

# 重金属对日本对虾的毒性 I

## 铜、镉、锌对日本对虾的毒性

### 摘 要

本试验首先探讨了3种重金属对日本对虾急性毒性的大小,然后根据此数据设计各种低浓度的重金属溶液,研究其对日本对虾的慢性毒性影响,其结果显示在Cu、Cd、Zn浓度分别大于0.20、0.20和0.25ppm时,就有显著的抑制生长作用,而其累积情形,以头胸部的累积量最高,累积速度则视金属之种类和浓度而异,大部分在暴露于含有重金属的海水中8天或16天时达到累积量的最高峰,以后有趋于稳定或降低的趋势。如果将已累积有重金属的活日本对虾饲养于干净的海水中,则在20天内累积在组织内的重金属量有随时间而显著降低的趋势。

### 结 语

随着台湾工业的迅速发展,大量的工业排放物污染了全岛水域,严重影响了渔业的发展。例如,在台湾的西南沿岸,旱季工业污染物积聚成为河床沉积物,而雨季这些沉积物被冲到下游入海引起沿岸海区鱼和贝类的大量死亡。这种状况在台湾各地时有发生,在许多记录在案的污染事例中,重金属是重要的污染物。本世纪五十年代,生活在沿海岸区域的日本人因吃被甲基汞和镉污染的海产品,从而引起了水俣病和痛痛病。自那以后,重金属污染引起世界范围的普遍关注。水中的重金属对海洋动物具有急性毒性影响,当浓度低于急性毒性程度时,重金属可以影响水产动物的生长和其他生理功能。重金属的积累也可以通过食物链而威胁人类的健康。

生物试验研究是测定污染物毒性的一种良好的方法。通过这种研究,从急性毒性试验能测定污染物的毒性程度。从慢性毒性试验则可以测定毒性物质对试验生物的生长、生理、行为等方面的影响以及安全程度。本研究的目的在于试验Cu、Cd、Zn3种重金属元素对台湾最重要的商品虾之一——日本对虾的急性毒性、生长影响及累积和消除。

### 材料和方法

本研究所用的日本对虾幼体是从东港海岸捕获的亲虾在东港海洋实验室产卵孵化、培育而成。

#### (一) 急性毒性试验

分别用 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、 $3 \text{ CdSO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ 和 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 配制含Cu、Cd、Zn各为2000ppm的贮备液,然后每一份贮备液均用盐度32ppt、pH7.82、碱度(以 $\text{CaCO}_3$ 计)141.5 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 的海水稀释成100, 33, 10, 3.3, 1.0, 0.33, 0.1和0.033ppm作为试验溶液。取一系列300ml的烧

收稿时间:1989年11月12日。

杯, 每个烧杯中加入150ml试验溶液和投放12尾蚤状幼虫期日本对虾幼体。测定并记录幼体半致死时间(LT50)、另取3组相似系列的2000ml的烧杯, 每个烧杯中加入1500ml试验溶液, 随系列的不同分别加入幼虫1期、幼虫14期和体长1.5cm的日本对虾进行急性毒性试验, 测定并记录LT50。试验过程中水温保持在25—28℃, 烧杯不加盖, 不换水, 不充气, 试验期间不喂饵料。当用一根细的玻璃棒触动试验生物时如果它没有反应即认为试验生物已死, 死样立即从烧杯中取出。

### (二) 生长和存活试验

取13个规格为60×40×30cm的水族箱依次加入24L盐度32ppt、pH7.8的海水, 其中铜溶液分别为0.1、0.2、0.4和0.8ppm, 镉浓度分别为0.1、0.2、0.4和0.8ppm, 锌浓度分别为0.25、0.50、1.0和2.0ppm。每个水族箱中各投放饲养20尾平均体重33.1±13.1mg, 总长1.74±0.19cm的日本对虾供作试验, 水温保持在25—28℃。水族箱用网盖住预防对虾跳出, 每天早上, 用虹吸管将箱底部清理干净, 每个水族箱更换1/4的试验溶液, 每10天完全换水1次并记录存活的尾数。用卡尺量其体长, 电子天平称其体重并作记录, 整个实验进行40天(1982年6月15日—7月25日)。

### (三) 累积和消除试验

在每个水族箱中饲养30尾平均重量2.03±0.52g的日本对虾, 水族箱的规格及箱中所含的对照海水及试验溶液的组成与试验(二)相同, 而体积各为48L。水中充气, 水温保持在25—29℃, 水族箱均用网盖住以防对虾跳出, 每天投放相当于对虾体重3%的商品草虾饲料喂养对虾。按试验(二)的方法每天净化各个水族箱的底部及更换1/4的试验溶液, 每星期完全换水1次。在2、4、8、16和32天后, 随机取出3尾虾, 用清水洗净、冰冻供进一步分析。将每尾虾的腹部、壳和去壳后的头胸部单独分开, 并分析各部分重金属的累积量。32天后, 用洁净的海水代替水族箱中的试验溶液, 剩下的对虾在洁净的海水中饲养、取样, 每10天取1次对虾的不同部分分析重金属的累积量。

对虾中重金属的总量用原子吸收分光光度法测定(Hitachi, 170—3型)。

## 结 果

重金属对日本对虾幼体的急性毒性实验的结果表明, LT50与重金属的浓度呈线性关系。对虾的发育越往后期, 它对每种重金属的忍受限就越大。3种重金属的毒性程度是不相同的。对蚤状体的虾幼体, Cu的毒性最高, 而Cd的毒性最低, 举例来说, 如果各种重金属的浓度都为10ppm, 那么Cu的LT50是25min、Zn是80min、Cd却达到127min。而对1.5cm长的后期虾幼体, 也是Cu的毒性最高, 而Zn的毒性最低, 如若各种重金属的浓度都为10ppm, 那么Cu的LT50是18小时, Cd是21小时, 而Zn却达45小时。

表1 日本对虾在不同浓度的重金属下培养40天的存活率 (单位: ppm、%)

重金属	重金属浓度		存活率	
	0.1	0.2	75	30
Cu	0.4	0.8	0	0
	0.1	0.2	70	50
Cd	0.4	0.8	25	0
	0.25	0.50	70	65
Zn	1.00	2.00	0	0

重金属的存在会抑制对虾的生长, 当P(显著性水平) < 0.05时, 用t检验法检验, 结果表明对Cu和Cd来说抑制的临界浓度均约为0.2ppm, 而对于Zn则在整个试验浓度范围(P < 0.05)内都呈现抑制作用。表1表明, 日本对虾幼体暴露于不同重金属的浓度下经40天后, 其存活率随浓度的增大而降低。当Cu、Cd、Zn的浓度分别为0.8、0.8、2.0ppm时, 所有虾都死亡的时间分别为17、30和15天。

重金属在对虾腹部、去壳后的头胸部和壳中的累积量如图1—3所示, 去壳后的头胸部中的

累积量比壳和腹部的累积量都高。研究表明, 一般情况下, 水中重金属浓度越高累积量越大。累积速

度与重金属的种类及其浓度有关。通常在日本对虾暴露于含有重金属的海水中8天或16天后累积量达到最高峰。随后有趋于稳定或降低的趋势。到第32天，将对虾转移到洁净的海水中，则在20天后，重金属的累积量会有显著的降低。

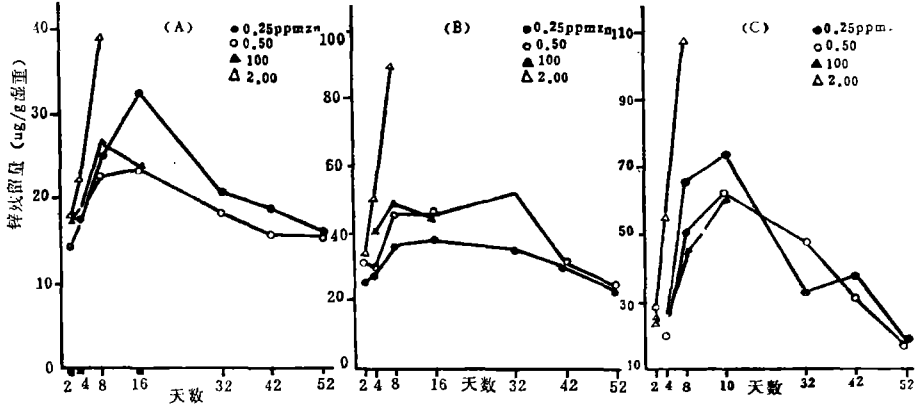


图1 日本对虾在不同的锌浓度下饲养32天，其(A)腹部(B)去壳后的头胸部(C)壳所蓄积的锌含量，以及再蓄养于干净的海水中20天后，其锌的残留量。

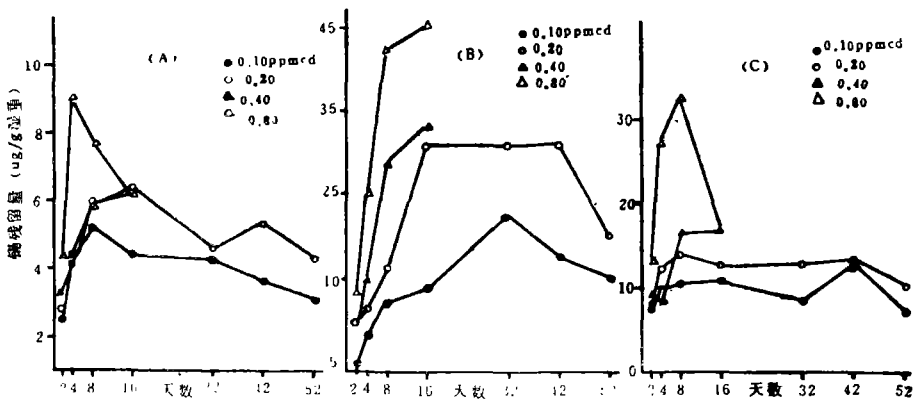


图2 日本对虾在不同的镉浓度下饲养32天，其(A)腹部(B)去壳后的头胸部(C)壳所蓄积的镉含量，以及再蓄养于干净的海水中20天后，其镉的残留量。

## 讨 论

1874年，英国首先注意到因为重金属污染而产生的问题。但直到1950—1960年期间，在日本发生水俣病和痛痛病后，这个问题才在世界上获得广泛的重视。水中的重金属污染物不仅毒死鱼类和软体动物，而且还危及人类的生命。以前所有的实验都表明重金属的浓度越高，所产生的毒性就越大。本研究的结论进一步确证了这一点。Cu和Cd的毒性几乎是相同的，而Zn的毒性较弱。但本实验发现就对蚤状幼虫期的日本对虾幼体的毒性而论，Cd比Zn弱，这和Eisler所发现的镉对底鳉（*Fundulus heteroclitus*）的毒性很相似。Eisler发现镉对底鳉的毒性较强，但影响较缓慢。底鳉暴露在Cd试验溶液中不会立即致死，但把它放回到干净的水中时却会死亡。在本实验中，蚤状幼虫期的试验虾对重

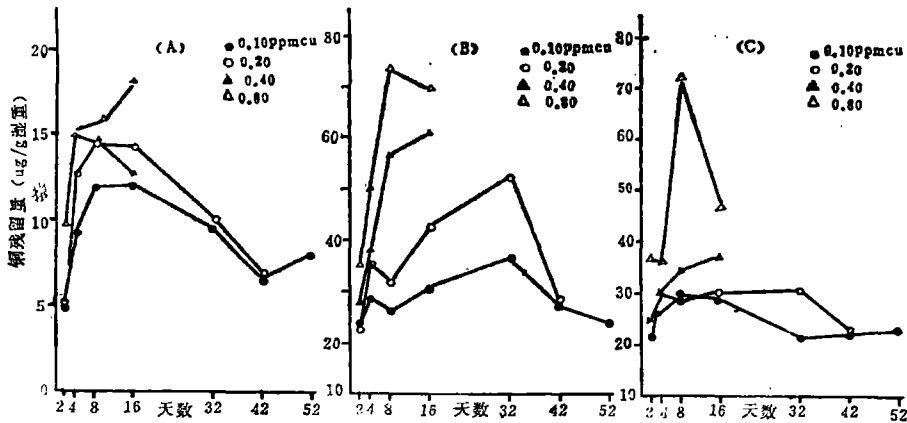


图3 日本对虾在不同的铜浓度下饲养32天，其(A)腹部(B)去壳后的头胸部(C)壳所蓄积的铜含量，以及再蓄养于干净的海水中20天后，其铜的残留量。

金属的毒性影响非常灵敏，所有的试验浓度其半致死时间(LT50)均小于10小时。由于Cd的影响缓慢，它的毒性比Cu和Zn低。但在其他阶段，重金属的毒性作用显著趋于缓慢，在本试验浓度范围的低限，半致死时间能延长到5天，经足够长的时间后才出现毒性效应。因此，实验表明镉和铜的毒性效应几乎是相同的。

生长是许多生理活动的标志。对鱼、软体动物和甲壳类来讲，生长总是受重金属的影响，影响程度随重金属浓度的升高而增大。本实验表明，日本对虾以同样的方式受到重金属的影响。重金属对生长的毒性效应，铜的毒性最强，其次是镉和锌。在0.8ppm的镉试验溶液中，所有的对虾都会在30天内死亡。然而在0.8ppm的铜试验溶液中，所有的对虾却在10天内死亡。而对于0.4ppm的铜试验溶液，所有对虾死亡的时间是20天。镉的这种缓慢的毒性作用和Eister的发现是一致的。在水产动物体内的重金属的累积量因重金属的浓度和试验组织种类的不同而异。本试验表明，重金属的累积量在去壳的头胸部最高，而在腹部最低。因为去壳的头胸部和壳直接跟水接触，所以重金属在那些部位的累积量比腹部高。水产动物通过它们的鳃不断地吸收溶解氧，从而溶解在水中的重金属离子不停地经过鳃，然后通过血液输送到体内的各个部分或累积在表面的细胞之中。图1表明了锌在3种组织中的累积量，在8—16天内达到累积的最高峰，然后渐趋稳定或有降低的趋势。除了在去壳的头胸部，铜在其他两种组织中累积量几乎与锌相同。镉和铜在去壳的头胸部中的累积量32天内一直增加，很可能在去壳的头胸部中的镉和铜没有和水中镉和铜的总量达到平衡。这方面仍待进一步研究。

浓缩系数是水产动物组织中重金属的累积量与环境水中重金属浓度的比率。动物组织中的浓度能够达到或超过环境水样中的一百倍、甚至上万倍。对于各种重金属其浓缩系数是不相同的。在日本对虾中，每种浓度的重金属都有不同的浓缩系数(表2—4)。水中重金属的浓度越高，浓缩系数就越低。不同的组织也具有不同的浓缩系数，在日本对虾的腹部或去壳后的头胸部，在全部试验浓度范围内，浓缩系数随着环境中重金属浓度的增加而减少。然而在壳中，考虑到饱和和吸收或蜕皮的可能性，在高浓度范围时，这种反比关系并不是一成不变的。表2—4显示了日本对虾在累积重金属之后，再移入洁净的海水中饲养后重金属的保有率。保有率是指对虾暴露在重金属试验溶液饲养32天后再放入干净的海水中饲养10天后虾组织中重金属浓度的剩余率。随着重金属浓度的降低，每一组织中Cu和Zn的保有率都会增大。例如，在0.25ppm的Zn试验溶液中Zn在腹部的保有率是91.75%，而在0.50ppm的Zn试验溶液中，其腹部的保有率却是83.70%。当把对虾放在干净的海水中，原来暴露在含Zn 0.50ppm的试验溶液中的该组织Zn累积量减少较多。在组织中重金属的减少可能是由于已经累积的

表2 日本对虾的腹部、去壳后之头胸部以及壳对镉之浓缩系数和保有率

组 织	镉 的 浓度(ppm)	浓 缩 系 数					保有率(%) (42天/32天)
		2天	4天	8天	16天	32天	
腹 部	0.10	25.10	40.80	52.30	44.20	42.70	86.18
	0.20	13.95	19.60	29.65	31.90	22.90	117.25
	0.40	8.50	10.80	14.95	15.70	—	—
	0.80	5.51	11.29	9.71	7.68	—	—
去壳后的头 胸部	0.10	50.70	83.10	122.00	139.40	227.00	77.97
	0.20	50.00	56.90	82.05	162.20	154.30	101.23
	0.40	23.75	37.63	72.65	83.33	—	—
	0.80	16.96	31.54	53.25	56.80	—	—
壳	0.10	77.30	91.20	107.40	108.90	85.80	149.88
	0.20	38.90	61.60	70.40	63.45	64.85	105.17
	0.40	23.03	21.38	41.98	41.70	—	—
	0.80	16.39	33.93	41.10	20.96	—	—

表3 日本对虾的腹部、去壳后之头胸部以及壳对铜之浓缩系数和保有率

组 织	铜 的 浓度(ppm)	浓 缩 系 数					保有率(%) (42天/32天)
		2天	4天	8天	16天	32天	
腹 部	0.10	51.70	93.50	118.80	120.10	94.90	69.97
	0.20	26.10	63.60	72.60	71.30	50.20	68.82
	0.40	21.55	37.65	36.68	31.70	—	—
	0.80	12.25	19.08	19.79	22.65	—	—
去壳后的头 胸部	0.10	237.10	286.10	262.30	309.80	366.50	74.79
	0.20	114.35	176.30	160.45	214.91	262.50	53.58
	0.40	69.68	96.08	142.50	152.95	—	—
	0.80	44.44	62.99	91.41	87.03	—	—
壳	0.10	244.00	264.00	296.50	291.50	218.90	102.51
	0.20	107.75	149.50	144.10	151.35	154.40	75.10
	0.40	61.48	75.65	85.90	93.20	—	—
	0.80	45.88	44.50	90.70	58.96	—	—

表4 日本对虾的腹部、去壳后之头胸部以及壳对锌之浓缩系数和保有率

组织	锌的 浓度(ppm)	浓缩系数					保有率(%) (42天/32天)
		2天	4天	8天	16天	32天	
腹部	0.25	58.36	68.60	99.40	129.80	82.52	91.76
	0.50	35.62	35.48	45.20	46.90	36.70	86.70
	1.00	17.77	18.73	26.59	23.87	30.46	—
	2.00	8.82	11.22	19.41	—	—	—
去壳后的头 胸部	0.25	103.08	114.80	147.80	153.80	145.00	84.22
	0.50	63.66	60.72	92.70	91.70	104.34	61.61
	1.00	40.44	41.05	49.11	45.71	91.38	—
	2.00	17.51	25.53	44.81	—	—	—
壳	0.25	100.00	92.68	264.00	295.96	133.76	115.64
	0.50	56.98	40.30	102.34	124.38	96.76	65.63
	1.00	26.12	23.53	44.80	61.42	190.44	—
	2.00	12.28	27.97	53.72	—	—	—

重金属转移到其他组织体中，或者可能是由于重金属从体内排出。这可以解释为什么在0.25 ppm的Zn试验溶液中虾壳的重金属累积量转移到干净的海水中却反而增大(图1c)。而对Cd的保有率来讲，对应关系却恰恰相反，浓度越低其保有率也越低，例如，在0.10ppm的Cd试验溶液中其保有率是86.18%，而在0.20ppm的Cd试验溶液中其保有率却达117.25%，这种事实表明前者(低Cd含量)降低的较多而后者(高Cd含量)降低的较少，这与Chen和Jung报道罗非鱼的鳃和腺中的重金属以同样的方式减少是一致的。另外，在0.20ppm的Cd试验溶液中，3种组织的保有率都高于100%，这意味着在干净海水中3种组织对Cd仍在继续积累。Pringle等报道在软体动物中，Cd趋于与某一特定的组织蛋白结合，所以消除镉很可能是困难的。然而，这依然无法解释为什么在干净的海水中Cd的累积量仍在增加这一事实。对此亦需作进一步的研究。

图1—3表明Cu和Zn在每一组织中的累积量都比Cd高得多。这可能是因为铜是血蓝蛋白的组成部分，Zn亦在血清蛋白中存在，Cu、Zn是存在于动物体内的微量营养元素。

重金属的生物安全浓度是指经动物实验确证污染物没有不良影响的最大浓度。这可以用48小时的TLM×0.1, 96小时的TLM×0.1或48小时的TLM×0.1/S<sup>2</sup>(S为24小时的TLM/48小时的TLM)来计算。在本实验中，48小时的TLM的急性毒性试验的结果是Cu1.82ppm、Cd1.32ppm、Zn7.94ppm。因此，计算出安全浓度为Cu0.181ppm、Cd0.132ppm和Zn0.794ppm。在生长试验中，当Cu<0.2ppm, Cd<0.2ppm与Zn<0.25ppm时，没有发现不良影响。所以，本实验中水的安全浓度可以被用作水产养殖业中的水质评判标准。然而，重金属毒性还受到其他环境因素的影响。因此，必须进行不同环境条件下的毒性试验以便保护水产动物。

致谢(略)

参考文献(略)

廖一久, 谏介士原载《台湾水产学刊》1988(2) 蓝伟光译 陈佳荣校