

综 述

海洋围隔生态系实验在海洋污染控制中的应用

陆 贤 崑

(山 东 海 洋 学 院)

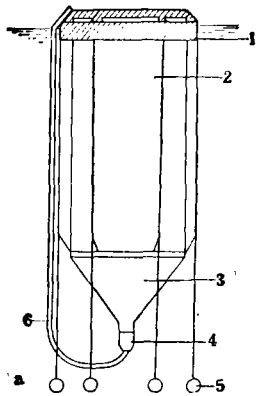
污染物对海洋生态系统的危害已成为环境科学极为重要的领域。对这种危害的预测研究,是海洋环境污染控制策略中不可缺少的重要环节。早期的海洋环境工作者所进行的大量工作是集中于现场污染物的检测、污染物对一些生物的毒性效应实验,以及污染物的行为、物理迁移过程等。对于污染物对海洋生态系统的效应、危害,多数是从一些大事故发生后(如水俣事件、溢油事故)或长期遭受污染影响的河口或港湾,经多年调查、分析,做出的一些结论。这些调查、分析工作以及所做的结论,基本上只能认为是定性的、零散的,难于将其定量地应用于某一特定区域的污染控制之中。随着海洋环境科学的发展,海洋污染生态学也在发生巨大的变化,其中之一便是将生态学从一种观测科学转变为实验科学。海洋围隔生态系实验是一种中等规模的海洋生态模拟,它是生物、化学等多学科的综合研究工作,目前已被广泛应用于污染物生态效应及其生物地球化学行为的定量研究,在海洋污染的控制中有潜在的应用能力。曾呈奎和邹景忠(1979),吴宝玲和李永祺(1983)对该项研究曾做过介绍。本文将结合作者近年的科研成果,着重对海洋围隔生态系实验的特点及应用做简要论述。

一、海洋围隔生态系实验的特点

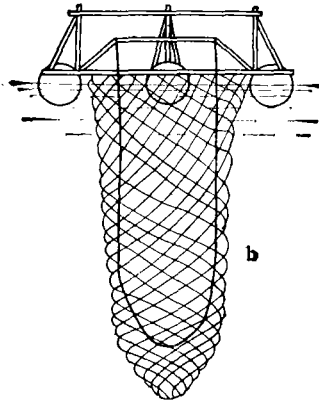
围隔生态系实验就是将现场一部分海水围隔(封闭)起来,使其温度、光照、生态环境和结构在实验周期内与其所围隔的海洋相

似,从而在该体系内进行物理、化学、生物相互作用和影响的研究。海洋围隔生态系实验目前已有多种方式,不过主要的可分成两类。一种是在所要研究的海洋现场将海水围隔起来,保持原有的海洋生态结构和垂直分层。在加拿大沙奈奇湾施放的“受控生态污染实验系统”(又称 CEPEX,见图 1.a)具有代表性。它使用直径 2.5m 或 10m、长度 16m 或 23m 的聚乙烯涂膜塑料编织袋,底部为锥形与一沉积物收集器相连,产生的沉积物可通过塑料管由水面上取样。施放时由潜水员将塑料袋带至海底,然后将袋垂直上升,用水柱充满,再将塑料袋固定在预先安装的浮体框架上。在英国的埃韦湾施放的封闭系(Loch Ewe Enclosures)与 CEPEX 具有相似的结构和功能。在荷兰施放的塑料袋规模较小,其容积约 1m^3 ,而且只用于研究污染物的生态效应,不进行沉积物取样(见图 1.b)^[2]。此外,在西德有一规模较大的围隔生态系称浮游生物塔,即在近岸处,用钢架构成。该浮游生物塔由于结构复杂使用不便,目前已很少使用。自八十年代,许多小型围隔生态系出现,如汉堡封闭系即使用小型塑料袋系于浮漂上然后把一整系列固定在浮框体上。美国、加拿大等使用的长筏式封闭系,将许多直径 1m 深 2m 的玻璃槽用一种由玻璃钢、铝架构成的长筏固定(见图 1.c)。

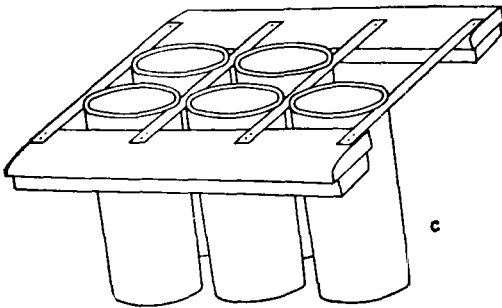
这种现场围隔生态系是目前使用最为广泛的类型。它的造价低,可以根据研究的需要围隔不同量的海水(目前使用范围在 1—



a. CEPEX 式



b. 荷兰 Den Helder 塑料袋



c. 长筏式——玻璃钢筒(直径 1m, 高 2m)

图 1 海洋围隔生态系统实验示意图

1. 浮框 2. 塑料编织袋 3. 锥体 4. 沉积物收集器 5. 重物 6. 塑料软管

1300m³),选择不同的设计。如加拿大海洋研究所设计的带气罩和沉积物盘的生态系统(称海通量 Seafluxes),即可以同时研究水-气和水-沉积物界面的污染物转移研究(图 2)。此

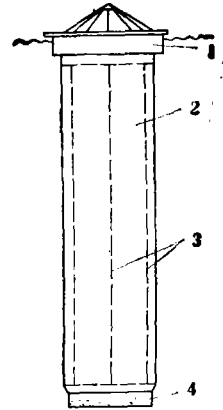


图 2 海通量围隔生态系统

1. 浮框及气罩 2. 塑料袋
3. 尼龙绳 4. 沉积物盘

外,现场围隔生态系统不需人为控制光照、温度等条件,因而操作和维护都较简单。但由于是封闭水体,无法模拟现场海流及涡动扩散等影响,在外推到现场条件时,有一定困难。另一种类型则以陆岸为基地,在陆地上建立围隔生态系统。其中以美国罗德岛大学的海洋有控生态实验室(又称 MERL)为代表^[4]。它是将现场海水泵入一巨大水箱中(直径约 2m,高约 5m),在受控的温度、海流、扰动和底沉积的条件下进行研究(图 3)。由于水箱内

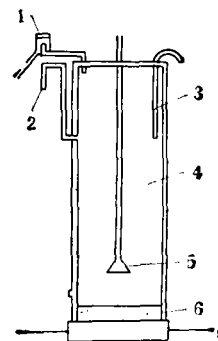


图 3 MERL 式围隔生态系统

1. 入水贮池 2. 出口 3. 加热器
4. 玻璃钢水槽(直径 2m,高 5m)
5. 搅拌器 6. 沉积物盘

海水流通的特点,使得生态模拟能更接近受潮流影响较大的近岸水的情况,而且可以对

污染物的生态效应进行长达 1—2 年的连续研究。对海洋化学来讲,可对污染物的迁移、降解、同化、沉降等生物地球化学过程得到更接近现场实际的结果,但造价较高,运转和维持较复杂,限制了它的使用。与 MERL 相似的还有美国斯克理普海洋研究所和加拿大达霍西大学的“深塔”,不过它们主要用于研究控制条件下浮游动物的垂直迁移。1984 年在国家海洋局第三海洋研究所(厦门)养殖实验池内(长约 20m 宽约 10m,深约 5m)施放直径 2m 深 3m 的塑料袋泵入海水进行的围隔生态系实验也是陆岸基的一种。

海洋围隔生态系实验的最大特点是围隔水体内的生态结构和演变的速率与现场情况十分相似。对于海洋围隔生态系的生态模拟重现性已有大量研究。日本学者高桥等用同时施放四个 CEPEX 实验塑料袋进行了近 30 天的实验,研究了塑料袋间以及塑料袋内和外部环境间生态变化的重现性^[5]。结果表明,在四个塑料袋内和外部环境间,硅藻、鞭毛藻、叶绿素、桡足类及粒径谱等都具有十分相似的时间变化,证明塑料袋内外初级生产者及演替规律都相似。在污染物的生态效应方面也表现出这种相似性。如 R. Elmgren 等在围隔生态系实验中进行石油污染物的生态效应与波罗的海溢油所造成的生态效应的调查,结果表明在许多方面都很一致^[6]。这就使污染物对海洋生态系统影响,有可能从小规模的研究推广到大面积的现场研究,对其生态效应做出合理的估价。早期的毒性实验研究,由于无法了解它在整个食物链中的作用,外推到现场就会产生较大的误差。

海洋围隔生态系实验的第二个特点是它具有足够大的水体和条件控制,因而可以进行亚致死浓度下污染物的长期生态效应的研究。它比急性毒性研究更具现实意义。目前,除了围隔生态系实验外,进行这种长期生态效应的研究方法还不多。由于它的实验水体可以大到 1300m³(通常在 10—100m³ 左右),

至少可以研究三个不同营养级生物的生态系统,即从自养性初级生产者(浮游植物)到异养性的次级生产者(浮游动物)和幼鱼一类的捕食动物,作为食物链的整体来研究污染物产生的影响。它所研究的时间可以从几周到一年甚至更长,一直保持围隔生态系统的一致性。海洋环境目前面临的大量问题仍是低污染浓度下的长期暴露后果,尤其是对初级生产者的危害,有可能通过食物网改变区域海洋生态系统的结构和功能,进而危害渔业、养殖业乃至人体的健康。

海洋围隔生态系实验的第三个特点是它进行生态结构、演变规律以及化学污染物迁移、同化、降解、沉降等时间系列的测量,因而能定量地了解生物、化学、物理变化以及相互作用的速率-动力学。由于海洋现场实际的复杂性,多种因素的同时作用,生物的块状不均匀分布,同步取样的困难等,用一般海洋调查的方法无法获得这种动力学的可靠数据。这种动力学数据对于海洋环境的数学模拟是十分重要的。而海洋环境数学模拟的发展将进一步加深人们对海洋生物过程、生态演替、污染物生态效应等机理的了解,进而为污染物的环境危害预测开辟道路。图 4 是一次石油污染物的围隔生态系实验与 Tsesis 油轮溢油后进行现场调查所获的污染油归宿的比较^[6]。从该图明显地看出,现场调查的困难

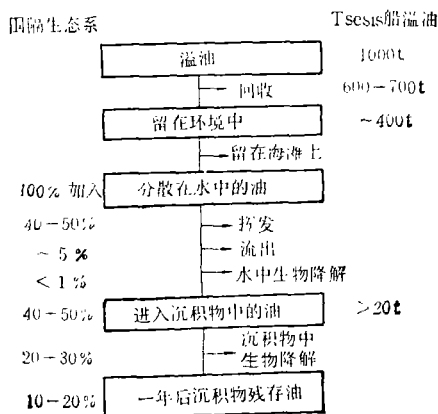


图 4 石油污染物归宿

和围隔生态系实验所具有的优越性。

二、海洋围隔生态系实验的应用

自七十年代该实验在世界许多沿海国家开展以来,已发表的文章在 150 余篇以上.除了大量有关生物、化学、物理诸因素相互作用的基本研究外,海洋围隔生态系实验的应用仍集中于污染物的海洋生态效应以及污染物的排除——海洋生物、化学、物理过程所具有的自然净化能力。

1. 污染物的海洋生态效应

目前已经研究过的污染物有:有毒金属如汞、铅、铜、镉等,石油及其产品,人造有机卤代烃包括有机氯农药、多氯联苯、挥发卤代烃,矿渣废弃物,污染沉积物等。其中所研究的生态效应有:对初级生产者的抑制效应,由浮游植物种类演替而产生群落组成的差异,以及次级生产者的生长速率和群落组成的差异,乃至对底栖生态群落结构所造成的影响等。尽管许多作者提出海洋围隔生态系可以将幼鱼包括进去,但有关这方面生态效应的文章甚少。

污染物的生态效应比人们预想的要灵敏得多。如向海洋围隔生态系加入的铜达 8 ppb 时,就会对浮游生物群落的自养、异养过程产生明显的影响,以异养性微型生物最明显,使微生物摄取速率下降^[7]。其结果导致那些对铜不敏感的微生物得以繁殖,破坏了原生态系统的稳定性。众所周知,大多数近岸海水的铜含量是很接近这一水平的(约 1 ppb)。这表明,许多近岸海水已经处于生态影响的临界状态。图 5 是汞的毒性数据的综合。由图可以看出,一般实验室中多数结果是当汞含量超过 100ppb 时才有明显的毒性效应,而从海洋围隔生态系实验的结果看,当汞含量大于 1.0ppb 时即表现出对生态系统的毒性效应^[8]。此时,细菌的生长受到抑制。汞浓度达到 5ppb 时,浮游植物的生长也受到明显的抑制。汞达到 50ppb 时,桡足类受到明显的

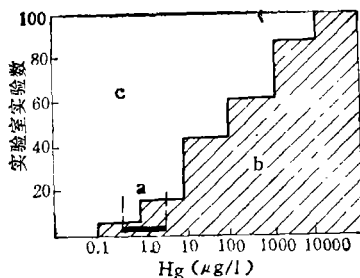


图 5 实验室和围隔生态系实验中汞的毒性效应

- a. 粗线区为围隔生态系实验结果
- b. 为有毒性效应的比例
- c. 为无毒性效应的比例

抑制。当沉积物或尾矿渣倾入海洋时,由于大量颗粒物减弱了环境的光照强度,明显地减弱了浮游植物的光合作用,使自养微型藻类比例增加,异养性微型藻类受到抑制,增加了浮游动物的次级生产。这些生态效应都在海洋围隔生态系实验中显示出来^[9]。石油污染物的生态效应则出现不同的情况^[6]。石油(浓度 90—180ppb)加入后,浮游植物的光合作用有一短暂时间的抑制后,光合作用的速率又有明显的增加。这主要是由于加入石油后也同时抑制了浮游动物的生长速率,从而减弱了对浮游植物的摄食压力。石油对底栖生物的影响是最显著的。在加入石油后,两个月内大型底栖动物的密度下降,而且整个实验周期(10 个月)都难以恢复原状。其中以小型底栖动物受影响最明显,如线虫数量在一个月内就减少很多。介形类在两个月内明显减少,在实验最后几乎完全消失,它似乎是对油最敏感的一组小型底栖生物。

综上所述,在海洋生态系统中,尤其是在初级和次级生产者中,某些种生物对某种有毒物质有特殊的敏感性,致使其生长受到抑制使生态平衡遭到一定的破坏。此外,其它一些废弃物的大量排放,如尾矿渣近海排放,大规模海底挖掘活动使大量沉积物进入水体中等项活动,由于改变了生物的生活环境,也会抑制某些生物的生长速率,进而改变海洋

各营养级生物的结构比例和演替过程。所有这些生态效应要比预料的灵敏。这些事实告诉我们,保护海洋生态环境的任务是艰巨的,海洋围隔生态系实验是揭示污染物的海洋生态效应的一个有效的方法。

2. 污染物的归宿和被排除的速率

污染物会对海洋生物的生长产生影响,反过来海洋生物也可以同化、降解、载带污染物,从而将污染物排除至海洋水体之外。污染物被排除过程可以用一级反应动力学近似表示,即 $\frac{dc}{dt} = -\lambda c$, 其积分形式为 $c =$

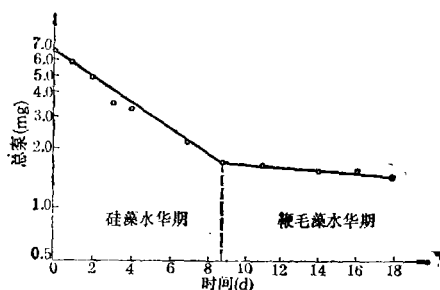


图6 围隔生态系内汞被排除的速率

表1 若干挥发有机物衰变参数

加入污染物	起始浓度($\mu\text{g/l}$)	衰变速率(λ)	半排除时间($t_{1/2}$)
四氯代乙烯	2.4	0.028	25
1,4-二氯代苯	1.5	0.040	18
苯	3.5	0.030	23
甲 苯	3.6	0.046	16
n-十二烷	0.3	0.60	1.1
n-十七烷	0.9	1.23	0.6

关系,不仅可以帮助我们更好地了解污染物排除的机理,而且这些机理和定量数据将有助于建立污染物被排除的模式。

作为一个封闭体系,围隔生态系可以对污染物在水体、生物体、沉积物、水-气界面等进行收支平衡的测量,从而能综合了解污染物的归宿(见图4)。这对估价污染物的危害有重要意义,而现场调查是很难达到这一目的。由图4可以看出,溢油后石油污染物的主要去向是挥发和沉入海底,而被物理

$c_0^{-\lambda t}$, λ 为速率常数,与半排除时间的关系是 $T_{1/2} = \frac{0.693}{\lambda}$ 。排除速率的大小是生物、物理、

化学因素同时作用的结果。图6是汞在围隔生态系内的排除过程^[10]。汞为生物非必需元素,极易被吸附在各种颗粒物上和迅速从水体中排除半排除时间较短。在实验周期内汞表现出明显的两种不同排除速率,恰好与硅藻演替为鞭毛藻两个不同水华期相对映,说明不同生物对汞的排除速率有直接影响。表1列出几种不同有机挥发性物质在围隔生态系内的排除速率^[11]。其中氯代烃属人为污染物,其化学性质稳定,不易被生物降解,排除速率和用蒸气压计算的挥发速率基本相同。芳烃在前17天的实验中其排除速率与挥发速率基本相同,但17天后其浓度迅速下降,恰好在浮游生物的水华期,说明生物对芳烃有迅速降解能力。石油正构烃在水体中有很高的排除速率,而且不与水体生物的水华期相对应,反映出排除机理的复杂性。尽管如此,这种排除速率的测量及其与生物生长的

迁移和生物降解的只占一小部分。关于汞的归宿也有大量的研究,结论还不甚一致^[12,13]。根据我们的实验,汞被浮游植物迅速载带至沉积物约有60%,而仍有相当部分可能通过挥发或穿过塑料袋扩散而被排除。

回顾海洋围隔生态系实验近十年来的发展,它在污染物的生态影响和污染物排除速率和机理方面,已经进行了大量的研究,积累了相当的资料,同时在生态学、生理学方面也获得一定成果。随着人们工作的深入也发现

该生态系实验的一些局限性。其中最大的问题可能还是围隔的生态系的现实复杂性与实验中围隔生态系数量上的有限性之间的矛盾。许多实验证明,这种生态系所获得的生物和化学信息太多,而人们对生物相互作用的机理以及生物与化学相互作用的机理又了解太少^[14,15]。为此,生物学的多重复的统计实验是必要的,而在现场进行围隔时数量有限(一般 2—3 个),无法进行重复实验。为能进一步了解各种作用的机理,小型实验室的研究还是必不可少的辅助手段。上述情况也说明海洋围隔生态系实验还处于发展阶段,需要设计各种新型的装置来进行不同测重点的研究。这方面已有不少设想,也有一些新的实验出现^[16]。另外,生态系统的数学模拟也已成为迫在眉睫的任务,它的发展必将推动人们对生态作用机理的深入了解和解释表面上纷繁无序的现象,进而为海洋污染控制策略提供依据^[17,18]。目前,除上述问题外,该实验的运行还遇到一个现实问题就是财政支持和科研班子的组成,因为它相对需要较高的费用、需要后勤支持人员和多学科的专家。尽管如此,与花费庞大的调查船相比,仍然是便宜的。

参 考 文 献

【1】 Grice, G. D., et al., *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*,

60, 401—414 (1980).

[2] Kuiper, *Mar. Biol.*, 44, 97—107 (1980).

[3] Grice, G. D., and M. R. Reeve, In *Marine Mesocosms*, pp. 1—9, 1980.

[4] Pilson, M. E. Q., et al., In *Advances in Marine Environmental Research, Proceedings of a Symposium*, June 1977, R. I., EPA-600/9-79-05, pp. 359—381.

[5] Takahashi, M., et al., *Arch. Hydrobiol.*, 76(1), 5—23 (1975).

[6] Elmgren, R., J. B. Frithsen, In *Marine Mesocosms*, pp. 153—163, 1980.

[7] Seki, H., F. A. Whitney, and C. S. Wong, *Arch. Hydrobiol.*, 96(2), 176—189 (1983).

[8] Kuiper, J., In *Marine Mesocosms*, pp. 181—193, 1980.

[9] Parsons, T. R., et al., *Acta Oceanol. Sinica*, 5(3), 417—423 (1986).

[10] 陆贤崑等, 海洋与湖沼, 17(4), 307—317(1986).

[11] Wakeham, S. G., et al., In *Marine Mesocosms*, pp. 137—151, 1980.

[12] Topping, G. I., et al., In *Marine Mesocosms*, pp. 167—179, 1980.

[13] Wellace, G. T., et al., *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 15, 151—182 (1982).

[14] Reeve, M. R., et al., In *Marine Mesocosms*, pp. 289—398, 1980.

[15] Mullin, M. M., In *Marine Mesocosms*, pp. 390—410, 1980.

[16] Parsons, T. R., In *Marine Mesocosms*, pp. 411—418, 1980.

[17] Banse, K., In *Marine Mesocosms*, pp. 11—24, 1980.

[18] Parsons, T. R., T. A. Kessler and G. Li, *Acta Oceanol. Sinica*, 5(3), 425—436 (1986).

[19] 曾呈奎, 邹景宪, 环境科学, 5, 1—10(1979).

[20] 吴宝玲, 李永祺, 海洋科学, 2, 44—47 (1983).

有关废气脱硫技术的讨论

——吸收液的化学热力学分析

杨新建

张天生

(湘潭大学)

(扬州商业专科学校)

烟气脱硫可分为两大类,回收法和抛弃法。回收法在理论上似乎经济合理一些,但实际上,至少是现在,还存在着技术经济指标

不过关,副产品销路不好等问题。国内除采用氨、钠碱吸收处理硫酸尾气运转正常以外,其余各种方法诸如:活性炭吸附、氧化锌悬