

# 长江及其入海口附近总 $\beta$ 放射性的测定\*

康兴伦 袁毅 任广法

(中国科学院海洋研究所, 青岛)

**提要** 用氯化钡-铁明矾法测定了长江及其入海口附近的总 $\beta$ 。发现江水的总 $\beta$  低于海水。江水总 $\beta$  的波动范围是 0.88—1.40 pCi/L, 平均 1.13 pCi/L。海水总 $\beta$  的波动范围是 1.73—3.32 pCi/L, 平均 2.23 pCi/L。回归计算表明, 在所考察的海域内, 总 $\beta$  与氯度间的相关系数是 0.916, 其回归方程式是  $\beta = 1.18 + 0.075 Cl$ , 长江水对东海的总 $\beta$  起着冲淡作用。

多数人工放射性同位素均能放出 $\beta$ 射线, 总 $\beta$  的测定已成为世界各国检测放射性污染的常规项目<sup>[4]</sup>。不少天然放射性同位素也放出 $\beta$ 射线, 对于那些未经污染的水域来说, 测定总 $\beta$  对同位素地球化学的研究有重要意义。

## 一、主要仪器和试剂

### 1. 主要仪器

采用 Fj-332 低本底 $\beta$ 测量仪。仪器效率的标定方法为: 称出不同量的氯化钾(一级纯, 已在 110℃ 干燥过), 在 Fj-332 低本底 $\beta$ 测量仪上测量计数, 测量结果见表 1。仪器的效率  $\eta = \frac{I}{W \times 0.87}$ 。式中  $I$  为氯化钾在仪器上的计数率;  $W$  为制源用氯化钾重量; 0.87 为每 mg 氯化钾每分钟衰变数。

表 1 仪器效率的标定结果

氯化钾源重 (mg)	计数率 (Cpm)	仪器效率 $\eta$ (%)
596.3	50.8	9.79
431.0	43.5	11.60
274.2	33.2	13.90
217.9	26.2	13.80
173.1	21.0	14.00

### 2. 试剂

氯化钡溶液: 称取 5.7 g 分析纯氯化钡 ( $BaCl_2 \cdot 2H_2O$ ) 溶解并稀释至 1L。

硫酸铁铵溶液: 称取 25.9 g 分析纯硫酸铁铵 [ $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$ ] 溶解并稀释至 1L。

1% 氨性氯化铵溶液以及 1:1 氨水。

\* 中国科学院海洋研究所调查研究报告第 1391 号。

收稿日期: 1985 年 4 月 12 日。

## 二、样品采集与分析

1. 样品的采集站位见图 1。样品采到后立刻用盐酸酸化至 pH 为 2, 保存。分析前用双层定量中速滤纸过滤。
2. 量取 3L 海水滤液, 分别加 10ml 硫酸铁铵和 10ml 氯化钡溶液。用 1:1 氨水调 pH 为 7。在电炉上煮沸 30 分钟, 放置冷却。
3. 用双层定量中速滤纸抽滤。依次用氨性氯化铵溶液和水洗涤多次, 弃去滤液。
4. 将沉淀连同滤纸转入已恒重的瓷坩埚内。放入马福炉, 恒温 400°C 炭化。升温至 600°C 灼烧 2 小时。
5. 冷却后称重, 转移入不锈钢测量盘, 用玻璃棒仔细将沉淀压碎, 铺匀。
6. 在 FJ-332 低本底  $\beta$  测量仪上测量。为保证仪器测量误差不大于 5%, 每个样品的测量均大于 400 个计数。表 1 表明, 随氯化钾源重量的降低, 仪器效率升高。但当氯化钾源重量降低到 274 mg 时, 仪器效率不再变化。根据表 2, 本试验中的沉淀重量均大大低于 274mg, 故仪器效率采用 14%。

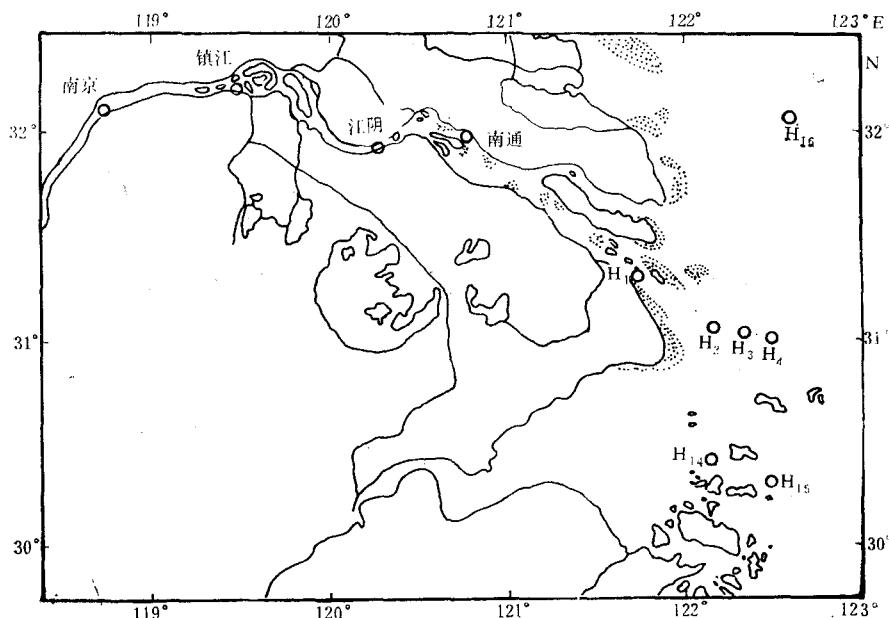


图 1 采样站位图

## 三、结 果

总  $\beta$  与氯度的测定结果见表 2。由表 2 可知, 长江内的总  $\beta$  强度低于海水, 且随离江口距离的增加总  $\beta$  有升高的趋势。氯度亦有类似的分布趋势。由此推论, 总  $\beta$  与氯度之间可能有相关关系。 $H_{14}$  站位于杭州湾口, 主要受钱塘江水的影响, 故暂不予考虑。对其余 10 个站位的总  $\beta$  和氯度进行回归分析的结果为: 总  $\beta$  与氯度的回归方程式是  $\beta =$

$1.18 + 0.075Cl$ , 相关系数  $r = 0.916$ 。根据回归分析结果作图(见图 2)。

表 2 长江及其入海口附近总 $\beta$ 测定结果

站号	站位		采样时间 (年.月.日)	氯度 <sup>1)</sup> (Cl%)	总 $\beta$ 强度 (pCi/L)	灼烧后沉淀重量 (g)
	E	N				
南京			1983.10.15	0.011	1.40	0.1092
镇江			1983.10.12	0.011	0.91	0.1063
江阴			1983.10.11	0.015	1.32	0.1155
南通			1983.10.10	0.011	0.88	0.1136
H <sub>1</sub>	121°45.6'	31°18.3'	1983.10.21	0.011	1.15	0.1030
H <sub>2</sub>	122°12.0'	31°0.3'	1983.10.21	5.320	1.74	0.1276
H <sub>3</sub>	122°21.0'	31°0.1'	1983.10.21	7.180	1.73	0.1255
H <sub>4</sub>	122°30.0'	31°00'	1983.10.21	11.600	2.03	0.1106
H <sub>14</sub>	122°10.0'	30°23.0'	1983.10.21	7.160	3.32	0.1744
H <sub>15</sub>	122°30.0'	29°17.0'	1983.10.21	10.900	2.29	0.1087
H <sub>16</sub>	122°37.0'	32°04.0'	1983.10.25	17.700	2.28	0.1156

1) 氯度值由李延、王旭晨同志提供,特此致谢。

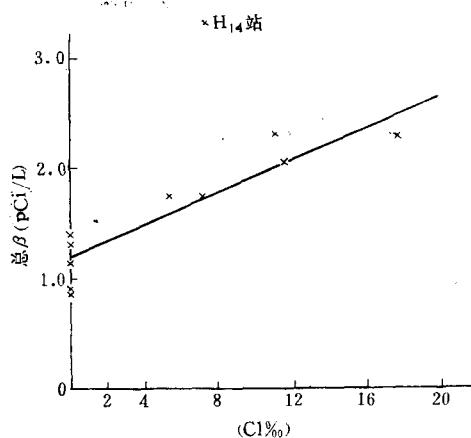


图 2 总 $\beta$ 随氯度的变化

#### 四、讨 论

1. 表 2 表明, 长江水总 $\beta$ 的波动范围是  $0.88\text{--}1.40 \text{ pCi/L}$ , 平均含量  $1.13 \text{ pCi/L}$ 。长江口海水的波动范围是  $1.73\text{--}3.32 \text{ pCi/L}$ , 平均浓度为  $2.23 \text{ pCi/L}$ 。

自 1945 年以来, 美、苏两国在大气层进行了一系列高吨位核武器试验, 造成了严重的全球性放射性沉降。比基尼岛地处太平洋北赤道海流的中心, 是美国重要的核武器试验场。在核试验期间产生的大量局部沉降物和对流层沉降物散落于周围的海水之中, 被北赤道海流向西输送<sup>[5]</sup>。到达太平洋西部以后, 北赤道海流转向北形成黑潮。在继续运动的过程中又分出一小股支流——台湾暖流, 该暖流进入东海后消失于长江口附近, 同时把放射性物质带到这里。其它试验场地的放射性沉降物也有可能通过大气沉降或其它渠道

对这里造成影响。

自 1963 年以后，美、苏停止了大气层核试验。其它几个国家还陆续进行了几次小型核武器试验，但其规模和数量都小得多。苏、美两国的地下核试验也出现了几次冒顶事故，其影响也是局部的。

根据文献报道，随时间的推移，放射性沉降迅速地降低<sup>[6]</sup>。到 1983 年 10 月份我们这次采集样品为止，大气层的放射性沉降已基本上接近本底水平。目前存在于海洋中的人工放射性主要是以前核爆炸沉降下来的残余物。这些残存的放射性物质主要是长寿命的 <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>14</sup>C 和 Pu 的各种同位素<sup>[2]</sup>。与我们本次测量的总  $\beta$  放射性相比，这些核素的放射性要低得多，对本次测定的总  $\beta$  贡献不大。到七十年代初，北半球大洋中的 <sup>90</sup>Sr 含量约为 0.14 pCi/L；<sup>137</sup>Cs 的含量大约是 <sup>90</sup>Sr 的 1.45 倍；Pu 的含量更要低得多，<sup>239</sup>Pu 和 <sup>240</sup>Pu 的含量只有  $10^{-3}$ — $10^{-4}$  pCi/L 海水。

U, Th, Ac 3 个放射性系列在海水中皆有一定的丰度。海水中 U 的平均浓度为 3.3  $\mu\text{g}/\text{L}$ ，其中 99% 以上为 <sup>238</sup>U，即 <sup>238</sup>U 在海水中的放射性强度为 1 pCi/L 左右。<sup>238</sup>U 有几代子体具有  $\beta$  放射性，因此，U 系在本次测定的总  $\beta$  放射性中占有举足轻重的位置。Th 因不易溶于水，在海水中的含量比 U 低得多。<sup>232</sup>Th 在海水中的浓度约为  $1 \times 10^{-10}$  g/L。但它在海洋沉积物中的丰度却很高，<sup>238</sup>U 在沉积物中的浓度是  $1 \times 10^{-6}$  g/g，<sup>232</sup>Th 在沉积物中的浓度是  $5 \times 10^{-6}$  g/g。<sup>232</sup>Th 的不少子体是易溶于水的，且具有  $\beta$  放射性，因此，Th 系在总  $\beta$  放射性测定中的作用也是不可忽视的。<sup>235</sup>U 也有几代子体具有  $\beta$  放射性，但它在海水中的浓度很低，只有 0.06 pCi/L 左右，故 Ac 系对海水的总  $\beta$  贡献可能不大。此外，海水中尚存在其它的天然放射性同位素，这些同位素也有可能或多或少地对总  $\beta$  的测定有一定贡献。

1986 年 5 月份，我们用同样的方法测定了青岛外海两个站位的总  $\beta$  放射性，其测定结果分别是 2.19 和 2.40 pCi/L 海水。与表 2 相比可见，该结果与长江口高盐度部分的测定结果基本一致。总  $\beta$  放射性不随时间和空间而变化进一步说明，当前测定的总  $\beta$  是以天然放射性为主。但今后随人类对核能利用的增加，人工放射性的比重可能会逐渐增加。因此，本次测定的总  $\beta$  具有最低的本底放射性的特点。

2. 根据调查结果，长江水的总  $\beta$  普遍低于海水。由 H<sub>1</sub> 至 H<sub>4</sub> 站的站位排列基本上是长江水舌的走向，其中的总  $\beta$  相应地呈递增的趋势。

前面的分析已经指出，U 系在总  $\beta$  放射性中占有重要位置。U 在海水和河水中的浓度分别是 3.3  $\mu\text{g}/\text{L}$  和 0.1—0.7  $\mu\text{g}/\text{L}$ <sup>[3]</sup>。U 在长江水中的浓度是 0.5  $\mu\text{g}/\text{L}$  左右<sup>[3]</sup>。从 U 在海水和淡水的显著差别不难联想到，对 U 来说，河水对海水起着冲淡作用。不少天然放射性同位素都存在类似的分布规律。因此，总  $\beta$  和氯度间的相关关系是完全可以理解的。

中国科学院海洋研究所曾于 1963, 1964, 和 1978 年<sup>[3]</sup>三次测定了黄、东海的总  $\beta$  放射性，都发现长江口的总  $\beta$  偏低。由于当时没有测定江水，这个现象只是作为问题提出。当然，那时尚存在严重的放射性沉降。但单就放射性沉降来看，淡水的放射性也应低于海水。因为大气降水到了地面以后，其中的放射性同位素首先要被泥土吸附，最后汇流入海，而海面上的降雨就不存在这一过程，其中的放射性可以直接补充到海水。

3. H<sub>14</sub> 站是一种特殊情况。由表 2 可看出,这里的氯度并不高,而总 $\beta$  值却最高。李延等的测定发现,这里的 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 含量反常,本航次其它站位的氯度与 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 均呈较好的相关关系,唯独 H<sub>14</sub> 站远离直线,其 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 含量为 21.3 mmol/L, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/Cl(‰) = 2.04/7.16 = 0.286。一般海水 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 的氯度比值只有 0.140。由表 2 也可看出, H<sub>14</sub> 站的沉淀也特别多,达到 0.1744 g,高出其它站位 1/3 多。该站位于杭州湾口,看来这里应该另当别论。值得指出的是,我国第一个核电站——秦山电站位于杭州湾北岸, H<sub>14</sub> 站是秦山电站排污所能影响的海区,在秦山电站发电以前搞清这里的本底放射性是重要的。

4. 由表 2 可看出,在长江内部不同的站位上,总 $\beta$  放射性也是不同的。如南京站的总 $\beta$  放射性是 1.40 pCi, 南通站只有 0.88 pCi。这与自然地理环境和人类活动有关。如含 U, Th 矿的地层和大量使用磷酸盐肥料都可导致放射性的升高。

### 参 考 文 献

- [1] «环境放射性监测方法»编写组, 1977. 环境放射性监测方法。原子能出版社, 29 页。
- [2] 李培泉, 1982. 东海大陆架海水总 $\beta$  强度的测定。海洋科学 2: 30。
- [3] 李培泉、康兴伦, 1981. 海洋中 U 的地球化学平衡。海洋湖沼通报 10: 72。
- [4] 次城县公害技術センター, 1979. 次城县における放射能調査(第 23 報), 3 页。
- [5] Miyake, Y., 1978. Geochemical study of the Ocean and the Atmosphere. Published by Geochemical Laboratory Meteorological Research Institute Tokyo Japan. p. 747.
- [6] Зудин О. С., 1975. Статистический анализ информации о радиоактивном загрязнении океана. Гидрометеоиздат, Ленинград стр. 25.

## THE DETERMINATION OF GROSS- $\beta$ RADIOACTIVITY IN WATER OF THE CHANGJIANG RIVER AND SEA WATER NEAR ITS ENTRANCE TO SEA\*

Kang Xinglun, Yuan Yi and Ren Guangfa

(Institute of Oceanology, Academia Sinica, Qingdao)

### ABSTRACT

Gross- $\beta$  radioactivity was determinated with the barium chloride ferriammonium sulfate method. It is discovered that gross- $\beta$  radioactivity in water of the Changjiang River is lower than sea water. It ranges from 0.88 to 1.40 pCi/L, its mean value is 1.13 pCi/L. Gross- $\beta$  radioactivity in sea water ranges from 1.73 to 3.32 pCi/L, its mean value is 2.23 pCi/L. It is shown by the regression computation that in the area observed correlation coefficient between gross- $\beta$  and the chlorinity is 0.916. Their regression equation is

$$\beta = 1.18 + 0.075\text{Cl}.$$

The water of Changjiang River dilutes seawater in the gross- $\beta$  concentration.

\* Contribution No. 1391 from the Institute of Oceanology, Academia Sinica.