

中型海洋围隔生态系中汞通量、 形态和收支的研究

陆 贤 崑

(山东海洋学院, 青岛)

K. W. Johnson, F. A. Whitney, C. S. Wong

(海洋科学研究所, 悉尼, 加拿大)

吴 晋 平

(国家海洋局第三海洋研究所, 厦门)

提要 在海洋围隔生态系实验中加入迄今最低浓度的无机汞, 以研究汞的迁移通量、形态分布和收支。加汞后, 汞从水柱中被排除的行为可用一级反应动力学描述。在该生态系内汞被排除的半寿期, 与初级生产力和浮游植物特性如个体大小、浮游能力等有关。对照围隔生态系内, $0.01 \mu\text{g Hg}/\text{cm}^2 \cdot \text{a}$ 的汞垂直通量与海湾现场测量值一致。在自然条件下, 溶解汞是水中的主要形态, 占 73%。加汞后, 颗粒汞迅速上升, 可达 70% 以上。浮游植物对汞的富集因子为 10^5 级。汞在沉积物、器壁和水体中的回收只占 52.3%。

海洋围隔生态系实验^[1]目前已成为研究低浓度(亚致死浓度以下)污染物对海洋各级生物的毒性效应以及对食物网中各级生物生态平衡影响的重要手段。在围隔生态系内, 污染物的形态分布、去向以及迁移速率等越来越受到海洋化学家的重视, 成为研究污染物生物地球化学行为的有效方法。对汞的毒性、形态分布、去向等, 已使用多种海洋围隔生态系进行了研究, 如 Wallace 等^[10, 12]在加拿大使用的受控实验生态系(CEE), Kuiper 等^[2]在荷兰使用的塑料袋, Topping 等^[11]在英国使用的 Loch Eve 封闭系以及 Santchi 等^[8, 9]在美国使用的海洋生态系实验室(MERL)等。我们使用加拿大的受控实验生态系(CEE), 并引进了迄今最低的汞加入量—— $0.1 \mu\text{g Hg}/\text{L}$ (无机汞), 来研究它在生态系内的形态分布、去向、通量等。已知这种浓度对低营养级的生物无毒性效应^[2], 因此该研究的结果更接近海洋的现场情况。实验结果与现场测量的结果比较一致, 也证明了这一点。

一、实 验

1. 围隔生态系的安装

围隔生态系由直径 2.5m、深 14m 的圆柱形聚乙烯编织涂膜塑料袋组成, 底部为 2m 高的锥体部分, 并与沉积物收集器相连接(见图 1)。该沉积物收集器用聚乙烯管接通, 并延至水面以上进行采样。安装时, 潜水员将塑料编织袋带至 20m 深的海底, 然后再水平上升至表面, 使塑料袋不搅动地装满现场水柱的水, 并与海面早已安装好的浮体框架相连

接。该围隔生态系于1982年5月底安装在加拿大沙奈奇湾 (Saanich Inlet)。

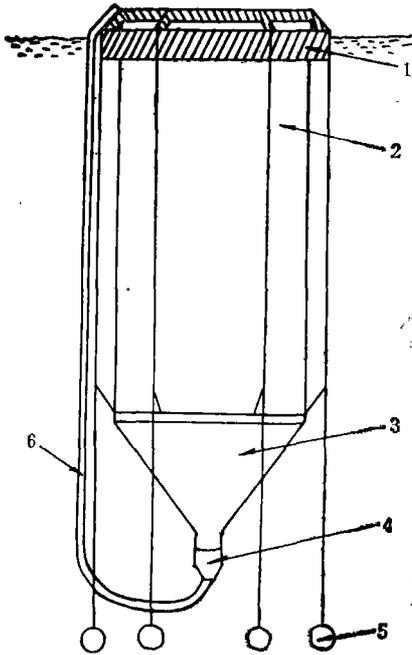


图1 海洋围隔生态系示意图

1. 钢体浮框; 2. 聚乙烯涂膜编织袋;
3. 锥体; 4. 沉积物收集器; 5. 重物;
6. 沉积物收集管。

4. 分析

无机汞: 移 100ml 水样于 250ml 的反应瓶中, 加入 5ml 20% SnCl_2 溶液, 用 1235 型 UVMONITOR 测汞仪测定汞含量^[5]。

溶解汞: 用预先在 500℃ 灼烧过夜的玻璃纤维滤膜 (Whatman GF/C) 过滤水样。向每升滤液加入 10ml 浓 HNO_3 , 2ml 5% $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, 10ml 5% KMnO_4 , 10ml 5% $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$, 在 85℃ 水浴中消化 2 小时。用水冷至室温后, 加入 4ml 12% $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ 还原过量的氧化剂。移取 100ml 该溶液于 250ml 反应瓶中, 加入 SnCl_2 溶液, 按无机汞方法测定汞含量。

水中总汞: 用未过滤海水直接测定。样品消化方法与测定溶解汞同。

沉积物中总汞: 取 100ml 沉积物样品, 用处理过的玻璃纤维滤膜 (Whatman GF/C, 500℃ 灼烧过夜) 过滤。沉积物随滤膜一起移入一磨口硬质玻璃管中, 加入浓 HNO_3 、浓 H_2SO_4 , 在 70℃ 水浴上加热 2 小时。冷至室温, 加入 $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 和 KMnO_4 溶液, 放置过夜。用 $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ 还原过量氧化剂后, 将消化液移入 250ml 反应瓶, 用蒸馏水稀释至 100ml, 再加入 SnCl_2 溶液后按无机汞方法测定汞含量。与沉积物并存的海水中(滤液)的溶解汞含量很低, 可忽略(见表 2, 3), 因此可用固体沉积物汞含量代表沉积物总汞。

叶绿素-a (Chl-a): 过滤 150ml 样品。滤出物连同滤膜用 90% 丙酮搅匀, 浸取。浸取液再经玻璃纤维膜过滤。将滤液稀释至 10—12ml, 用荧光计测量, 计算叶绿素-a 含

2. 汞的加入

实验用两个围隔生态系, 袋 B 为对照袋, 袋 C 则加入氯化汞至浓度为 $0.1 \mu\text{g Hg/L}$ 。称 9.59mg HgCl_2 (含 $\text{Hg} 7.06\text{mg}$), 溶于 3% NaCl 溶液中, 配成 1L。在现场进一步稀释后, 用蠕动泵将汞均匀泵入袋 C 的整个水柱。

3. 取样

实验研究共进行三周。整个水柱按 0—5m, 5—10m, 10—13m 的深度区, 分三次积分式采样。取样使用蠕动泵和聚乙烯管 (Tygon)。采样系统预先用酸洗干净, 使用前用现场海水冲洗几分钟。水样收集于 20L 洗净的塑料桶中, 然后在船上即刻分样。测汞水样装入 1L 硬质 (Pyrex) 玻璃瓶中(预先用 HNO_3 , $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$, KMnO_4 混合液将瓶消化处理, 使用前再用 HNO_3 , $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 溶液浸泡)。其它分样顺序为初级生产力、营养盐、颗粒有机碳、叶绿素等。

沉积物样品用蠕动泵采集, 将沉积物从袋底收集器泵入 19L 塑料瓶中, 立即分样供汞、有机碳、累积重量等分析。

量^[6]。

颗粒有机碳 (POC): 用 500℃ 灼烧过的玻璃纤维滤膜 (Whatman GF/C) 过滤 1—3 L 水样。滤膜低温干燥后, 用 Perkin-Elmer 240 型元素分析仪测定有机碳含量^[6]。

初级生产力(¹⁴C 法): 样品瓶在取样前需用 1mol/L HCl 浸泡 24 小时, 用去离子水冲洗后, 再用去离子水浸泡过夜。向样品瓶充入未过滤的海水样品, 加入已知浓度的 ¹⁴C 标记碳酸氢钠。将标记过的样品放在围隔生态系内培养 4 小时, 然后将样品用 0.45 μm 滤膜过滤。用 Beckman LS-3133 液体闪烁仪记数, 计算 ¹⁴C 的摄取速率^[6]。

二、结 果

1. 生产力

图 2 显示了两实验生态系内不同深度层的生产力随时间的变化。由结果可以看出, 海上围隔生态系的光合作用主要发生在 0—10m 深的水柱。10m 以下, 光合作用速率一般低于 10mg C/m²·h。两围隔生态系内生产力的变化有相似的趋势。开始很高的生产力指示硅藻的水华期。其后生产力以很快的梯度下降, 表明硅藻繁盛时期很短。生产力在第 4 天出现小的峰值, 表示光合作用有小的波动。第 5 天后生产力降至很低水平, 预示

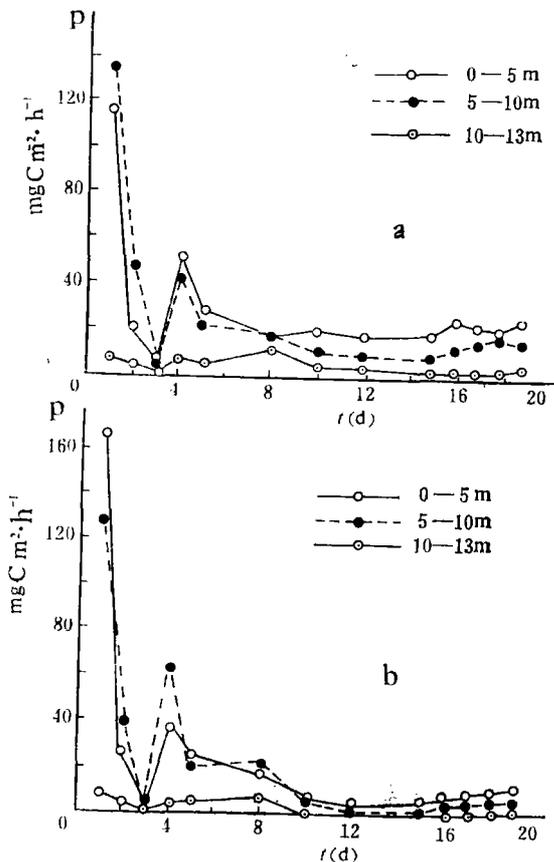


图 2 ¹⁴C 初级生产力(P)随时间变化

a. 袋 B: 对照袋; b. 袋 C: 加承袋。

着硅藻水华的结束,一直延续至第15天。而后生产力缓慢增加,生物演替为微型鞭毛藻并进入鞭毛藻的水华期。两袋内生产力的变化基本相同,证明加汞至 $0.1\mu\text{g/L}$ 对浮游植物的光合作用及生物演替没有明显的影响。

2. POC, Chl-a 及悬浮颗粒物 (SPM) 重量

图3,4给出了水柱内 POC, SPM, Chl-a 在围隔生态系统内的时间变化。这些参数具有相似的变化方式。开始随着浮游植物的光合作用,这三个变量在2—3天内增加至最大,然后迅速下降,至第12天达最低点。在12—19天,它们的量均维持在低水平,没有明显的变化。

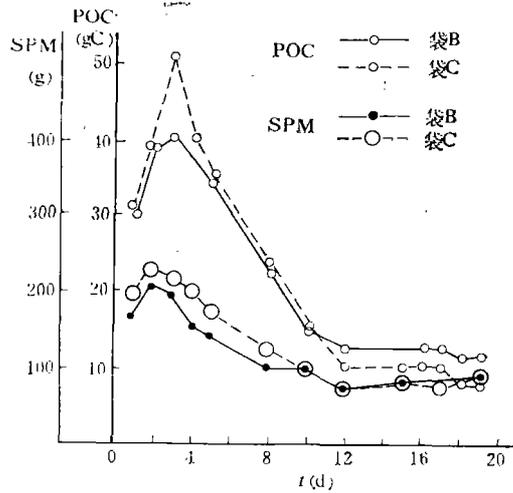


图3 POC, SPM 的时间变化曲线

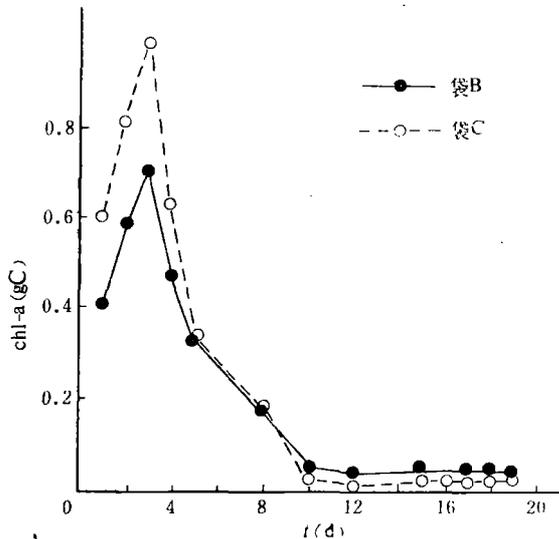


图4 Chl-a 时间变化曲线

3. 汞的形态分布

无机汞、总汞和溶解汞为实测值。颗粒汞、有机汞则由差值求出。表 1、图 5 和 6 指出了 0—13m 水柱中各形态汞含量的时间变化。对照袋(袋 B)内,各种形态汞几乎以恒定

表 1 海上围隔生态系水柱中各形态汞随时间的变化

时间 (d)	总汞 (mg)		溶解汞 (mg)		颗粒汞 (mg)		无机汞 (mg)		溶解有机汞 (mg)	
	袋 B	袋 C	袋 B	袋 C	袋 B	袋 C	袋 B	袋 C	袋 B	袋 C
1	0.30	0.37	0.18	0.28	0.12	0.09	0.14	0.18	0.04	0.10
2	0.28	6.08	0.21	1.72	0.07	4.35	0.12	0.80	0.09	0.92
3	0.19	4.88	0.15	1.62	0.04	3.21	0.08	0.70	0.07	0.97
4	0.14	3.67	0.13	1.26	0.01	2.41	0.08	0.62	0.05	0.64
5	0.28	3.39	0.15	1.21	0.13	2.18	0.10	0.68	0.05	0.53
8	0.24	2.21	0.18	1.22	0.06	0.99	0.10	0.68	0.08	0.54
10	0.22	1.72	0.16	1.15	0.06	0.57	0.11	0.65	0.05	0.50
12	0.28	1.69	0.22	1.06	0.06	0.63	0.09	0.59	0.13	0.47
15	0.26	1.58	0.17	0.93	0.09	0.65	0.08	0.50	0.09	0.43
17		1.51		0.76		0.75		0.44		0.32
19	0.17	1.40	0.13	0.58	0.04	0.82	0.08	0.43	0.05	0.16

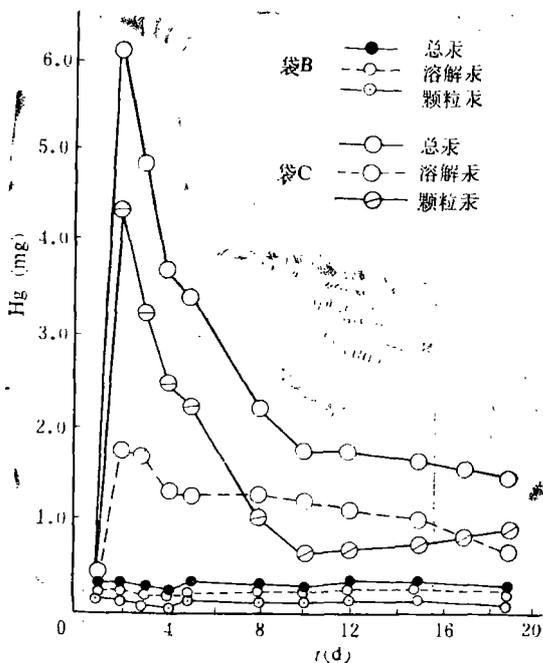


图 5 总汞、溶解汞、颗粒汞的时间变化曲线

比例存在, 浓度变化也很小。在加汞袋内, 总汞和颗粒汞一开始即被迅速地从水柱内排除, 反映出硅藻对排除汞所起的重要作用。加汞 12 天后, 总汞仍继续下降, 但速率明显减低, 颗粒汞却缓慢增加。

溶解汞在水柱内的时间变化方式有特殊性。加入无机汞后第二天测得结果表明, 大部分溶解汞已转变成颗粒汞。从第二天后, 剩余的溶解汞则以十分低的速率减少。在溶解汞内, 加入的无机汞第二天则大部分已转变成有机汞, 剩余的无机汞只占很小的比例。

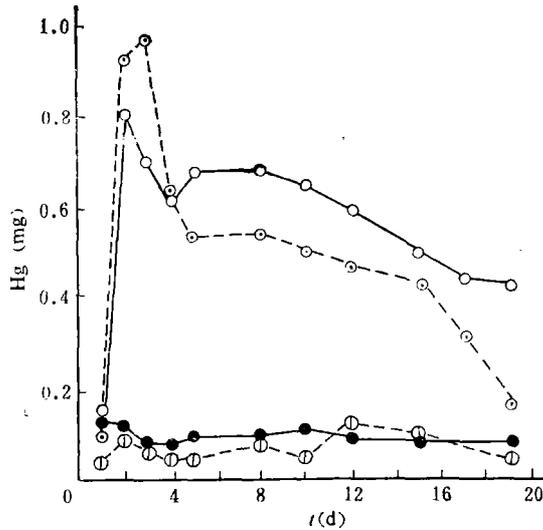


图 6 无机汞、溶解有机汞的时间变化曲线

袋 B:—●—无机汞, ---○---有机汞; 袋 C:—○—无机汞, ---●---有机汞。

说明了向海水加入无机汞后,相当一部分会迅速地转变成有机汞化合物。

4. 沉积物中汞和有机碳

表 2 和表 3 分别列出了汞和有机碳沉积在两围隔生态系底部的量。两袋内所泵出的

表 2 袋 B 沉积物中有机碳、总汞及并存海水中的溶解汞

时间 (d)	有机碳 (mgC)	并存海水溶解汞		总汞 (mgHg)	沉积物汞含量 (ppm)
		无机(μgHg)	有机 (μgHg)		
2	872.9			0.0032	—
3	1233.1		0.13	0.0010	0.14
4	1656.3	0.07	1.07	0.0010	0.11
5	6589.0	0.12	1.04	0.0021	0.10
8	4196.4	0.12	0.87	0.0024	0.15
10	4624.9	0.12	0.42	0.0023	
12	5289.1	0.11	0.43	0.0019	
15	6096.3	0.10	0.63	0.0021	
16	6976.6	0.10	0.49	0.0023	
17	6581.8	0.11	0.27	0.0029	
18	1937.3	0.04	0.11	0.0010	
19	485.5	0.03	0.10	0.00044	

沉积物中,有机碳总量几乎一样(袋 B 46.2gC, 袋 C 45.3gC)。说明所加之汞,未对生物合成有机碳产生影响。对照袋内沉积物中汞的平均浓度为 0.13ppm,与沙奈奇湾的现场沉积物汞含量相符¹⁾。加汞袋内,第 2 天泵出的沉积物汞含量即高出对照袋约 1 个数量级,至第 5 天汞含量能高出两个数量级 (10.7ppm)。

1) Lu Xiankun et al. (陆贤崑等), 1983. Report on time series of mercury in Saanich Inlet.

表 3 袋 C 沉积物中有机碳、总汞及并存海水中溶解汞

时间 (d)	有机碳 (mgC)	并存海水中的溶解汞		总汞 (mgHg)	沉积物汞含量 (ppm)
		无机 (μgHg)	有机 (μgHg)		
2	394.9			0.005	1.8
3	855.6		1.25	0.019	4.4
4	1647.7	0.92	3.18	0.046	4.6
5	6266.1	1.46	6.00	0.214	10.7
8	6207.8	1.50	1.93	0.258	
10	6227.0	1.12	1.69	0.232	
12	7567.6	0.69	3.14	0.288	
15	8046.6	0.49	2.91	0.427	
16	5848.2	0.38	3.04	0.296	
17	1996.2	0.54	1.69	0.255	
18	289.5	0.46		0.016	
19	158.2	0.28	0.16	0.011	

三、讨 论

1. 围隔生态系内汞的排除速率

Takahashi 等^[10]提出, 外加汞进入围隔生态系后, 汞从水柱中的排除约为时间的线性函数。而 Wallace 等^[12]的生态系实验, 则提出用一级反应描述汞的排除动力学。其排除速率就是初级生产力的函数。从本实验可以看出, 汞的排除是随时间而呈指数变化的(图 5)。由浓度对数值对时间作图(图 7)可以看出, 总汞的排除出现了较为复杂的情况。从第 10 天开始, 汞的排除呈明显的不同。这种差别恰好与浮游植物的演替相对映。可以用两条直线, 即两种不同排除速率的一级反应加以描述。在硅藻水华期, 由于很高的生产力

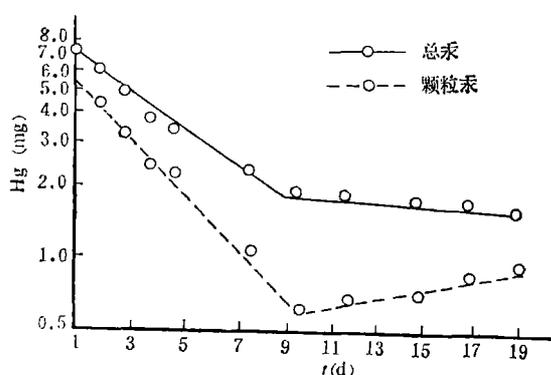


图 7 加汞围隔生态系内总汞和颗粒汞的排除速率

($346\text{mgC}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$), 硅藻合成时摄取汞的量也多。同时硅藻个体大, 在细菌作用下形成多糖絮状物, 凝结后形成大颗粒而迅速下沉, 将汞从水柱中迅速排除。此时, 汞的排除半寿期 $T_{1/2}(t_1)$ 为 4.4d。这结果与美国 MERL 实验中夏季的结果相近^[9]。第二条线总汞的半寿期 $T_{1/2}(t_2)$ 为 30d, 恰好是硅藻演替为微型鞭毛藻。鞭毛藻生产力低(约 $10.8 \sim 20.8 \text{mgC}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$), 有趋光性, 且能游动。它被浮游动物摄食后, 成为粪便排出, 才能作为颗粒

物下沉。因而鞭毛藻从水柱内摄取汞后,会在水柱内停留较长时期,汞的半排出期明显加长。

在硅藻水华期,颗粒汞的排除更快,半寿期 $T_{1/2}(t)$ 只有 2.8d,这是硅藻快速下沉的结果。在鞭毛藻水华期,颗粒汞出现负排除,即在水柱内随时间而缓慢增加。这证明鞭毛藻在合成过程中能摄取汞,并在水柱内长时间停留。

上述实验结果表明,外加汞于围隔生态系后,汞的排除过程适于用一级反应动力学描述。汞的排除速率是初级生产力的函数,也是浮游植物特性,如个体大小、游动能力等的函数。

表 4 列出加汞袋内总汞、颗粒汞与 POC 的比值。开始时比值高,并随时间下降。两天后比值近于恒定,直至第 10 天后,比值又略上升。由于加汞后水柱汞浓度提高了一个数量级,形成的硅藻会摄取更多的汞,因而出现高比值。但很快(约两天)硅藻摄取汞达到一稳定的平衡。这种平衡是否属于硅藻的特性,还需进一步实验证实。后期比值上升的趋势,似乎表明鞭毛藻具有更高的摄取汞的能力。这与它个体小,不易下沉有关。

表 4 加汞袋中总汞颗粒汞对 POC 的比值 (mg/g)

时间 (d)	总汞/POC	颗粒汞/POC
1*	0.23	0.17
2	0.16	0.11
3	0.096	0.062
4	0.092	0.060
5	0.097	0.063
8	0.092	0.041
10	0.11	0.037
12	0.17	0.063
15	0.16	0.065
17	0.15	0.076
19	0.17	0.097

* 该总汞、颗粒汞的值由图 7 外推计算而得

在对照袋内,整个实验期从沉积物中所获总汞量为 0.023mg (表 2)。由水柱面积和时间可以推算出汞从水柱进入沉积物的通量为 $0.010 \mu\text{gHg}/\text{cm}^2 \cdot \text{a}$ 。该值与沙奈奇湾现场由沉积物捕集器所测值 ($0.009-0.024 \mu\text{gHg}/\text{cm}^2 \cdot \text{a}$) 以及 Matsumoto 等^[4]用 ^{210}Pb 法在沙奈奇湾所测值(平均 $0.016 \mu\text{gHg}/\text{cm}^2 \cdot \text{a}$) 相一致。

2. 汞的形态分布

如前所述,对照袋内各种形态汞几乎以恒定比例存在。将所得全部数据统计处理后,得出各形态汞的分布分数是: 溶解汞 0.73 ± 0.11 , 颗粒汞 0.27 ± 0.11 ; 溶解汞内无机汞 0.42 ± 0.08 , 有机汞 0.31 ± 0.10 。这与沙奈奇湾现场测量的结果¹⁾基本相似,即水中汞主要以溶解形式存在。在整个实验期,总汞的浓度变化很小。这是由于其通量低,而且该通量与大气汞进入海洋的通量 $0.01 \mu\text{g Hg}/\text{cm}^2 \cdot \text{a}$ ^[3] 相似,因而基本处于动态平衡。

1) 见本文 312 页脚注。

加汞袋内,汞的形态分布发生很大变化。加汞后第二天,溶解汞分数下降至 0.28,而颗粒汞的分数则上升至 0.72。随着硅藻摄取汞并下沉,溶解汞的分数则逐渐上升,在鞭毛藻水华前,回复至 0.67。进入鞭毛藻水华期后,颗粒汞的分数又上升,超过 0.5。

如前所述,加入无机汞于围隔生态系后,无机汞迅速被硅藻摄取变成颗粒汞下沉,同时也有相当一部分无机汞被迅速地转换成溶解有机汞。据估计这种转换既可能有生物甲基化过程^[7],也可能有有机配位体的络合过程。但在与沉积物并存的海水中,溶解有机汞的含量要高得多。水柱内有机汞为 6.1—15.2ngHg/L,沉积物并存海水中为 44.5—167.5 ngHg/L。对照袋内也有相同情况(见表 1, 2)。现场测量结果也表明,沙奈奇湾沉积物间隙水内含有很高的有机汞。这些都证明,在沉积物下降到海底后,矿化过程很快发生,而且生物摄取的汞会很快在矿化过程中以有机汞的形式再释放入水体。

3. 浓集因子 (F)

表 5 列出了围隔生态系内浮游植物对汞的浓集因子。在加汞袋和对照袋内,该浓集因子处于同一数量级,即 10^5 级,而且在整个实验过程中,绝大多数值的变化范围也在该数量级内。此值与 Santchi 等^[9]在 MERL 实验中所测结果($0.5—8 \times 10^5$)相一致。现场用沉积物捕集器测得的值为 0.8×10^5 ,在沙奈奇湾的剖面调查中,由水柱和悬浮颗粒物结果计算的值为 2×10^5 。这种多方面结果的一致性似乎表明,汞被浮游植物的富集主要是由于汞的高吸附性质——颗粒活性所决定的。

表 5 海上围隔生态系内浮游植物对汞的浓集因数 (F)

时间 (d)	袋 B			袋 C		
	Hg(w) ¹⁾	Hg(p) ²⁾	$F(\times 10^5)$	Hg(w) ³⁾	Hg(p) ⁴⁾	$F(\times 10^5)$
1	0.0028	0.72	2.6	0.0044	0.45	1.0
2	0.0033	0.39	1.2	0.027	19.1	7.1
3	0.0024	0.61	2.5	0.026	14.9	5.7
4	0.0020	0.07	0.35	0.020	11.9	6.0
5	0.0024	0.92	3.8	0.019	12.9	6.8
8	0.0028	0.50	1.8	0.019	8.1	4.3
10	0.0025	1.04	4.2	0.018	3.5	1.9
12	0.0034	0.82	2.4	0.017	8.6	5.1
15	0.0027	1.03	3.8	0.015	7.7	5.1
17				0.012	9.5	7.9
19	0.0020	0.45	2.3	0.0092	9.3	10.1
$\bar{F}(\times 10^5)$			2.5 ± 1.2			5.5 ± 2.6

1), 3): Hg(W): 水柱内汞的浓度 ($\mu\text{gHg/L}$); 2), 4): Hg(P): 悬浮颗粒物中汞的浓度 (ppm)。

4. 加汞生态系内汞的总收支

迄今,关于加汞生态系内汞的回收,有两种结论。多数结果认为,80—90% 所加之汞可以从底部沉积物中回收^[10,12]。Topping 等^[11]报道,其封闭生态系内汞的回收仅为 50—70%。他们认为,水柱内相当量的汞可由于挥发和穿过袋壁扩散丢失。本实验测定和计算了其中的各种汞结果为:水柱残留汞 19.8%;沉积物内汞 29.3%;与沉积物并存海水中的汞 0.4%;袋壁吸附汞 2.8%,总计为 52.3%。

尽管回收率与 Topping 等的结果相似,但这种低回收率暗示,除在加汞、取样、分析操作中存有一定误差外,必定还有相当部分的汞未被测到。汞向大气的挥发可能是重要部分。前已讨论,所加无机汞有相当部分迅速转变成有机汞。已知甲基汞及其氯化化合物都是具有挥发性的,而水柱内的甲基化过程必定导致部分甲基汞的挥发。围隔生态系内汞穿过袋壁向外扩散的丢失,也是需要考虑的因素。因为聚乙烯薄膜具一定的透气性,而且缝接处肯定能有较快的扩散,外界海流的存在还会加速这种扩散,但这种扩散丢失的量,不会占据较大的比例。在整个收支计算中,在 14—16m 深处,即锥体部分,由于采样困难未能测定汞含量,因而未列入汞收支内。但用沉积物并存海水中溶解汞含量估算,约占 5% 左右。

四、结 论

1. 在海上围隔生态系内加无机汞至 $0.1\mu\text{gHg/L}$ 时,总汞被浮游植物排除的行为可用一级反应动力学描述。汞的排除速率与浮游植物生产量和种类特性有关。硅藻水华期,总汞半排除期为 4.4d,颗粒汞为 2.8d。微型鞭毛藻水华期,总汞半排除期为 30d,而颗粒汞不断增加。

2. 在自然条件下,围隔生态系内汞的垂直通量为 $0.010\mu\text{gHg/cm}^2 \cdot \text{a}$,与沙奈奇湾现场结果一致。

3. 自然条件下,围隔生态系内汞的各形态分布基本恒定,以溶解汞为主,占 73%。加汞后,由于浮游植物的摄取,颗粒汞可高达 70% 以上。溶解有机汞在汞的形态转换中占重要地位,在与沉积物并存的海水中尤为突出。

4. 围隔生态系内,浮游植物对汞的浓集因数为 10^5 ,与沙奈奇湾现场测定结果一致。

5. 该实验中汞从水柱、沉积物、沉积物并存海水以及袋壁吸附的回收为 52.3%。

参 考 文 献

- [1] Grice, G. D. and M. R. Reeve, 1982. Introduction and description of experimental ecosystems. *In: Marine Mesocosms*, chapter 1 (Ed. by Grice, G. D. and M. R. Reeve), Springer-Verlag, New York, Inc. pp. 1—9.
- [2] Kuiper, J., 1982. Ecotoxicological experiments with marine plankton communities in plastic bags. *In: Marine Mesocosms*, chapter 13 (Ed. by Grice, G. D. and M. R. Reeve), Springer-Verlag, New York, Inc. pp. 181—193.
- [3] Mackenzie, F. R., R. J. Lantzy and V. Paterson, 1979. Global trace metal cycles and predictions. *Mathem. Geol.* 11: 99.
- [4] Matsumoto, E. and C. S. Wong, 1977. Heavy metal sedimentation in Saanich Inlet measured with Pb-210 technique. *J. Geophys. Res.* 82 (34): 5477.
- [5] Olafsson, J., 1978. Report on the ICES international intercalibration of mercury in seawater. *Mar. Chem.* 6: 87.
- [6] Parsons, T. R., Y. Maits and C. M. Lally, 1984. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater. Pergmon Press. pp. 63—66; 107—109.
- [7] Ridley, W. P., L. J. Dizikes and J. M. Wood, 1977. Biomethylation of toxic elements in the environment. *Science* 197: 329.
- [8] Santchi, P. H., 1982. Application of enclosures to the study of ocean chemistry. *In: Marine Mesocosms*, chapter 5 (Ed. by Grice, G. D. and M. R. Reeve), Springer-Verlag, New York, Inc. pp. 63—80.
- [9] Santchi, P. H., C. M. Adler and M. Amdurer, 1983. The fate of particles and particle-reactive

- trace metals in coastal waters: Radioisotope studies in microcosms. *In: Trace Metals in Sea Water* (Ed. by C. S. Wong et al), Plenum Press. pp. 331—350.
- [10] Takahashi, M., G. T. Wallace, F. A. Whitney et al, 1977. Controlled ecosystem pollution experiment: effect of mercury on enclosed water columns. 1. Manipulation of experimental enclosures. *Mar. Sci. Comm.* 3: 291.
- [11] Topping, G., I. M. Davies and J. M. Pirie, 1982. Processes affection the movement and speciation of mercury in the marine environment. *In: Marine Mesocosms*, chapter, 12 (Ed. by Grice, G. D. and M. R. Reeve), Springer-Verlag, New York, Inc. pp. 167—179.
- [12] Wallace, G. T., D. L. Seibert, S. M. Holzknrecht et al, 1982. The biogeochemical fate and toxicity of mercury in controlled experimental ecosystem. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 15: 151.

A STUDY ON FLUX, SPECIATION AND BUDGET OF MERCURY IN CONTROLLED EXPERIMENTAL ECOSYSTEMS

Lu Xiankun

(Shandong College of Oceanology)

K. W. Johnson, F. A. Whitney, C. S. Wong

(Institute of Ocean Sciences, Sidney, Canada)

Wu Jinping

(Third Institution of SOA, Xiamen)

Abstract

The lowest addition of mercury so far, 0.1 $\mu\text{g/L}$ Hg, was used in CEEs for the study of mercury flux, speciation and budget since it was much closer to the marine environment and at the noneffective level on the biota of lower trophic levels in CEEs. The removal behavior of mercury in a water column of a CEE can be described by first-order kinetics for both the total and the particulate mercury in a spiked bag. The removal rate of mercury depends on the primary production and the characteristics of phytoplankton such as size, swimming capacity, etc. A 4.4 days half-life time for total mercury was obtained for diatom bloom with 2.8 days half time for particulate mercury. During the microflagellate bloom a 30 day total mercury half-life time was estimated with the increase of particulate mercury in the water column. The flux of mercury in the control bag was 0.01 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, a which coincided with the value obtained from Saanich Inlet where the bags were launched.

A more or less constant distribution of mercury species in the control bag was obtained as follows: dissolved Hg 0.73, particulate Hg 0.27 with inorganic Hg 0.42, dissolved organic Hg 0.31 in dissolved mercury. After spiking of mercury the particulate mercury ran up rapidly and could reach 70% or more of total mercury.

The concentration factor of mercury by phytoplankton in the CEEs was in the order of 10^5 which was consistent with the results from Saanich Inlet.

The mercury recovery from the water column, sediment, and bag wall was only 52.3% of the total mercury spiked in the CEE. The vaporization of organic mercury and diffusion of dissolved mercury through the wall were presumable ways for loss of mercury in CEEs.