺碑	客 人 溝
K-106	高雄縣岡山鎮前峰子	土庫排水
K-107	高雄縣筓定鄉沙崙段	涵 口 圳
K-108	高雄縣筓定鄉頂筓定	內灣制水門
K-109	高雄縣湖定鄉海崙段	第二號排水門
K-110	高雄縣湖定鄉海崙段	通 地 溝
K-111	屏東縣筓冬鄉塭豐村	水關碑中排
K-112	屏東縣筓冬鄉羌園村	下 碑
K-113	屏東縣筓冬鄉筓冬村	港口碑排水
K-114	屏東縣筓冬鄉賴家村	葫蘆尾大排

水質採樣位置圖



#### 四、參考文獻

- 1.李國欽、康碧華(1979)殺丹在模擬水稻生態系之分佈及其對水稻田裡作物生長之影響。植保會刊, 21:188-193。
- 2.徐爾烈(1979)水田模擬生態系評估農藥代謝之可行性。國立台灣大學植物病蟲害研究所博士論文。
- 3.李國欽、陳朝月(1981)常用農藥對二種魚類之急毒性研究。科學發展月刊, 第九卷第二期, 第146頁。
- 4.胡承嶸(1982)歷年來稻田殺草劑推廣概況。中華民國雜草學會會刊, 3(1): 14-17。
- 5.黃育清(1982)掃丹之特性及推廣。中華民國雜草學會會刊, 3(1): 91-92。
- 6.黃冠良(1984)除草劑Naproanilide在水稻模擬生態系中的分佈及其代謝之研究。國立台灣大學農業化學研究所碩士論文。
- 7.陳玉麟(1986)台灣水田主要除草劑之微生物分解。中華民國行政院國家科學委員會專題研究報告, NSC 75-0409-B002-28。
- 8.Brown, A. W. A.1987. Herbicide: Persistence and plant Ecosystem Effects. Ecology of Pesticide. pp. 320-343. A Wiley-Interscience Publication, John Wiley and sons, New York.
- 9.Doudoroff, P., B.G.Anderson, G. E. Burdick, P.S. Galtsoff, W.B. Hart, R. Patrick, E.R.Strong, E.W.Surber and W.M.Van Horn.1951. Bioassay methods for the evaluation of acute toxicity of industrial wastes to fish. Sewage and Ind. Wastes, 23, 1380-1379.
- 10.Hashimoto, Y.1979. The present situation of aquatic

- hazard problem in Japan. Japan. Pesticide Information, 36, 27-31.
11. Konar, S.K. 1970. Toxicity of heptachlor to aquatic life. J. Water Poll. Contr. Fed., 42(8), part 2, 299-303.
  12. Macek, K.C., C. Hutchinson and O.B. Cope. 1969. The effects of temperature on the susceptibility of bluegill and rainbow trout to selected pesticides. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 4, 174-183.
  13. Mackim, J.M. 1973. Effect of pollution on freshwater fish. J. Water Poll. Contr. Fed., 45(6), 1370-1407.
  14. Mullison, W.R. 1979. Herbicide handbook of weed science society of American. 4th Ed. WAAS. p. 75.
  15. Nishiuchi, Y. 1974. Testing method for the toxicity of agricultural chemicals to aquatic organisms. Japan Pesticide Information, 19, 15-19.
  16. Yusa, Y. and K., Ishikawa. 1977. Disappearance of benthocarb herbicide in irrigation water. Asian-pacific Weed sci. soc. 6th Conf.: 596-602.