

有关污染物质沿着海洋生物食物链转移和扩大的问题,是海洋环境生态学的一个重要内容。深入开展此问题的研究,对于全面阐明污染物质入海后的运转规律,了解污染物质对生态系的影响都是很重要的。

污染物质沿着食物链转移和沿着食物链扩大,这是两个彼此有联系但又有区别的概念。前者指的是通过取食的途径,污染物质沿着食物链从低营养阶层转移到高营养阶层。后者指的是污染物质沿着食物链而呈现浓缩的现象,致使营养阶层越高的生物污染物质含量越高。有些人把这两个概念混同起来,认为不管什么污染物质,不论在什么情况下,处于食物链营养阶层高的生物,其体内污染物的含量一定比营养阶层低的生物高。目前已有的资料说明,这种看法并不完全符合海洋的实际情况。

迄今,开展污染物质沿着海洋生物食物链传递的研究,大致是从两个方面进行的。一是现场调查,即从一定海域采集处于食物链不同营养阶层的生物,然后进行污染物质含量的测定、分析和比较。二是在室内利用水族箱,在室外用试验池或在海上有控生态系进行试验。一些调查和试验的结果表明:污染物质沿着食物链转移是比较普遍存在的现象;有些污染物质不仅能沿着食物链转移,而且还能沿着食物链扩大;但有些污染物质却没有沿着食物链转移或扩大。

目前有较多的资料表明,氯化烃化合物,如 DDT、聚氯联苯(PCBs)等,不仅能够沿着海洋生物食物链转移,而且还能沿着食物链扩大。如伍德韦尔(Woodwell, 1967)报道^[1],在美国长岛 Carmans 河口, DDT 随着食物链营养阶层的增高而明显地扩大。河口水的 DDT 浓度为 0.05ppb,其水域的浮游生物(主要是浮游动物) DDT 的含量为 0.04 ppm (约比水的浓度高 800 倍);鱼类含 DDT 为 2.07 ppm (约比水高 4×10^4 倍);吃鱼的鸟含 DDT

最高,达 75.5ppm (约比水高 10×10^6 倍),同样地,在佛罗里达西北某河口,营养阶层越高的生物含 DDT 也高。比如,以梭鱼为饵料的宽吻海豚,其脂肪含 DDT 要比梭鱼(其生殖腺)高 80—250 倍;而以鲷鱼为饵料的鸕鹚,鸟体内肝脏 DDT 的含量要比鱼体高 1,800 倍。据贝尔德(Baird, 1975)等人调查^[2],在墨西哥湾一个站位($27^{\circ}00'N, 86^{\circ}00'W$),捕于水深 100—160 米的一些中层鱼和浮游生物,氯化烃的含量前者要高于后者。比如以整体湿重计算, DDT 和 PCB 的含量,浮游生物分别为 0.002 ppm 和 0.040 ppm,其中长钻光鱼 *Gonostoma elongatum* 分别为 0.016 ppm 和 0.316 ppm。DDT 和 PCB 在脂类中的含量,浮游生物分别为 0.295 ppm 和 3.370 ppm,其中钻光鱼为 2.143 ppm 和 42.857 ppm。

詹森(Jensen, 1969)等人^[3]测定了瑞典波罗的海沿岸一些处于不同营养阶层动物的 DDT 和 PCB 含量。所得的结果是:贻贝体内 DDT 和 PCB 的含量要低于鱼类和海豹;而从鱼到海豹,

从鱼到吃鱼的鸟类,无论是在脂肪还是在生物体的鲜组织中,这两种有机氯化化合物的残存量,捕食者要比被捕食者约高 10—100 倍,见表 1。

除了氯化烃化合物外,罗奥蒂拉(Nuortera, 1975)报道^[4],在波罗的海的布隆马利海域,无脊椎动物汞的含量大约为 0.03 ppm;吃无脊椎动物的鱼肌肉含汞约 0.10 ppm;吃鱼的鱼肌肉含汞为 0.29 ppm;而吃鱼的鸟含汞却超过 2 ppm。还有人报道,鸮 *Pandion haliaetus* 和鸕鹚 *Podiceps cristatus* 这两种吃鱼的鸟,当它们从污染海域捕食归来后,鸟体内汞的含量明显地增高。据马林(Mullin, 1956)测定^[5],荔枝螺 *Nucella lapillus* 体内 Cd 的含量要比它的饵料高 200 多倍。这似乎表明,汞和镉也能沿着海洋生物食物链转移和扩大。

但是也有部分资料表明,有些污染物质不仅没有沿着食物链转移,也没有沿着食物链扩



李永祺

(山东海洋学院)

表 1 瑞典波罗的海沿海生物含氯化烃的浓度 (1965—1968)

生物种类	样品数量	在脂类 (ppm)			在鲜组织 (ppm)			脂类占百分比 (%)
		¹⁾ ΣDDT	DDT	PCB	²⁾ EDDT	DDT	PCB	
紫贻贝 <i>Mytilus edulis</i>	40	6	1.8	4.3	0.03	0.02	0.03	0.92
西洋鲱 <i>Clupea harengus</i>	18	17	9.7	6.8	0.68	0.4	0.27	4.4
鲽 <i>Pleuronectes platessa</i>	6	2.7	2.1	2.7	0.018	0.013	0.017	0.65
大西洋鳕 <i>Gadus morhua</i>	5	19	9.8	11	0.063	0.032	0.033	0.32
鲑 <i>Salmo salar</i>	11	31	14	2.9	3.4	1.5	0.30	11.0
灰海豹 <i>Halichoerus grypus</i> (其肝脏)	1	96	41	44	3.9	1.7	1.8	4.1
普通海豹 <i>Phoca vitulina</i>								
灰海豹 <i>H. grypus</i>	2	130	62	30	66	32	15	52
海鸠 <i>Uria aalge</i>	9	570	20	250	40	1.2	16	7.0
在斯德哥尔摩的 Archipelago 近海								
紫贻贝 <i>M. edulis</i>	15	3	1	5.2	0.04	0.02	0.037	1.1
西洋鲱 <i>C. harengus</i>	4	7.7	3.9	5.1	0.23	0.11	0.17	2.6
灰海豹 <i>H. grypus</i>	3	170	17	30	36	4.2	6.1	27.1
白尾海鸥 <i>Haliaeetus albicilla</i>								
胸 肌	4	25,000	n. d. ³⁾	14,000	330	n. d.	190	1.5
脑	3	1,900	n. d.	910	100	n. d.	47	5.4
蛋	5	1,000	n. d.	540	n. d.	n. d.	n. d.	5.6
苍鹭 <i>Ardea cinerea</i>	1	14,000	n. d.	9,400	71	n. d.	48	0.51

摘自 Jensen (1969)。1), 2) ΣDDT = DDT + DDE + DDD, 3) n. d. 没有测定。

大。有些污染物虽能沿着食物链转移, 但并没有呈现扩大的现象。

赖斯 (Rice, 1972)^[6]进行了 Zn^{65} 沿着食物链转移的试验。所用的试验生物是: 衣藻 *Chlamydomonas* (浮游植物, 营养阶层 I)、盐水丰年虫 *Artemia salina* 的幼体 (浮游动物, 营养阶层 II)、细须石首鱼 *Micropogon undulatus* (营养阶层 III) 和底鳉 *Fundulus heteroclitus* (营养阶层 IV)。结果是: 若每天投入标记的浮游植物, 其所含 Zn^{65} 总放射性强度约 3.8% 到达最高营养阶层; 若隔天投入标记的浮游植物, 仅有 1.1% 的 Zn^{65} 放射性到达第 IV 营养阶层。这表明 Zn^{65} 沿着食物链转移, 但看不出有扩大的现象。

奥斯特伯格 (Osterberg, 1964)^[7]测定了

太平洋奥勒冈沿岸一些处于不同营养阶层海洋生物的 γ 能谱。被测定的生物是: 浮游植物 (营养阶层 I); 太平磷虾 *Euphausia pacifica*、哲镖水蚤 *Calanus critatus* 和纽鳃樽 *Salpa sp.*, 它们主要以浮游植物为饵料 (营养阶层 II); 玻璃虾 *Pasiphase pacifica*、樱虾 *Sergestes similis* 和灯笼鱼 *Lampanyctus leucopsarus* (营养阶层 III), 以及处于更高营养阶层的以头足类、鱼、甲壳类为饵料的长鳍金枪鱼 *Thunnus alalunga* 等。从所测得 γ 谱像来看, 处于同一营养阶层的生物, 如太平磷虾和哲镖水蚤, γ 谱像颇近似。从放射性元素的分布来看, Cr^{51} 仅存在于初级生产者; Nr^{95} 、 Nb^{95} 和 Ce^{141} 仅被初级生产者和草食性动物所浓缩, 而不被肉食性动物所浓缩; 草食性动物

表 2 各营养阶层生物对 Pu 的平均浓缩系数 (C. F.)

营养阶层	生物种类		
(1) 初级生产者 (85 < C. F. < 4290)	地衣 > (C.F. ≈ 3756)	藻类 (C. F. ≈ 322)	
(2) 初级消费者 (48 < C. F. < 1495)	固着食微型种类 > (C. F. ≈ 1082)	固着巨噬型种类 > (C. F. ≈ 165)	定居型草食和杂食种类 (C. F. ≈ 119)
(3) 次级消费者 (38 < C. F. < 452)	钻穴捕食性种类 > (C. F. ≈ 315)	定居型捕食性种类 > (C. F. ≈ 261)	能动捕食性种类 (C. F. ≈ 63)
(4) 三级消费者 (1 < C. F. < 73)	底栖能动捕食者 > (C. F. ≈ 47)	远洋捕食者 (C. F. ≈ 8)	

表 3 在 Ecalgrain 湾已知食物链不同环节生物对 Pu 的浓缩系数 (C. F.)

营养阶层	生物种类		
初级生产者	齿缘墨角藻 <i>Fucus serratus</i> ↓ (C. F. = 523)		
初级消费者	滨螺 <i>Littorina littoralis</i> (C. F. = 205)	藤壶 <i>Balanus balanoides</i> (C. F. = 503)	海绵 海鞘 (C.F. = 1370) (C.F. = 785)
次级消费者	荔枝螺 <i>Nucella lapillus</i> (C. F. = 70)		海燕 <i>Asterina gibbosa</i> (C. F. = 452)

和肉食性动物能测出 Mn^{54} 、 Co^{60} 和 Cs^{137} ，而浮游植物却没有被测出； Zn^{65} 则在各营养阶层都能测出。这表明不同的放射性元素在海洋生物食物链的转移情况是不一样的。

格利里 (Guary, 1977)^[8] 测定了法国 Ecalgrain 海湾 31 种海洋生物 Pu 的含量，这些生物按所属的营养阶层大致区分是：第一营养阶层为 11 种，第二营养阶层 10 种，第三营养阶层 10 种。分析各营养阶层生物 Pu 的含量，结果见表 2 和表 3。

从表 2 和表 3 可以清楚地看出，Pu 并没有沿着食物链扩大。关于放射性物质沿着海洋食物链扩大问题，奥斯特伯格于 1975 年指出^[9]：“据我所知，似乎只有一种放射性元素即 Cs^{137} 是通过食物链而被浓缩的，但是沿着食物链扩大的系数也相当小”。

布赖恩 (Bryan, 1976) 指出^[10]：“根据已有的 18 种重金属在海洋生物中含量的测定资料，也很少有支持重金属污染物沿着食物链不同营养阶层而扩大的证据”。表 4 的材料支持了这一说法。

除了放射性物质和重金属外，也有些资料表明氯化烃化合物并没有沿着海洋生物食物链扩大。例如哈维 (Harvey, 1974)^[11] 测定了大西洋处于不同营养阶层海洋生物的 DDT 和 PCB 的含量，无论在整个生物体或是在脂肪组织中，都没有发现其含量随着食物链扩大。比如飞鱼 *Prognichthys rondeletii*，以浮游生物为其饵料，鱼体 DDT 和 PCB 的含量却比浮游生物低一个数量级。至于石油烃，目前认为并没有沿着海洋生物食物链扩大^[12]。伯恩斯和蒂尔 (Burns and Teal, 1971) 报道^[13]，在

一次石油污染事故发生后，在 Wild 海湾沼泽地区，海洋生物体内石油烃的含量与生物所处的营养阶层呈相反的关系。

为什么有些污染物沿着食物链转移和扩大了，而有些污染物却没有呢？为什么同一种污染物沿着食物链转移和扩大的测定，不同的学者得到相反的结果呢？这是个复杂的问题，原因可能是多方面的。

首先，海洋生物群落中的食物链结构一般都相当复杂。如把一个生物群落中的各个种，按照它们的食物关系用线连接起来，可以得到一个复杂的网状结构，称之为食物网 (Food web)。仔细分析食物网的结构，可以看出它是由许多由植物逐节连到肉食性动物所形成的链，即食物链 (Food chain) 所交织构成的。海洋生物食物链的复杂性还表现在，许多海洋生物食物链不仅比较

表 4 不同海洋生物类群的金属几何平均浓度 (软体动物不包括贝壳，其余为整体，ppm, 干重)

金 属	海 藻 (所有类型)	浮 游 植 物	滤 食 性 类 群				50:50肉食性和草 食性或颗粒滤食者			主 要 肉 食 类 群				海 水 (ppb)
			浮游动物 (桡足类)	被囊动物 (海鞘等)	软体动物 (双壳类)	牡 蛎	软体动物 (腹足类)	棘皮动物	甲壳动物 (十足类)	腔肠动物	软体动物 (头足类)	鱼		
Ag	0.2	0.2	<0.1	—	0.3	6	1	1	0.4	0.03	1	0.1	0.1	0.1
Al	800	120	70	—	500	25	160	300	55	9	20	5	20	5
As	20	—	—	5	15	10	5	30	20	40	10	2.3	10	2.3
Cd	0.5	2	4	1	2	10	2	1	1	5	0.2	0.05	0.2	0.05
Co	0.7	<1	<1	2	1	0.3	0.4	0.2	0.5	0.1	0.1	0.02	0.1	0.02
Cr	0.9	1.5	<1	*	1.5	1.5	0.4	0.3	0.4	0.1	0.5	0.6	0.1	0.6
Cu	15	7	10	30	10	100	10	70	10	130	3	3	3	3
Fe	300	430	197	1,500	400	300	250	160	150	60	50	3	50	3
Hg	0.15	0.17	0.1	0.1	0.4	0.4	0.3	0.4	0.1	0.3	0.4	0.05	0.4	0.05
Mn	50	9	4	50	25	10	40	40	5	10	10	2	10	2
Mo	0.5	<2	<2	1	2	1	2	0.5	2	0.3	1	10	1	10
Ni	3	3.2	2	8	3	1	2	1	3	0.1	1	2	1	2
Pb	4	4	3	2	5	3	2	1	10	3	3	0.03	3	0.03
Sb	0.1	—	—	0.1	0.05	0.01	0.02	0.02	0.03	0.02	0.02	0.2	0.02	0.2
Se	0.1	—	—	—	3	2	—	4	—	3	1	0.45	1	0.45
Sn	1	3	—	4	0.5	7	0.2	2	2	0.4	—	0.01	—	0.01
V	3	<3	<3	70	2	2	1	2	3	0.4	1	1.5	1	1.5
Zn	90	38	113	200	100	1,700	100	80	50	250	80	5	250	5
%干重	~20	—	~11	~5	~20	~20	22—54	~30	3—19	~25	~25	~25	~25	~25

引自 Bayan (1976); * 有两个测定值, 0.8和108。

长, 往往要经过好几个食物环节(Food link), 而且还有水平的链环(horizontal links)存在, 即有些捕食者和被捕食者处于同一营养阶层。大多数海洋动物能摄食多种食物。许多动物的幼体和成体食性不同, 在食物链上居于不同的位置。有的生物随着个体的成长, 捕食和被捕食关系有很大的变化。如鲱鱼的幼体为箭虫所摄食, 而箭虫却是成体鲱鱼的饵料。另外, 细菌在海洋食物链中的作用很重要, 尤其是在河口和深海的生物食物网中的作用更为突出。但迄今在考虑污染物质沿着食物链转移和扩大问题时, 往往把细菌的作用忽略了。应当承认, 我们目前对海洋生物食物网的了解还很粗浅, 这给深入调查和研究污染物质沿着食物链转移和扩大问题带来了许多困难。

其次, 海洋动物不仅能从食物中摄取污染物质, 而且还能直接从海水中吸收。海洋动物吸收污染物质, 到底从那一个途径重要些, 已有的实验结果不一致, 看法也不一。由于海洋动物能直接从水中吸收污染物质, 因此仅仅测定处于食物链不同营养阶层生物污染物质的含量, 也很难就沿着食物链转移和扩大问题进行准确地判断。

再者, 海洋生物对污染物质的吸收、排出、累积以及沿着食物链转移和扩大是个复杂的过程。在整个过程中有许多易变的因素, 且受环境的无机(如污染物质在水体中的数量、存在形式、特性、温度、盐度和 pH 值等)和有机(如群落的组成、饵料的数量和种类组成等)条件的影响。比如, 摄食率、同化效率、转换率、污染物质自生物体的半排出期等, 不同种生物或同一种生物在不同的条件下往往有较大的差异。这对生物体累积污染物质的数量, 以及沿着食物链的转移和扩大颇有影响。据报道, 年幼的金枪鱼体内所含的汞要比年老的低。有一只 25 岁的灰海豹 *Halichoerus grypus*, 肝中汞的含量达 387 ppm (湿重), 但小海豹肝中汞的含量却仅为 0.58 ppm (Sergeant, 1973)^[14]。这说明污染物质的含量多少

是与生物体的年龄的增大有较大关系的。孟席(Menzie, 1972)指出^[15], 物质沿着食物链扩大取决于三个条件: (1) 污染物质在环境中必须是比较稳定的; (2) 物质必须是生物能吸收的; (3) 物质必须是不易被生物体在代谢过程中所分解的。

综上所述, 鉴于海洋生物食物网结构的复杂性, 而有关污染物质沿着食物链的转移和扩大问题的研究还有待深入, 因此不能把复杂的生物学现象和过程简单化。目前我们只能说, 大多数污染物质能沿着食物链转移, 部分污染物质沿着食物链扩大。但是不能说, 所有污染物质都沿着食物链转移和扩大。

参 考 文 献

- [1] Woodwell, G. M., 1967. *Sci. Amer.* 216:24.
- [2] Baird, R. C. et al., 1975. *Bull. Mar. Sci.* 25:473—481.
- [3] Jensen, S. et al., 1969. *Nature* 224:247—250.
- [4] Nuorteva, P. et al., 1975. *Ann. Zool. Fenn.* 12:247—254.
- [5] Mullin, J. B. et al., 1956. *J. Mar. Res.* 15:103—122.
- [6] Rice, T. R. et al., 1972. *Marine Pollution and Sea Life*, FAO p. 272—276.
- [7] Osterberg, C. L., 1964. *J. Mar. Res.* 22:2—12.
- [8] Guary, J. C. et al., 1977. *Heal. Phys.* 32:21—28.
- [9] Osterberg, C. L., 1975. *Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment*. IAEA, VIENNA, p. 25—35.
- [10] Bryan, G. W., 1976. *Marine Pollution*. Academic Press, p. 185—302.
- [11] Harvey, G. R. et al., 1974. *J. Mar. Res.* 32:103—118.
- [12] National Academy of Sciences, 1975. *Petroleum in the Marine Environment*.
- [13] Burns, K. A. et al., 1971. *Woods Hole Oceanographic Tech. Rep. № 71-69*, 14pp.
- [14] Sergeant, D. E. et al., 1973. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 30:843—846.
- [15] Menzie, C. M., 1972. *Environmental Toxicology of Pesticides*. Academic Press, p. 487—500.