

海洋污染物對蟳苗之毒性研究

張金豐* 陳弘成**

摘要

重金屬和農藥都是常常遭遇到的污染物，在蟳苗的養殖中常因沿岸的污染而使其有受害的威脅，故本文乃研究重金屬與農藥對紅蟳第一期眼幼蟲及 Megalops 的急速毒性，併將其結果摘述如下：

1. 重金屬對眼幼蟲的急速毒性，隨着濃度的增加而加強，在試驗濃度中其 LT_{50} 值都在 10 小時以內。而其毒性大小則以汞最具毒性，依次為銅及鎘、鋅。
2. 重金屬對 Megalops 之急速毒性亦隨着濃度的升高而增加。所使用的濃度中， LT_{50} 值在 1 小時以上，六十小時以內。四種重金屬對 Megalops 之毒性大小依序為汞 > 鎘 > 鋅 > 銅。
3. 重金屬對於 Megalops 及第一期眼幼蟲的毒性，以第一期眼幼蟲較為敏感；兩者相差以銅的倍數最高，而鎘之差距較小。
4. 農藥之巴拉松、馬拉松及拜貢對紅蟳眼幼蟲的毒性亦和重金屬一樣，隨着濃度而增加。其 LT_{50} 值都在 3 分至 3 小時以內，顯示其具有極高的毒性。三種農藥毒性為拜貢 > 巴拉松 > 馬拉松。
5. 三種農藥對 Megalops 之毒性和對眼幼蟲一樣，其 LT_{50} 值隨着濃度的升高而減短，在 30 分鐘至 27 小時之間，三者毒性依拜貢、

* 行政院衛生署環境保護局 科長

** 國立台灣大學動物系與漁業生物試驗所教授

巴拉松及馬拉松之順序排列。

6. 第一期眼幼蟲和Megalops 對農藥的抵抗力以Megalops 較大。
但二者之差異較重金屬爲小。
7. 相同濃度下，農藥較重金屬對第一期眼幼蟲及Megalops 具有較高的毒性。
8. 重金屬之毒性作用主要爲破壞鰓部的表皮細胞，以阻止氧氣之交換，而農藥者則直接破壞神經系統，使喪失調節之功能。

一、前　　言

重金屬是工業上很重要的原料，隨着工業的發展，其使用量增加。同時也增加其分布的範圍，因此隨著工業的發展，造成污染的機會就會愈來愈高了。重金屬在高濃度時能殺害水生生物，而在低濃度時，則引起各種生理的抑制作用。目前台灣河川已廣泛受污染的影響，並有許多河川被列為嚴重污染者，故對水生生物造成了傷害。同時重金屬在生物體中有累積的現象，它會隨著食物鏈的轉移，傳至較高等的動物體中，甚至人類都會受到傷害。以往日本發生的水俣病及 Itai-Itai 病就是重金屬污染對人類毒害的例子。另外為了增加農業生產量以及維護公共衛生，農藥及殺蟲劑等已被大量的使用，它們不但會殘留累積於地表，且可由雨水等沖入水域環境中，而造成水生生物的傷害。同時，經由生物體的累積，造成對人畜直接或間接的傷害，故需要了解幾種較常使用的重金屬及農藥對水生生物的毒性作用。

蟳是大眾普遍所喜愛吃的海產之一，在台灣的養殖面積很廣，並於水產業上佔有重要地位，且其價格昂貴對漁業經濟上亦有很大的影響。目前蟳苗的主要來源為海中天然捕獲的幼蟳及 *Megalops*，它的產量隨著環境的變化而有很大的變動，加上養殖面積的廣大，蟳苗的需要量亦愈多，為了保持蟳苗來源的充沛及穩定，蟳的人工繁殖及天然蟳苗的各期生理、生態的研究一直在進行著，且有所成就。污染物對於蟳的生理、生態上會造成影響，因污染物常經由河口而流入沿海，而河口及沿岸正是天然蟳苗大量生產的地方，因此可能會毒害蟳苗，造成蟳苗產量的減少，故本文仍研究此二類污染物對蟳苗的毒性，以為將來管制污水之參考。

一般生物體對污染物的抵抗力，隨著各種情況而有差異。蟳在其生活史中由剛孵化的眼幼蟲 (zoea)，經過數次的脫殼後變態成 *Megalops* 期，不但在個體大小上有顯著的不同，且在形態上有很大的差異。因此

對於污染物亦可能有不同的忍受能力，故本研究乃就四種重金屬（汞、鎘、銅、鋅）及三種農藥（巴拉松、馬拉松、拜貢）對蟳苗第一期眼幼蟲及 *Megalops* 的急速毒性加以研討，以作為水產養殖用水水質基準制定時的參考。

二、實驗材料及方法

本試驗中所使用的四種重金屬汞、銅、鎘、鋅為對水生生物較具毒性者。所採用的化學成分為硫酸鹽類及氯化物（John & Edward, 1975）；即硫酸銅（ CuSO_4 ）、硫酸鋅（ ZnSO_4 ）、硫酸鎘（ CdSO_4 ）及氯化汞（ HgCl_2 ）。其中銅、鎘、鋅的硫酸鹽先配成 20,000 ppm 的重金屬離子母液（Stock solution），汞則配成 2,000 ppm，然後再用鹽度 34 ‰ 的清潔海水，依序稀釋成所需要的濃度（Jones, 1973）。重金屬對蟳眼幼蟲急速毒性所使用的濃度為 1000, 330, 100, 33, 10 及 3.3 ppm，而對 *Megalops* 時濃度為 100, 33, 10, 3.3, 1 及 0.33 ppm。因汞的毒性較銅、鋅、鎘為大，故所使用的濃度為其它三種濃度的十分之一。

試驗中使用的農藥是目前農業上最常使用的巴拉松、馬拉松及拜貢三種。使用時先將這些農藥乳液依其有效成份，配製成 1000 ppm 之母液，然後再將鹽度 34 ‰ 的清潔海水依序稀釋成所需要的濃度，農藥對蟳眼幼蟲的急連毒性使用的濃度為 100, 33, 10, 3.3, 1 及 0.33 ppm，而在 *Megalops* 使用濃度則為 10, 3.3, 1, 0.33, 0.1 及 0.033 ppm。

試驗所用的蟳苗第一期眼幼蟲是在實驗室中由帶卵母蟳所孵育出來的，抱孵母蠣由海上捕捉後帶至實驗室中在 34 ‰ 海水中培育使其孵化，並收集眼幼蟲。然後於第二天做為毒性試驗使用，因其為同一隻母蟳所孵出，其變異性應可忽略。而 *Megalops* 除部分於實驗室從 zoea 培養變態而得到，一部分則由枋寮買回的海上自然生長者，帶至實驗室中馴育三天後，做為毒性試驗，馴育時使用豐年蝦幼蟲餵食。

重金屬及農藥對第一期眼幼蟲的急速毒性試驗，是取各種不同濃度的重金屬及農藥溶液 200 ml 分別裝入 500 ml 的燒杯中，每組放入活力良好的眼幼蟲 12 隻。在 *Megalops* 之試驗時則取各種不同濃度的重金屬及農藥溶液 1ℓ 分別裝入 2ℓ 的燒杯中，每組放入 *Megalops* 12 隻，並重覆試驗之。在試驗期間，隨時觀察，並記錄其死亡之情形。同時將屍體取出，並將所得的數據做出一條累積曲線，然後依照 Brown & Ashanullah (1971) 的方法，在對數表上求出 LT_{50} 值。試驗期間因試驗生物個體甚小，溶液中溶氧足夠需要，故不打氣。同時亦不給予餵食，試驗期間水溫在 $27.-30.^{\circ}\text{C}$ 之間。

三、結 果

重金屬對紅蠅第一期眼幼蟲的急速毒性示於圖一。由圖中可知各種金屬的 LT_{50} 值隨著金屬濃度的增加而減短。此即是隨著重金屬濃度的增高，對眼幼蟲的毒性亦增強。從圖中可知鎘在 3.3 ppm 時其 LT_{50} 值為 3.時 30 分， 100 ppm 時 LT_{50} 值則為 30 分鐘，其他三種，汞、鋅、銅的 LT_{50} 值變化趨勢亦相似。四種重金屬對蠅苗第一期眼幼蟲的急速毒性以 Hg 之毒性最大，銅次之，鎘及鋅的毒性則隨著濃度的不同而互有高低。在金屬濃度為 3.3 ppm 時，其 LT_{50} 值分別為汞要 30 分，銅為 48 分，鋅為 5 小時及鎘為 4.時 40 分。故四種重金屬對蠅眼幼蟲的急速毒性大小，依次為汞 > 銅 > 鋅、鎘。

圖二為四種重金屬對 *Megalops* 的急速毒性，由圖中可知 LT_{50} 值亦隨著濃度的增加而減短，可知重金屬濃度降低時對 *Megalops* 的毒性亦會減小。當汞為 0.1 ppm 時 LT_{50} 值為 29 時， 10 ppm 時 LT_{50} 值減短為 6 小時。而銅、鎘及鋅亦具有相同的變化。從圖二中亦可知銅隨濃度的不同毒性變化較大，而鎘、汞則變化較小。四種重金屬對 *Megalops* 的毒性亦與前述為相同，仍然以汞最具毒性、鎘次之，而以銅毒性最小。在金屬濃度為 10 ppm 時， LT_{50} 值分別為汞要 6.時 15 分，鎘為 15 時。

13.分，鋅爲29時45分及銅爲52時16分。鎘和鋅的毒性有明顯的差別，而以鎘毒性較大，因此重金屬對 *Megalops* 之急速毒性可排列如下汞>鎘>鋅、銅。

由圖一及圖二亦可知重金屬對第一期眼幼蟲及 *Megalops* 之急速毒性有顯著的差異。即 *Megalops* 較第一期眼幼蟲對重金屬具有較高的抵抗力。四種重金屬濃度在 10 ppm 時對第一期眼幼蟲的急速毒性 LT_{50} 值分別爲汞20分鐘，銅33分，鋅64分，鎘1.時16分。而對 *Megalops* 時 LT_{50} 值爲汞 6.時 15 分，鎘 15.時 13 分，鋅 29.時 45 分，銅 52.時 16 分，如表一所示。故兩者之間的差異以銅可達 95 倍爲最大，其他依次爲汞 18.9 倍，鋅 29.8 倍，鎘爲 12.0 倍。可見蠶苗隨著成長，其對重金屬的抵抗力會有增加。

農藥對蠶第一期眼幼蟲之急速毒性如圖三所示，和重金屬對蠶苗的毒性一樣，農藥對第一期眼幼蟲的 LT_{50} 值，隨著農藥濃度的降低而 LT_{50} 值增長。亦即是毒性和濃度間呈正相關的關係。巴拉松濃度在 1 ppm 以上時，對第一期眼幼蟲之 LT_{50} 值都不超過30分，當濃度爲 0.33 ppm 時， LT_{50} 值分別爲拜貢20分、巴拉松34分及馬拉松 2.時 48 分。顯示出三種之間以拜貢的毒性最強，而巴拉松和馬拉松當濃度高於 1 ppm 時，其毒性可視爲無差異存在。低濃度時，則巴拉松毒性較馬拉松爲高。三種農藥對蠶第一期眼幼蟲之毒性依序爲拜貢>巴拉松>馬拉松。

圖四顯示三種農藥對 *Megalops* 的急速毒性，由圖中可看出農藥對 *Megalops* 的急速毒性變化和農藥對蠶第一期眼幼蟲一樣，其 LT_{50} 值隨著濃度升高而減短。由圖四可知馬拉松在 10 ppm 時 LT_{50} 值爲55.分，1ppm 時爲 4.時 27 分，其他二種農藥亦有相同的趨勢。比較三種農藥對 *Megalops* 的急速毒性，可發現以拜貢及巴拉松較具毒性，而 *Megalops* 對馬拉松較具抵抗力。當農藥濃度在 0.33 ppm 時， LT_{50} 值分別爲巴拉松要 1.時 26 分，馬拉松爲 15.時 32 分，拜貢爲 1.小時 25 分，

故農藥對 *Megalops* 之急速毒性大小為拜貢 > 巴拉松 > 馬拉松。

不同大小之蟳苗對農藥毒性的抵抗力亦不相同。由圖三及圖四可知 *Megalops* 對農藥較蟳第一期眼幼蟲具有較高的抵抗力。農藥濃度在 10 ppm 時對蟳第一期限眼幼蟲的 LT_{50} 值分別為巴拉松要 16 分，馬拉松為 17 分與拜貢為 12 分。而對 *Megalops* 時 LT_{50} 值分別為巴拉松 37 分，馬拉松為 55 分，拜貢為 27 分（表二）。可見農藥對蟳第一期眼幼蟲有較高的毒性。但兩者之間的毒性差異不大，故對農藥的抵抗力，似乎沒有很大的變化。

由上述 4. 圖來比較農藥及重金屬對蟳第一期眼幼蟲及 *Megalops* 之毒性，可知農藥較重金屬較重金屬具有較高的毒性，即 LT_{50} 值在農藥中都較短。同時蟳苗對重金屬的抵抗力隨著成長的增強，較因成長而改變對農藥的抵抗力為大。亦即蟳苗對重金屬具有較高的抵抗力，且其抵抗能力增加之速度較快。

四、討 論

污染物對水生物的毒性隨著污染物的種類、生物種類、暴露時間、濃度與水質狀況的不同而有差異 (Mckin et al., 1971 ; Carroll et al., 1979)。重金屬的毒性亦隨著它的組成而有區別 (Pringle, 1968)。本試驗中重金屬對紅蟳 *Megalops* 及第一期眼幼蟲顯示其毒性隨著濃度而有變化。在重金屬對紅蟳 *Megalops* 急速毒性中 10 ppm 時 LT_{50} 值分別為 Hg 為 6 小時，鎘為 15 小時，鋅為 29 小時及，銅為 52 小時。謝 (1979) 研究重金屬對游泳蟳 (*Charybdis feriata*) *Megalops* 之急速毒性時，發現 10 ppm 的 LT_{50} 值分別為汞為 54 分鐘，鎘為 20 小時，鋅為 3 小時及銅為 5 小時，比較之下可知紅蟳之 *Megalops* 較具有抵抗力。這似乎和它們母體天然棲息的範圍有關係。游泳蟳棲息於清潔的沿岸海水中，而紅蟳則生長在有軟泥的河口砂質地帶，故紅蟳本身較能適應周圍的環境。重金屬對紅蟳 *Megalops* 之

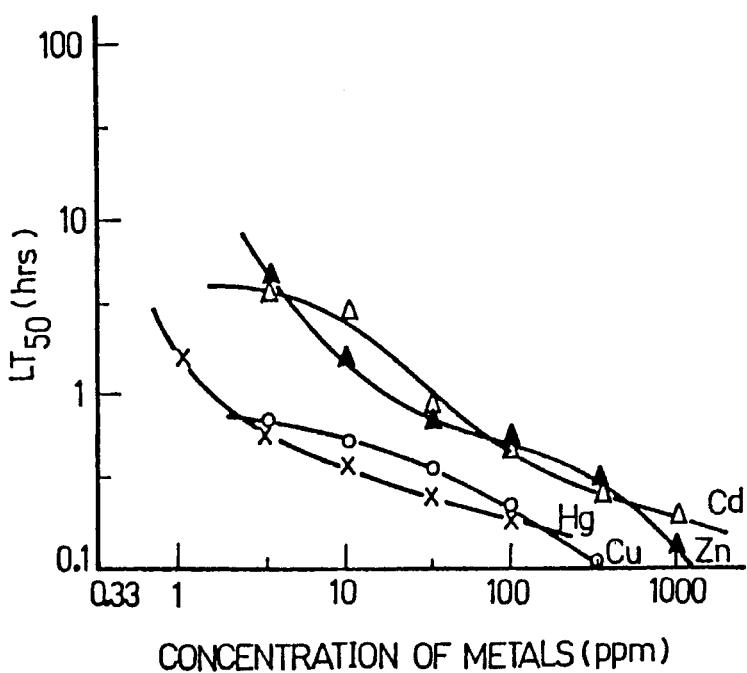


Fig.1. Toxicity of four heavy metals to the zoea I of
Scylla serrata.

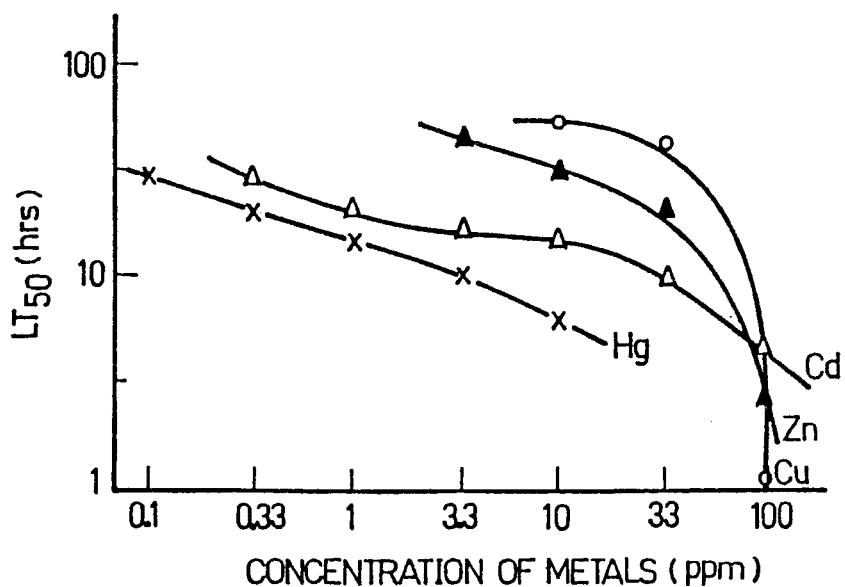


Fig.2. Toxicity of four heavy metals to the megalops of
Scylla serrata.

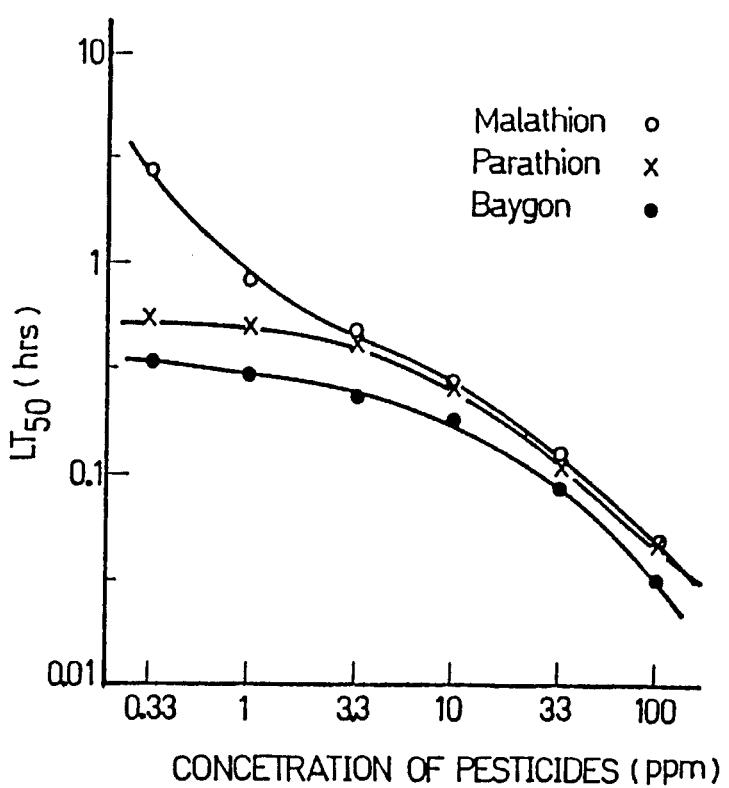


Fig.3. Toxicity of three pesticides to the zoea I of
Scylla serrata.

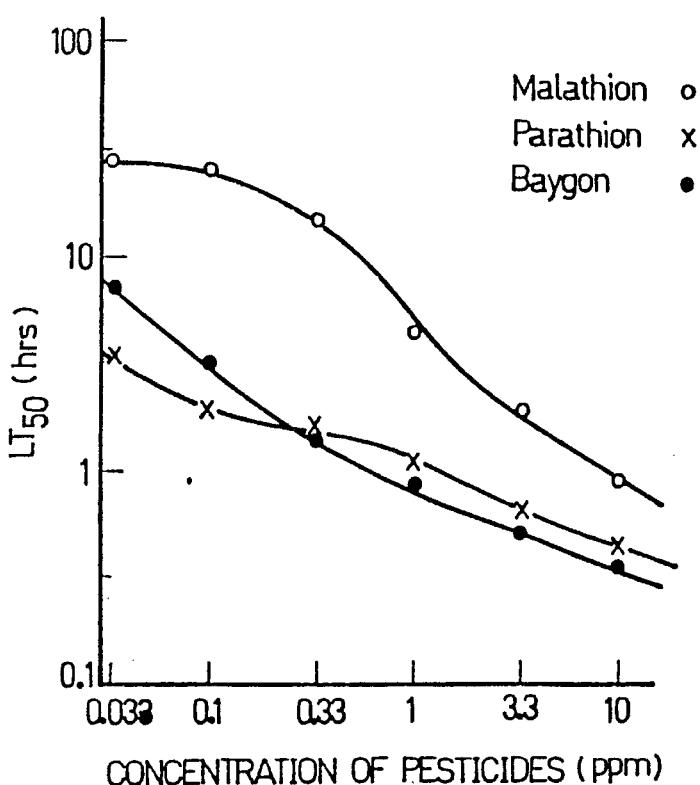


Fig.4. Toxicity of three pesticides to the megalops of
Scylla serrata.

Table 1. The LT₅₀ values for zoea I and megalops in 10 ppm solution of heavy metals.

heavy metals stages \	Hg	Cu	Cd	Zn
zoea I	20 min.	33 min.	1 hr. 16 min.	64 min.
megalops	6 hr. 15 min.	52 hr. 16 min.	15 hr. 13 min.	29 hr. 45 min.

Table 2. The LT₅₀ values (minutes) for zoea I and megalops in 10 ppm solution of pesticides.

pesticides stages \	parathion	malathion	baygon
zoea I	16	17	12
megalops	37	55	27

48 hrs LC₅₀ 值分別是銅為 33 ppm、鋅為 3.3 ppm、較小蚤 (Biesinger et al., 1972) 對重金屬的毒性更具耐力。類而第一期眼幼蟲對重金屬之抵抗力似乎比砂蝦及草蝦等幼苗來得弱 (陳與謝, 1979)。

重金屬對生物體的影響，有些學者認為其大小順序為汞>銅>鎘>鋅，但其中鎘的毒性位置則有變化 (Conner, 1972 ; Wisley et al., 1967)。Chen (1975) 在重金屬對 Palaemon elegans 的毒性研究中亦發現對第一期稚蝦之毒性以汞為最高，銅、鎘及鋅之毒性，則依此順序降低。Johnson (1979) 在重金屬對龍蝦幼苗之研究中亦指出以汞為最毒，鎘毒性最低。陳與謝 (1979) 研究重金屬對岩蝦 (Palaemon pacificus) 的急速毒性中亦有相同見解，且鋅與鎘的毒性則互有變動。這些都與本試驗中重金屬對第一期眼幼蟲的毒性大小順序汞>銅>鎘、鋅有相似的變化。另外，陳與謝 (1979) 亦指出重金屬對草蝦 (Penaeus monodon) 及砂蝦 (Metapenaeus ensis) 的急速毒性中以汞為最毒，但二種蝦類對銅則具有最高的抵抗力，而 P. elegans 成熟個體亦對銅之毒害作用較能容忍 (Chen, 1975)。而這些又和本文中重金屬對紅蟳 Megalops 之毒性中以汞為最高，鎘、鋅次之而銅最小者相一致。故可知蟳苗隨著成長階段的不同對重金屬的抵抗力亦有變化。

重金屬對紅蟳第一期眼幼蟲較 Megalops 具有毒性。Hubschman (1967) 亦認為蟹 (Urcinectes rusticus) 的成熟個體 (Adult) 較幼苗對銅具有高的耐力。而 Portman (1971) 發現汞對小個體的砂蝦 (Crangon crangon) 較大個體的毒性為強。同樣的情形出現在 Carcium, Crangon, Ostrea 對不同的重金屬的毒性反應中 (Conner, 1972)。本研究中第一期眼幼蟲較 Megalops 更易受重金屬的毒害。但二者之間只相差 20 天左右，故這種抵抗力的改變似乎並不歸之於適應或順應 (Aclimation) 等能做合理的解釋。重金屬對水生

生物的毒害作用，一般為與鰓表皮細胞的附着，緊密結合亦加以破壞，而使生物體缺氧而死亡，或使組織中酶功能破壞（Jackin, 1970；Burton, 1972；Sastry et al., 1978）。Eisler et al., (1972) 發現龍蝦及牡蠣等在部份身體較為活動的地方感染較多的鎘。而蟳苗從眼幼蟲進入Megalops 時其活動頻率亦較為減少，這似乎有助於增強對重金屬的抵抗力。因此眼幼蟲則更適合於做為污染物生物檢定之材料。

農藥對水生生物的毒性和重金屬一樣亦隨著農藥種類、濃度、暴露時間、水質、生物的種類及年齡而有不同（Cook et al., 1969；Konar, 1969；Marking et al., 1970, 1975, 1976；Kurp, 1980；Murray et al., 1980）。本研究中三種農藥對紅蟳苗的毒性都隨着濃度的升高而增加。農藥對生物的生存、生長、生殖、骨骼組成及脫殼頻率等都有影響（Jensen, 1964；Odum, 1973；Mehrle et al., 1975），其主要作用在於刺激或抑制神經系統或破壞酶的作用（McLeese, 1974；Casaertt, 1975, Sahid, 1980；Minchew, 1980）。目前常用的農藥依成分可分成三類即有機磷劑（Organophosphorus Insecticides），有機氯劑（Organochlorine Insecticides）及氨基碳酸鹽類（Carbamate）。雖然它們組成有異，但其作用都很相似，以對神經的破壞為主要（Casaertt, 1975）。本試驗中所用的巴拉松及馬拉松屬於有機磷劑，而拜貢則為氨基碳酸鹽類。比較有機磷劑和氨基碳酸鹽類二者毒性，一般以氨基碳酸鹽類對脊椎動物較不具毒性，但對昆蟲類則有高的毒性（Casaertt, 1975）。因此本文中不論對第一期眼幼蟲及Megalops 都以拜貢最毒。而同類農藥中毒性作用相近，其差異主要在於毒害途徑及作用位置而異（Marking, 1970；Casaertt, 1975）。有機磷劑中巴拉松不論在接觸或口服都具有很高的毒性（Stewart, 1963）。Jensen et al., (1964) 研究農藥對兩種石蠅（stonefly）的毒性時發現以巴

拉松較馬拉松為毒，同時 Murphy (1972) 在對五種魚類的急速毒性中亦以巴拉松較具毒性。本試驗中亦顯示巴拉松對第一期眼幼蟲及 *Megalops* 都較馬拉松更具毒性。

Buchana et al., (1970) 在 Sevin 對 Dungenes crab (*Cancer majsta*) 的毒性，以早期的幼苗較後期幼苗及成體更具毒性。以 Fenitrothion 對美洲龍蝦 (*Hormarus americanus*) 亦有相同的結果，其致死濃度以幼苗較低 (McLeese, 1974)。本文中三種農藥對第一期眼幼蟲較 *Megalops* 更具有毒性，這似乎和其代謝率的高低有關 (Jensen et al., 1964)。本文顯示紅蟳苗對農藥都具有高敏感性，而吳郭魚 (*Tilapia mossambica*) 在 2 ppm 馬拉松中祇會抑制其細胞活動，但不會死亡 (Sahid, 1980)，且 Eisler et al., (1967) 亦認為軟體動物中的貝類較魚類、甲殼類對馬拉松具有較高的抵抗力，故以甲殼類應較適合於做水質制定時生物檢定的材料。

重金屬和農藥對紅蟳幼苗的毒性相比，以農藥較具有毒性。而蟳苗成長過程中對重金屬的抵抗能力增強較快，似乎和兩者破壞生物體的途徑有關。重金屬首先破壞鰓表皮組織；阻礙氣體的進出，但生物體能藉著呼吸頻率的調節來獲得氧氣 (Skidmore, 1970)，而農藥則直接破壞神經系統使生物體很快的喪失調節功能，致使生物體很快的死亡。因此農藥較重金屬為毒。

農藥對甲殼類，尤其是蝦類及蟹類之毒性甚強，而且現在亦正大量使用，因此為了維護天然資源及保護水族之生存，農藥對於這些水生生物之生理及其他慢性影響，宜加強研究，以為將來訂定水產用水水質基準之參考。

誌謝

本文在農委會補助之水產用水水質標準測定之基礎研究項下完成。研究期間承蒙農委會袁柏偉組長及謝大文先生之支持，台大魚貝類繁殖室同仁，尤其是鄭金華、謝明慧、張巧文、廖玉端之協助而得以完成，謹此深表謝意。

本文已發表於“海洋彙刊一生物專刊”第二十六輯。

參考文獻

1. Biesinger, K. E. and G. M. Christensen 1972. Effects of various metals in survival growth, reproduction and metabolism of *Daphnia magna*. *J. Fish. Res. board Can.* 29, 1691-1700.
2. Brown, B. and M. Ahsanullah 1971. Effect of heavy metals on mortality and growth. *Mar. Pollut. Bull.* 3, 182-188.
3. Buchanan, D. V., R. E. Milleman and N. E. Stewart 1970. Effects of the insecticide sevin on various stages of the Dungenese crab (Cancer magister). *J. Fish. Res. Board Can.* 27, 93-104.
4. Burton, D. T., A. H. Jones and J. Cairv, Jr. 1972. Acute zinc toxicity to rainbow trout (Salmo gairdneri) confirmation of the hypothesis that death is related to tissue hypoxia. *J. Fish. Res. Board Can.* 29, 1463-1466.
5. Carroll, J. J., S. J. Eilis and W. S. Oliver 1979. Influences of hardness constituents on the acute toxicity of cadmium to brook trout (Salvelinus fontinalis). *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 22, 575-581.
6. Casarett, L. J. and J. Doull 1975. Toxicology, the basic science of poisons. Macmillan Publishing, New York. 768p.
7. Chen, H. C. 1975. Some effects of heavy metals on the prawn, Palaemon elegans. ph. D. thesis, Liverpool Univ. 163p.
8. Conner, P. M. 1972. Acute toxicity of heavy metals to some marine larvae. *Mar. Pollut. Bull.* 3, 190-192.
9. Cook, S. F. Jr. and R. C. Moore 1969, The effects of a rotenone treatment on the insect fauna of a California stream, *Trans. Amer. Fish. Soci.* 98, 539-544.
10. Eisler, R. and M. P. Weinstein 1967, Changes in metal composition of the quahog Clam, Mercenaria mercenaria, after exposure to insecticides. *Chesapeake Science*, 8, 253-258.
11. Eisler, R. 1971. Cadmium poisoning in Fundulus heteroclitus (Pisces : Cyprinodon-tidae) and other marine organisms. *J. Fish. Res. Board Can.* 28, 1225-1234.
12. Hubschmann, J. H. 1967. Effects of copper on the crayfish

- Orconectes rusticus* (Girard). I. Acute toxicity. *Crustaceana* 12, 33-42.
13. Jackim, E., J. M. Hamlin and S. Sonis 1970. Effects of metals poisoning on fish liver enzymes in the killifish (Fundulus heteroclitus). *J. Fish. Res. Board Can.* 27, 283-390.
 14. Jensen, L. D. and A. R. Gaufin 1964. Long-term effects of organic insecticides on two species of stonefly naiads. *Trans. Amer. Fish. Soci.* 93, 356-3.
 15. John, W. A. and N. L. Edward 1970. Effects of copper on Gammarus pseudolimnaeus, Physa integra and Campeloma decisum in soft water. *J. Fish. Res. Boar Can.* 27, 1277-1283.
 16. John, M. W. and J. H. Gentile 1979. Acute toxicity of cadmium, copper and mercur to larval american lobster Homarus americanus. *Bull. Environm. Conta Toxicol.* 22, 258-264.
 17. Jones, M. B. 1973. Influence of salinity and temperature on the toxicity of mercury to marine and brackish water isopods (Crustacea). *Estuar. Coast. Mar. Sci.* 1, 425-431.
 18. Konar, S. K. 1969. Laboratory studies on two organophosphorus insectides DDVP and phosphamidon, as selective toxicants. *Trans. Amer. Fish. Soci.* 98, 430-437.
 19. Kurp, M. L. 1980. Interactions between the solvent acetone and the pyrethroid insecticide Permethrin on activities of the blue-green algae, Anabaena. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 24, 562-569.
 20. Marking, L. L. and W. A. Willford 1970. Comparative toxicity of 29 nitrosalicy-lacilides and related compounds to eight species of fish. *Invest. Fish. Control.* 37, 3-11.
 21. Marking, L. L. and V. K. Dawson 1975. Method for assessment of toxicity or efficiency of mixture of chemicals. *Invest. Fish. Control.* 67. 8p.
 22. Markin, L. L. and T. D. Bills 1976. Toxicity of rotenone to fish in standardize laboratory tests. *Invest. Fish. Control.* 72, 11p.
 23. Mckim, J. M. and D. A. Benoit 1971. Effects of long-term exposure to copper on survival, growth and reproduction of brook trout (Salvelinus fontinalis) *J. Fish. Res. Board Can.* 28, 655-662.

24. Mcleese, D. W. 1974. Olfactory response and Fenitrothion toxicity in american lobster (Hormanus americanus). J. Fish. Res. Board Can. 31, 1127-1131.
25. Mehrle, P. M. and F. L. Mayer, Jr. 1975. Toxaphene effects on growth and bone composition of feathhead minnows, Pimephales promelas, J. Fish. Res. Board Can. 32, 593-598.
26. Minchew, C. D. and R. N. Hunsinger and R. C. Giles 1980. Thissue distribution of Mirex in adult crayfish (Procambarus clarki). Bull. Environm. Contam. Toxicol. 24, 522-526.
27. Murphy, S. D. 1972. The toxicity of pesticides and their metabolites. In degration Proceeding of a conference, National Academy of Sciences, Washington, D. C., 313-350.
28. Murray, H. E. and R. K. Guthrie 1980. Effects of carbaryl, Diazinon and Malathion on native aquatic population of microorganisms. Bull. Environm. Contam. Toxicol. 24, 535-542.
29. Odum, W. E. 1973. The potential of pollutants to adversely affect aquaculture. Gulf & Caribbean Fisheries Institute. 25, 163-174.
30. Portmann, J. E. and K. K. Wilson 1971. The toxicity of 140 substances to the brown shrimp and other marine animals, M. A. F. F. Shellfish Information Leaflet, 22.
31. Pringle, B. H., D. E. Hissong, E. L. Katz and S. T. Mulawaka 1968. Trace metal accumulation by estuarine molluscs. J. Sanit. Engng. Div. Amer. Soc. Civ. Engrs. 94, 455-475.
32. Sahid, E. K. A. and K. V. Ramana Rao 1980. Correlation between subacute toxicity of malathion and acetylcholinesterase inhibition in the tissue of teleost Tilapia mossambica. Bull. Environm. Contam. Toxicol. 24, 711-718.
33. Sastry, K. V and P. K. Gupta 1978. Effect of mercuric chloride on the digestive system of teleost fish, Channa punctatus, Bull Environm. Contam. Toxicol. 20, 353-360.
34. Skidmore, J. F. 1970. Respiration and osmoregulation in rainbow trout with gills damage by zinc sulphate. J. Exp. Biol. 52, 481-494.
35. Stewart, C. P. and A. Stolman 1963. Toxicology, mechanisms and analytical methods Vol. I.

36. Wisely, B. and R. A. P. Bilck 1967. Mortality of marine invertebrate larvae in mercury, copper and zinc solutions. Aust. J. Mar. Freshwat. Res. 18, 63-72.
37. 陳弘成 謝明慧 1979. 重金屬對於蝦類急速毒性之研究，中國水產，36.，3 - 7。
38. 謝明慧 1979 重金屬對幾種沿岸生物毒性之研究，海洋學院漁業研究所碩士論文。

ABSTRACT

Heavy metals and pesticides have been considered as most serious pollutions in the estuarine and coastal environments. The production of larval crab, Scylla serrata in these areas has become less and less during the post few years. It is, therefore, necessary to study the acute toxicity of both pollutants to the larval crabs (zoea I and megalops stages) and to compare their tolerance to the toxic action.

Toxicity of heavy metals to both forms of larval crabs increased with the increase of metal concentrations. Of the heavy metals tested, mercury was found to be the most toxic, with the cadmium or copper being the least, depending on the larval stages investigated. At the concentration of 3.3 ppm in all metals, the LT50 values for zoeal crab were less than 5 hours, showing that the zoeae are very sensitive to the toxic action of heavy metals. In all cases, megalops were found to be more tolerant to toxic action of metals than zoeae.

Toxicity of pesticides to both forms of larval crabs increased with an increase in the concentrations of pesticides. The toxicity order of pesticides to both larval crabs was of the following sequence, Baygon > Parathion > Malathion. For zoeal crabs, the LT50 values at 1 ppm of pesticidal solution were not found more than half an hour, indicating that pesticides are more toxic than heavy metals. Although megalops are more resistant to toxic action of pesticides than zoeal crabs, the difference in tolerance between both two forms was not found as great as that in the metal solutions.

Toxic action of heavy metals is mainly due to the direct damage to the gill tissues and inhibition of respiratory function, while that of pesticides, the breakdown or inhibition of nervous system may be more important.