

厦门港湾重金属污染与海域生产力关系*

吴瑜端 陈慈美 王隆发
(厦门大学)

提要 在实验室模拟试验和现场周年观测数据基础上,研究了厦门港湾重金属 Cr, Cu, Hg, Zn 对硅藻生长及水体营养水平对硅藻忍受重金属污染的效应。结果表明,对硅藻毒性大小的顺序是 $Hg > Cu > Zn > Cr$ 。采用 6 种因素 (Cr, Cu, Hg, Zn, FA, N/P) 3 种水平的正交设计模拟了现场环境的多参数综合效应,证明水环境中几种重金属共存时以拮抗作用为主,实验室试验和现场调查均表明,在中营养水平下,硅藻生长最好,且增强了硅藻对重金属的忍受能力。

浮游植物是海洋中的初级生产者,是海洋中生态系统能量输入的基础。由于单细胞生物的代谢比较简单,对重金属和营养盐的反应较明显、迅速,因此我们采用硅藻[牟氏角毛藻 (*Chaetoceros mülleri* Lem.)]、钙质角毛藻 [*Ch. calcitraans* (Paulsen) Takano] 及双尾藻 (*Ditylum* sp.) 作为海洋初级生产者的代表,以研究海域重金属污染对海区初级生产力的影响。

污染物对海洋生物的毒性效应是海洋环境保护的主要课题。近年来这方面的研究报道较多,主要有以下几个方面:(1)重金属对藻类生态的影响^[6,11,13]; (2)有机络合剂的加入对藻类改善重金属的毒性效应^[1,2,5,10]; (3)重金属毒性机理的研究^[3,4,12]等。但这些研究大部分只停留在实验室阶段,虽然也有人进行围隔式受控生态系统污染实验 (CEPEX),但对多种金属之间或其它污染物共存下的交互效应及海洋环境多因素复合体系的模拟实验则研究得较少。本文用数理统计方法设计实验,并对其结果进行方差分析,同时,结合室内模拟实验及海区的现场调查,比较全面地研究了重金属污染对河口港湾硅藻生长的影响,找出了影响硅藻生长最显著的因素及最佳生长条件,为河口港湾重金属污染程度的评价及海域生产力的估算提供理论依据。

材料与方 法

实验用的钙质角毛藻、三角褐指藻 (*Phaeodactylum tricornutum* Bohl.) 和双尾藻取自厦门海区,牟氏角毛藻取自青岛沿岸海区。其中牟氏角毛藻用于单因素效应实验,以双尾藻作补充,来观察重金属对细胞体积、分裂和形态的影响,并以牟氏角毛藻、钙质角毛藻和

* 本研究课题得到中国科学院科学基金的资助,谨此致谢。

本文曾在第五次国际海洋倾废会议进行过大会报告。参加实验的还有海洋化学专业 79 级学生郑志宏、李楚函、潘小玲、邵志文、官景霞、骆鹏飞等。

收稿日期: 1984 年 7 月 8 日。

三角褐指藻的混合培养物用于海洋环境模拟实验¹⁾。

培养液的组成见表 1。在 1000ml 锥形瓶中加入 300ml 培养液,临接种前分别加入实验所需各种浓度的 Cu, Hg, Cr 及其它物质。其浓度范围为中等污染直至严重污染水平。以标准 NaNO_3 , Na_2SiO_3 , Na_2HPO_4 溶液调节其营养水平,并控制培养液的 $\text{pH} = 8.0 \pm 0.2$, $\text{Cl}\% = 12 \pm 1$ 。在温度为 $25 \pm 1^\circ\text{C}$, 日光灯照度为 345lx, 在光照为 14 小时的生物培养橱中进行生物效应实验。所用器皿都预先消毒灭菌,无硅海水用天然海水流经活性氧化铝除硅后制得。所用试剂为分析纯,蒸馏水均为去离子水。

表 1 培养液组成

O.M: $1.44\text{mgO}_2/\text{L}$ (以 COD 表示); $\text{pH}: 8.0 \pm 0.2$; $\text{Cl}\%: 12 \pm 1$

基 质	外加营养盐
Cu: 0.5ppb	MnCl_2 : $0.16\mu\text{mol}/\text{L}$
Hg: 0.02ppb	FeCl_3 : $0.62\mu\text{mol}/\text{L}$
Cr: 10ppb	
Zn: 20ppb	

注: 用过滤的厦门近海水配制。硅的试验用无硅海水配制。用 NaNO_3 , Na_2HPO_4 和 Na_2SiO_3 调节肥度。

藻类生长用叶绿素含量(以荧光强度 F 表示),或细胞浓度 (cells/ml) 监测。叶绿素用 YF-1 型荧光分光光度计测定。其详细方法见《海洋调查规范》中的叶绿素测定部分。细胞数的测定采用显微镜计数与直接测定荧光值 E (未过滤)相对照的方法,只要直接测定荧光值就可求出相应的细胞数。接种后硅藻的初始密度为 10^4 cells/ml, 取指数生长期(良好分裂期)即接种后第 3 天的样品,进行准同步观测以比较毒性效应。

实 验 结 果

(一) 单一金属对硅藻生长的影响

1. 不同金属含量对硅藻生长的影响

在 300ml 培养液中外加 0, 5, 10, 25, 50, 100, 250, 500ppb 的 Cu^{2+} , 接种后第 3 天测定荧光强度和细胞对铜的富集,结果见图 1b。 $\log \text{Cu} = 1.0$ [即 $(\text{Cu}^{2+}) = 10\text{ppb}$] 时,对硅藻起促进作用,若大于此值,藻类的生长则受到抑制。在三天中,铜对 50% 硅藻的生长抑制浓度为 $72EC_{50} = 35\text{ppb}$, 致死浓度为 0.8ppm 。藻类的生长曲线与其对铜的吸收曲线趋势相反,溶液中游离铜离子活度越大,硅藻对铜的吸收就越多,其生长受到的抑制就越严重。可见,藻类的生长直接受控于细胞对铜的吸收。

对汞、铬进行同样的实验,结果表明浓度为 1ppb 的汞不妨碍硅藻的生长。Kuiper^[7] 认为 0.1ppb 汞对浮游植物生长没有毒性效应。实质上,这个值还可高一个数量级。Patin^[9] 也得出 1ppb HgCl_2 介质一天内对硅藻生长无毒性效应。我们的实验,硅藻适宜生长的汞浓度范围是 $(1.0 \pm 0.5)\text{ppb}$, 三天 50% 生长抑制浓度为 $72EC_{50} = 3.5\text{ppb}$ (见图 1c); 六价格的三天 50% 生长抑制浓度 $72EC_{50}$ 为 200ppb; 三价格的含量高达 0.2ppm 时,对硅

1) 硅藻的培育、鉴定和分离得到本校傅素宝老师及陈贞奋老师的指导。藻种由陈贞奋老师及国家海洋局第三海洋研究所三室提供,谨此致谢。

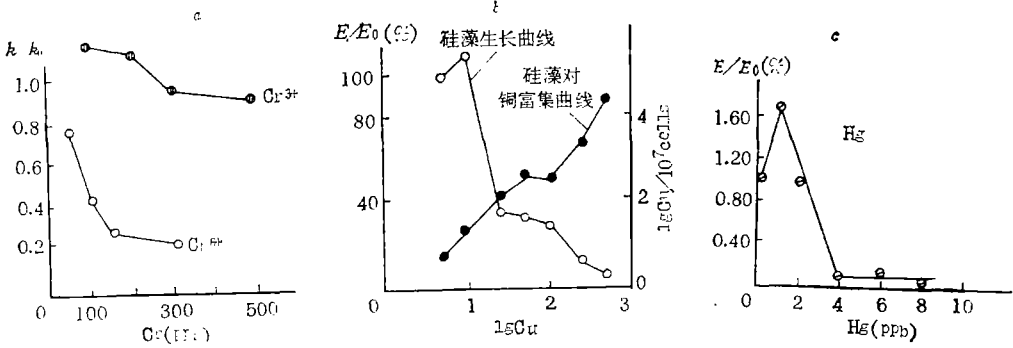


图 1 金属含量对硅藻生长的效应 (培育后第三天的数据)

藻的生长仍有促进效应(图 1a)。

2. 有机络合剂对重金属毒性的影响

(1) 在含有 250ppb Cu^{2+} 的培养液中加入 0, 200, 500, 1000ppb 的 NTA (氮川三醋酸——近海环境中常见的洗涤剂添加剂);(2)在含有 20ppb Cu^{2+} 并用中等强度紫外线照射 10 小时的培养液(破坏介质中的溶解有机物)中加入 0, 315, 630ppb 的 FA (富里酸,其含量用 COD 衡量),再与无照射培养液进行硅藻培养实验比较。结果表明(图 2), 有机络合剂可以降低铜的毒性。紫外照射后溶解的有机物有 30% 降解(有机质含量由 665mg C/L 降到 507mg C/L), 增大了溶液中游离铜离子的活度, 铜的毒性也因之而增强。

一般认为 NTA, EDTA 等络合剂对重金属的解毒作用, 主要决定于金属和络合剂

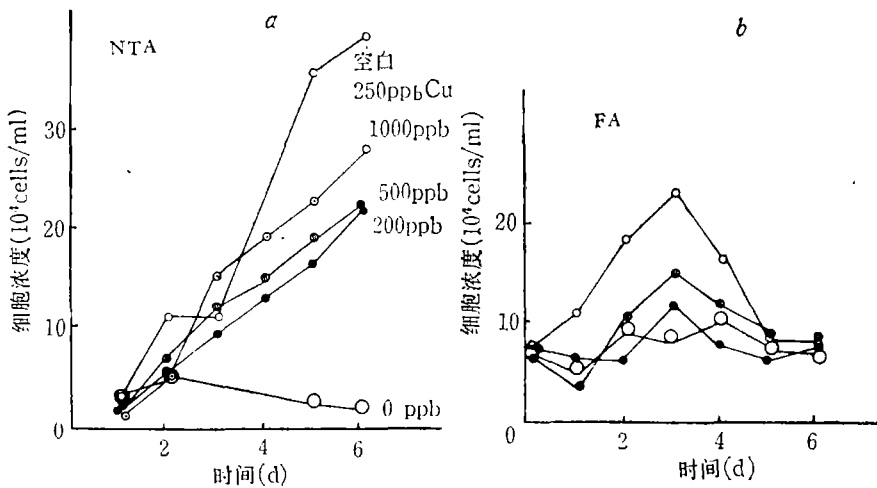


图 2 有机物含量对铜毒性的效应

a. NTA; b. FA (○无照射+20ppbCu; ●照射+20ppbCu+630ppbFA;
■照射+20ppbCu+315ppbFA; ○照射+20ppbCu)

的络合稳定常数(未考虑到络合剂本身的生物活性和复杂的自然体系中的复合反应、竞争反应等)。实验结果得出 NTA 对铜、铬的解毒作用符合一般的规律,而对汞的生物活性效应则比较复杂。一方面,适量的 NTA 对汞有解毒作用,能促进硅藻的生长。另一方面,过量的 NTA 又有抑制作用。实验得出当 NTA/Hg 的当量比为 1.6 时,去毒效应最佳。含汞、铬培养液经紫外照射,降解有机络合物、释放游离的离子,其效应与铜相类似。

硅藻生长过程的代谢排泄物,对介质中的重金属也有较强的络合能力,其去毒因子 ($DTF = \frac{EC_{50}^{Me+O,M}}{EC_{50}^{Me}}$) 为天然水体中富里酸的 40 倍(将另文报道)。

3. 介质中硅含量对硅藻吸收金属的效应

(1) 在低硅 (0.14ppm)、中硅 (3.8ppm) 培养液中分别加入 0, 10, 20, 50, 100, 500ppb Cu^{2+} , 接种后第 3 天测定体系的细胞浓度和硅藻中的铜、硅含量。结果(图 3)发现,硅含量较低时,随着介质中铜浓度的增大,硅藻吸收铜就增多,体内硅就减少。细胞中 Cu/Si 比值增大到一定程度时(即 $P\ Cu/Si$ 为 0.5), 则硅藻的生长有个突跃点,其相对生长速率就会由 90% 降至 20%。当介质中硅浓度增大时(中硅), 硅藻所吸收的铜即减少。体内硅增多后,藻类比低硅情况下生长相对较好,这说明硅藻对铜的吸收取决于介质中的硅浓度,而铜的毒性则取决于硅藻中的铜含量。(图 4) 这符合 Cu-Si 生长关系的理论模型^[10]。实质上,它反映出了水体营养水平的提高,增强了硅藻的抗毒能力。

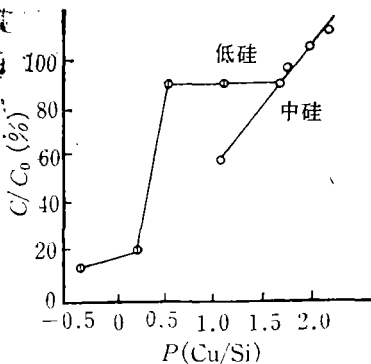


图 3 营养水平对硅藻吸收铜的效应

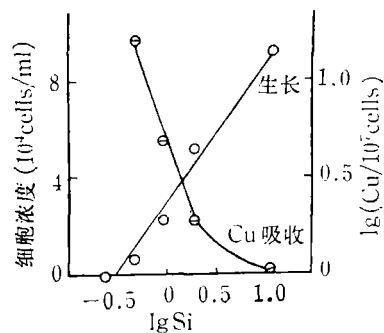


图 4 介质含硅量对硅藻生长及吸收铜的效应

(2) 在 10ppb 铜介质中,硅浓度不同,硅藻分裂的速度也不同。其分裂速度以细胞密度 $C(10^6\text{cells/ml})$ 表示,则它与介质中硅浓度 $Si(\text{ppm})$ 成正相关,其回归方程为:

$$C = 2.87 + 5.88 \log Si \quad (n = 4; r = 0.986; \text{置信度 } 99\%)$$

从表 2 看出,在低硅介质中 (0.25—1ppm) 接种后第 5 天细胞数减少,但溶液中的硅含量则有所升高,细胞中的硅有释放的趋势。在高硅介质中 (13ppm), 由于硅藻对铜的吸收很少,因而生长很好,同时继续摄取介质中的硅,这进一步说明水体中硅含量大小,对硅藻的抗毒能力起决定作用。

4. 共存金属锌含量对硅藻吸收铜的影响

共存金属锌离子对硅藻吸收铜的培育实验(见图 5)表明,当 Cu^{2+} 浓度为 50ppb,

表 2 介质含硅量对硅藻吸收铜、硅的效应

溶液初始 Si(ppm)	0.25	0.5	1	2	13
溶液最后 Si(ppm)	0.90	1.2	1.8	2.9	4.4
初始细胞数 (10 ⁴ cells/ml)	7	7	7	7	7
最后细胞数 (10 ⁴ cells/ml)	0	0.6	2.1	5.2	9.4
细胞中 Cu(μg/10 ⁷ cells)	—	17	4.8	1.9	1.1

注：硅的含量对硅藻吸收铜的效应与在含铜 10ppb 的培养液中接种硅藻后第 5 天的测定值类似。

$P(\text{Cu}/\text{Zn}) = -1$ 时,藻类生长最好,锌过量会抑制藻类的生长。 $P(\text{Cu}/\text{Zn})$ 由 -2 增大到 -1 时,藻类生长增大 1.6 倍,而 $P(\text{Cu}/\text{Zn}) > 0$, 会抑制硅藻的生长。如图 5 所示,单位细胞所富集的铜含量随介质中锌活度的增大而减少。同时还发现藻类培养 3 天后,在各种铜锌比值介质中所含的硅都比初始值高,且保持一恒定值。

从元素的微观结构分析,其离子和生物体中 N, O, S 基团的亲和力是离子势 $\left(\frac{Z}{r}\right)$ 和电负性 (X) 的函数。设亲和力 $f \equiv \frac{Z}{r}(\ln X)^{-1}$, 由 f 结合 Me-N, Me-O 和 Me-S 化学键的键能差,可将有关金属分为三组:

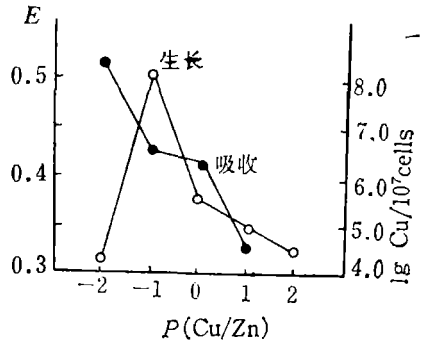


图 5 不同铜锌比对硅藻生长及吸收铜的效应

Me ⁿ⁺ $\frac{Z}{r}(\ln X)^{-1}$	I			II				III					
	Ba ²⁺	Mg ²⁺	Mn ²⁺	Cr ³⁺	Fe ³⁺	Zn ²⁺	Ti ⁴⁺	Ni ²⁺	Co ²⁺	Cu ²⁺	Pb ²⁺	Cd ²⁺	Hg ²⁺
	14	14	14	9.2	7.8	5.7	5.3	4.6	4.6	3.6	3.4	2.2	1.6

$$f \equiv \frac{Z}{r}(\ln X)^{-1} \begin{matrix} > 10 \\ = 5-10 \\ < 5 \end{matrix}$$

f 大于 10 者为亲氧离子,小于 5 者为亲硫离子,5—10 者易在水体和生物体之间交换。 f 愈小毒性愈大,其毒性 III > II > I。

硅藻等浮游植物是在光合作用过程中吸收重金属的。其毒性 $\text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cu} = \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cr}$ 。因而在一般情况下,当 Zn^{2+} 置换了 Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , Hg^{2+} 时,可起解毒作用。

5. 水体营养状况对硅藻耐污能力的效应

营养水平不同,藻类对重金属的忍受限也不同。在三种不同营养水平的介质中分别加入各种不同浓度的铜、汞、铬培育硅藻(生长情况见表 3 和图 6a—c)。由图看出,在铜、汞、铬介质中,藻类在中营养状况下生长较好,对重金属的忍受性较高。在铜、铬介质中,藻类在高营养时生长较差,对重金属的忍受性较低。在汞介质中,藻类在低营养时生长较差,对汞的忍受性较低。在铜的低营养介质中培养硅藻,培育 5 天(生长后期)后,外加营养盐至中营养水平,结果发现藻类复苏,继续增殖,生长更好(见图 6d)。

表 3 营养水平与第三天 50% 生长抑制浓度的关系

水平	项目	N(ppb)	P(ppb)	Si(ppb)	50% 生长抑制浓度 $72EC_{50}$ (ppb)			N:P 原子比
					Cu(II)	Hg(II)	Cr(VI)	
高营养		333	175	4.6	35	3.45	220	4.3
中营养		253	100	3.5	330	4.89	—	6.1
低营养		72	38	0.7	75	2.50	—	4.3

注：无机磷和氮含量略高于调查海域的含量。

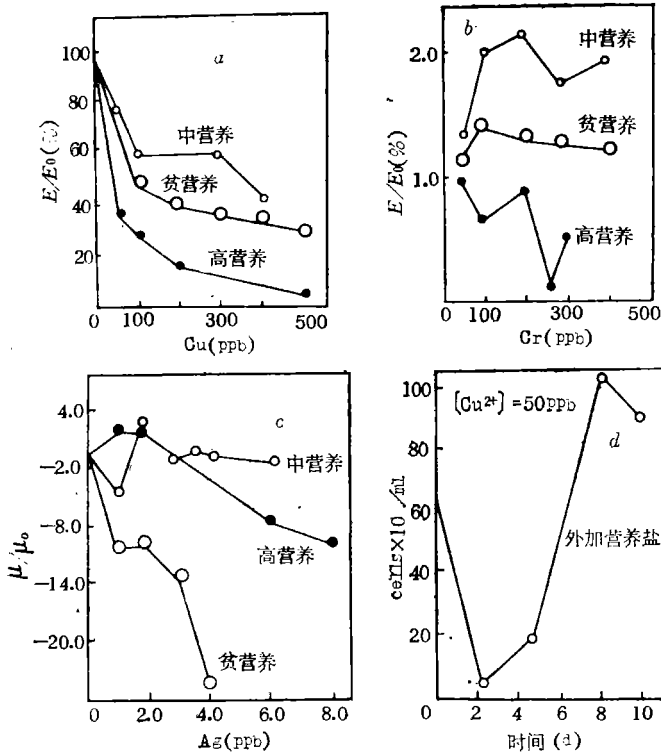


图 6 营养水平对硅藻耐污能力的影响

(注：6d 中“ $cells \times 10^4/ml$ ”应为 $cells \times 10^7/ml$ ；图 6c 中的“ Ag ”应为“ Hg ”)

(二) 几种金属共存时对硅藻生长的影响

用数理统计的方法设计了两次正交实验 $L_{36}(3^{13})$ ，即 13 种变量(包括交互效应)，各因素三个水平，其表头设计见表 4。实验 I 取双样测定，以保证数据的重现性。经方差分析结果表明：影响硅藻生长最显著的因素是汞和有机质，比较显著的是铬与有机质、铜与锌之间的交互效应，但铜对硅藻的效应不明显，铬则没有影响。最佳生长条件是 $Cu = 50ppb$ ， $Hg = 0.02ppb$ ， $Zn = 20ppb$ ， $Cr = 10ppb$ ， $FA = 10mgC/L$ ，中营养水平。实验 II 是单样实验，仅改变各因素的水平(见表 5)。结果表明在环境中影响硅藻生长最显著的因素是营养盐，汞和铜具有一定影响，但铜与锌的交互效应降为次要，铬几乎没有影响，工程平均值 $\mu = 1.44$ ，大于空白值 $E_0 = 1.06$ 。这说明由于各因素之间的交互效应(主

要为拮抗效应),使得污染物对硅藻生长的总效应变得很小。在最佳条件下 ($\text{Cu} = 0.5 \text{ ppb}$, $\text{Hg} = 1.5 \text{ ppb}$, $\text{Zn} = 100 \text{ ppb}$, $\text{Cr} = 30 \text{ ppb}$, $\text{FA} = 10 \text{ mgC/L}$, 中营养), 硅藻合成的叶绿素含量即增加了 40%。实验 I 和实验 II 说明各因素对生物的效应是随着环境条件和共存污染物的含量不同而变化的,这是由于综合的交互作用的结果。

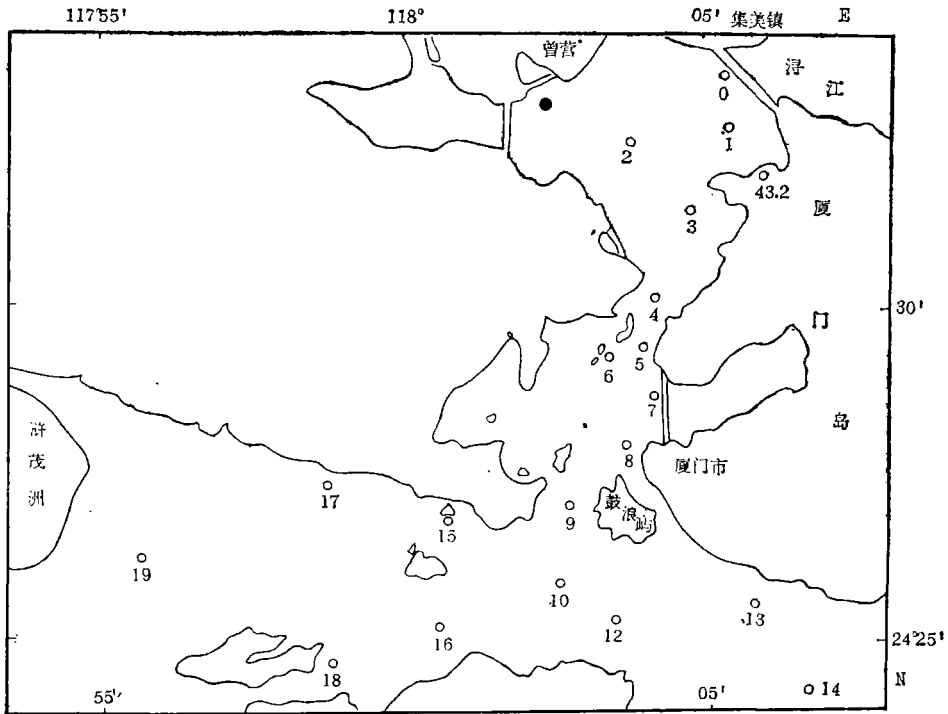


图 7 厦门西部海域站位布设

为验证上述实验结果的现实性和可靠性,我们对厦门西部海域二十个站位(图 7)的表层水进行了叶绿素、铜、汞、铬、氮、硅和无机磷等参数的准同步现场调查,以寻找各参数之间的内部联系。

厦门港水体在调查期间(1982年8月—1983年5月),水体中的活性硅是守恒的, $\text{Si} = 5.095 - 0.285\text{Cl}\%$ ($n = 20$; $|r| = 0.976$; 置信度 99%)。海水中铜浓度在 $8 \pm 1 \text{ ppb}$ 之间时,硅藻类生长就较好,而高于此范围,其生长就受到抑制。这与单因素效应实验的结果(图 1)基本符合。当水体中磷的浓度为 $25 \pm 5 \text{ ppb}$ 时,硅藻类生长就较好,高于此值,其生长就受到抑制,这证实了正交实验所得出的最佳生长条件为中营养的结论。

水体中汞的含量相对较低,对藻类的生长影响不显著。1982年4月在海门站的周日调查发现叶绿素和汞有明显的负相关, $\text{chl.} (\text{mg}/\text{m}^3) = 18.2 - 167\text{Hg}^\mu (\text{ppb})$ ($n = 9$; $r = 0.71$; 置信度 95%)。水体中铬在低浓度时 ($< 10 \text{ ppb}$), 叶绿素含量随铬浓度的升高而增加,但线性关系不显著,此结果与前面实验所得出的铬会促进藻类生长的结论是一致的。

调查结果表明,海区的含磷量为 20—50ppb 中数值为 36.6ppb。含氮量为 100—300

表 4 正文实验 I [$L_{36}(3^{13})$] 各因素的水平

表头设计		A	B	(A×B) ₁	(A×B) ₂	C	(A×C) ₁	(A×C) ₂	(B×C) ₂	(A×D) ₂	(B×C) ₂	E	F	
列 号		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
因 素		A		B	C	D	E	F						
水 平		Cu(ppb)		Hg(ppb)	FA(mgC/L)	Zn(ppb)	Cr(ppb)	营 养 盐						
1		0.5		0.02	10	20	10	贫 (N 48ppb, P 5ppb, Si 0.6ppm)						
2		20		2.5	50	100	30	中 (N 253ppb, P 26ppb, Si 3.3ppm)						
3		50		5.0	100	200	300	高 (N 400ppb, P 50ppb, Si 10.7ppm)						

注: 三种藻类的初始浓度为: 牟氏角毛藻 2×10^4 cells/ml; 钙质角毛藻 1×10^4 cells/ml; 三角褐指藻 7×10^4 cells/ml。
重金属三种水平为: 正常海水, 中等污染和严重污染。调查海区 P 含量 20—50ppb; N 含量 100—300ppb。
荧光强度接种第三天测定, 空白(受控)实验的荧光强度 $E_0 = 1.106$ 。

表 5 正文实验 II [$L_{36}(3^{13})$] 各因素的水平

表头设计		A	B	(A×B) ₁	(A×B) ₂	C	(A×C) ₁	(A×C) ₂	(B×C) ₂	(A×D) ₂	(B×C) ₂	E	F	
列 号		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
因 素		A		B	C	D	E	F						
水 平		Cu(ppb)		Hg(ppb)	FA(mgC/L)	Zn(ppb)	Cr(ppb)	营 养 盐						
1		0.5		0.02	5	10	10	贫 (N 19ppb, P 5ppb, Si 1ppm)						
2		10		1.5	10	50	30	中 (N 71ppb, P 40ppb, Si 3ppm)						
3		30		2.5	20	100	100	高 (N 200ppb, P 50ppb, Si 5ppm)						

注: 三种藻类的初始浓度为: 牟氏角毛藻 5×10^3 cells/ml; 钙质角毛藻 2×10^4 cells/ml; 三角褐指藻 1×10^4 cells/ml。
重金属三种水平为: 正常海水, 渔业用水和中等污染。
荧光强度接种第三天测定, 空白(受控)实验的荧光强度 $E_0 = 1.063$ 。

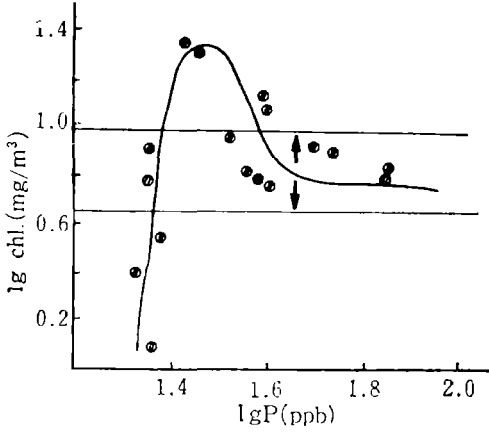


图 8 厦门海区叶绿素和磷的关系

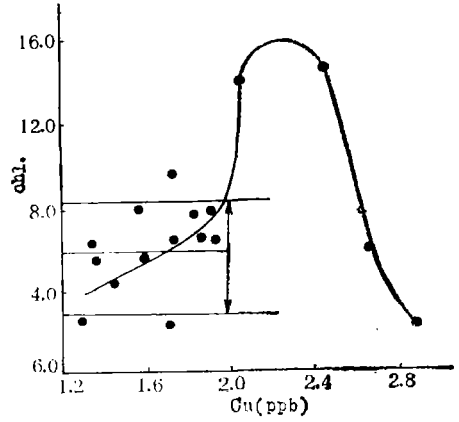


图 9 厦门海区叶绿素与铜的关系

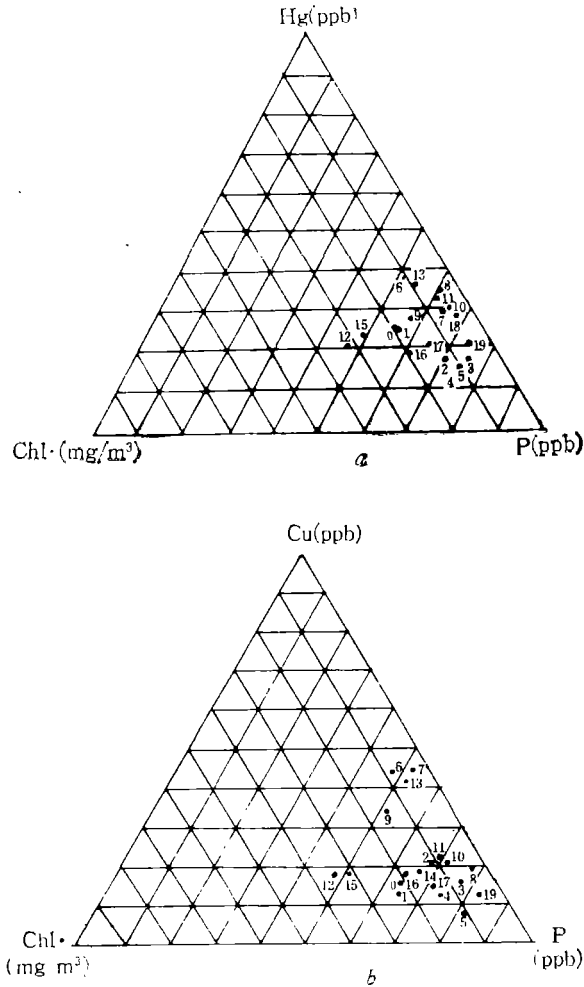


图 10 厦门海区叶绿素-营养盐-重金属关系图

ppb, 中数值为 192ppb, 属于中营养水平。N 与 P 原子比为 12.2, 低于正常海水, 与纳污的纽约湾 (N. Y. Bight) 相近(为 10.0)^[8]。该海域含汞量为 0.01—0.02ppb, 个别点达 0.03ppb, 中数值为 0.013ppb。含铜量为 1.2—3.0ppb, 中数值为 1.8ppb, 含铬量为 4—10ppb, 中数值为 6.2ppb, 属一类海水标准。

将调查结果中叶绿素的含量分别对磷和铜的含量作图(见图 8, 9), 由图 8 可以看出, 在含磷量为 24—35ppb 时, 浮游植物的生长情况最好。最可几值 25—100ppbP, 此时叶绿素含量为 $6.5 \pm 2.0 \text{mg/m}^3$ 。叶绿素与铜的关系也有类似结果(图 9)。含铜量在 2.3ppb 左右时, 浮游植物的生长特别好, 最可几值为 1.2—2.0ppbCu, 叶绿素含量为 $6.5 \pm 2.0 \text{mg/m}^3$ 。现场调查的结果和模拟实验的结果完全一致。

我们取《厦门海域污染现状调查》¹⁾中西部海域丰水期的数据作叶绿素、重金属和营养水平的三组分关系图, 也得到同样的结果(见图 10a, b)。由图明显看出, 当水体受轻度重金属汞、铜污染时, 只要在中等肥度的海域, 仍可能有较高的叶绿素含量。在低硅水体中, 叶绿素的含量和铜的含量呈负相关, 浮游植物(硅藻)对重金属的抗毒能力亦较差(图 11)。

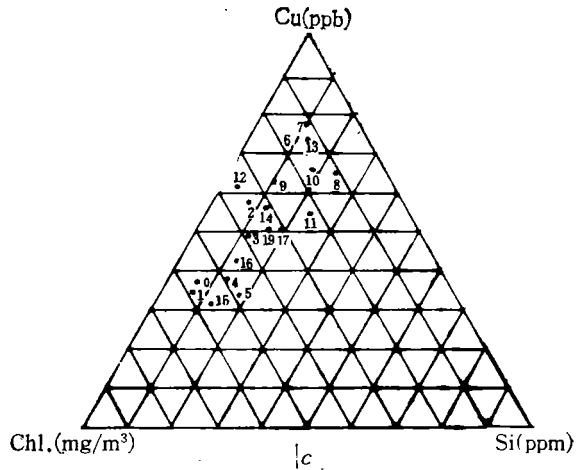


图 11 厦门海区硅含量和硅藻耐铜能力的关系

结 论

综合模拟实验和现场调查的结果可以得出如下结论:

1. 适当的营养水平(肥度)是纳污港湾提高海洋初级生产力的关键因素, 硅藻对重金属污染的忍受能力与水体的营养水平密切相关。在中等营养状况下, 硅藻对重金属污染有较大的忍受性。一定的重金属含量, 在某种程度上有利于浮游植物的生长。

2. 在复合体系中多种金属的交互效应主要取决于金属离子的生物亲和力 f 。一般 f 值大的可取代 f 值小的金属离子, 起着解毒作用, 结果使重金属污染物对硅藻生长的毒性效应有所降低, 呈现出相互之间以拮抗为主, 而不是协同作用。

1) 国家海洋局第三海洋研究所、厦门大学海洋系编, 1983 年。

3. 各种有机络合剂,包括天然的、生物排泄物和人工合成剂,对重金属都有较大的络合容量。适量的有机物对重金属的毒性有解毒作用,一般络合常数愈大,解毒能力就愈强。但过量的有机物也会引起对生物的毒害。

4. 十多年来,厦门港湾海域承纳着筲筴湖所积蓄的污水的排放。根据《厦门海域污染现状调查》报道可看出,厦门海域水体尚属清洁的一类海域。除个别点外,基本上属于中等营养状况。磷是营养水平的决定因素,重金属含量都比较低。这一环境对浮游植物较为适宜。厦门海区只要保持在中等营养水平(中等肥度),而不是富营养化,海区水体中的重金属和有机物含量略有提高,就可能对海区的生产力有所促进。因而具体海区纳污容量的估算和海域生态环境的保护,一定要建立在对海区营养水平和各种污染物含量的综合分析的基础上。在这一基础上,可以人为地调控具体水体的肥度和各种重金属及有机物含量的比例。这样一方面可以防止纳污水域的污染和生态环境的破坏,另一方面可以促进海域的生产力。

参 考 文 献

- [1] Betz, M., 1977. Investigations on the simultaneous uptake and release of mercury by *Dunaliella tertiolecta*. *Mar. Biol.* 41(1): 89—97.
- [2] Fisher, N. S. and J. G. Fabris, 1982. Complexation of Cu, Zn, and Cd by metabolites excreted from marine diatom. *Mar. Chem.* 11(3): 245—255.
- [3] Fisher, N. S., 1981. Heavy metals and marine phytoplankton correlation of toxicity and sulphhydryl binding. *J. Phycol.* 17(2): 108.
- [4] Fisher, N. S. and D. Frood, 1980. Heavy metals and marine diatoms: influence of DOC on toxicity and selection for metal tolerance among four species. *Mar. Biol.* 59(2): 85—93.
- [5] Gaering, J. J., D. Boisseau and D. Mattor, 1977. Effects of Copper on silicic acid uptake by a marine phytoplankton population: CEPEX. *Bull. Mar. Sci.* 27(1): 58—65.
- [6] Hollibaugh, J. T., 1980. A comparison of the acute toxicities of ten heavy metals to phytoplankton for Saunich Inlet, B. C. Canada. *Estua. Coast. Mar. Sci.* 10(1): 93—105.
- [7] Kuiper, J., 1982. Ecotoxicological experiments with marine plankton communities in plastic bags. In: *Marine Mesocosms*. Grice, G. D. and M. R. Reeve ed. Chapter 13, Springer-Verlag N. Y. Inc. pp. 357—384.
- [8] Malone, T. C., 1982. Factors influencing the fate of sewage-derived nutrients in the lower Hudson estuary and N. Y. Bight. In: *Ecological Stress and the N. Y. Bight: Science and Management*. Mayer, G. F. ed. Estuarine Research Federation Columbia, S. Carolina. pp. 389—412.
- [9] Patin, S. A., 1982. Effect of pollutants on cultured unicellular marine algae. In: *Pollution and the Biological Resources of the Oceans*. Chapter 6, Butterworth Scientific. pp. 80—109.
- [10] Rueter, Jr. J. G. and F. M. M. Morel 1981. The interaction between Zinc deficiency and copper toxicity as it affects the silicic acid uptake mechanisms in *Thalassiosira pseudonana*. *Lim. Ocean.* 26(1): 67—73.
- [11] Rueter, Jr. J. G., S. W. Chisholm and F. M. M. Morel, 1981. Effects of copper toxicity on silicic acid uptake and growth in *Thalassiosira pseudonana*. *J. Phycol.* 17(3): 270—278.
- [12] Sunda, W. G. and R. R. L. Guillard, 1976. The relationship between cupric ion activity and the toxicity of copper to phytoplankton. *J. Mar. Res.* 34(1): 34—40.
- [13] Thoms, W. H., J. T. Hollibaugh, D. L. R. Seibert et al, 1980. Toxicity of a mixture of ten metals to phytoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 11(3): 213—220.
- [14] Yamada, M., 1982. Effects of industrial effluents containing organic material such as dyestuff on the growth of several species of marine phytoplankton. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.* 48(10): 1453—1456.

RELATIONSHIP BETWEEN HEAVY METAL POLLUTION AND WATER PRODUCTIVITY IN XIAMEN ESTUARINE HARBOR

Wu Yudian, Chen Cimei and Wang Longfa

(Xiamen University)

ABSTRACT

This paper is based upon the results of simulation experiments and annual observation on the effect of Cr, Cu, Hg, Zn, on diatom (*Chaetoceros* spp., *Skeletonema costatum*, and *Melosira sulcata*) growth. Many physico-chemical parameters are found to play a considerable role in the toxicity and accumulation of metal in organisms especially in laboratory experiment. The Mesopic level in water environment is related to phytoplankton growth, whereas the higher nutrient level could have a negative impact on diatom production. Several metals mentioned above coexist in the investigated region and exert an antagonistic effect.

We employed the mathematical statistics-orthogonal design in simulation experiments of 6 parameters (Cr, Cu, Hg, Zn, O. M., N/P) with three levels per parameter system for diatom culture. It showed that (1) the range of content of heavy metals is as follows: Cr 10—30, Cu 0.5—50, Hg 0.02—1.5, Zn 20—100 and (2) the optimal nutrient contents: N 100—250, P 25—40, O. M. 100,000 (all in ppb).

We observed these parameters, total phosphorus content, ratio of T-N/T-P (in atom) and Chlorophyl content in the investigated region for one year, and found that ranges of these data were 24—35ppb-P, 10—18T-N/T-P, and 10—20 mgm⁻³ Chlorophyl (cell numbers of phytoplankton are about 10⁶ cells/L) in all probability.