

长江口可溶态 ^{210}Pb 的来源、 分布和逗留时间*

林以安

(国家海洋局第二海洋研究所, 杭州 310012)

Martin, J. M., Thomas, A. J.

(法国国家科研中心与高等师范学校联合海洋生物地球化学研究所, 巴黎 92120)

提要 于1986年1月, 采取大体积取样, Co-APDC 螯合共沉淀富集分离, 银片上自沉积和 α -计算分析, 研究长江口区可溶态 ^{210}Pb 的来源、分布和逗留时间。结果表明, 全区平均放射性比度为 $7.5\text{dpm}/\text{m}^3$, 从河向海纵向分布呈口内段和近外海两端高, 而低谷出现在中间的口门外最大浊度及稀释带高生产力区。 ^{210}Pb 明显因悬浮颗粒物的吸附絮凝沉降和浮游生物的吸收利用被清除。经探析, 该区 ^{210}Pb 主要来源是大气气溶胶的沉降; 水体中 ^{226}Ra 母体衰变的仅占0.68%; 径流水携带的几乎可以忽略。全区可溶态的 ^{210}Pb 和稳定Pb的逗留时间为3.33d, 而在最大浊度带仅为2.65d, 比大洋区小3—4个数量级。说明该区水体对可溶态Pb及其性质类似的重金属和污染物质具很强的自净能力。

关键词 可溶态 ^{210}Pb 来源 分布 逗留时间 长江口

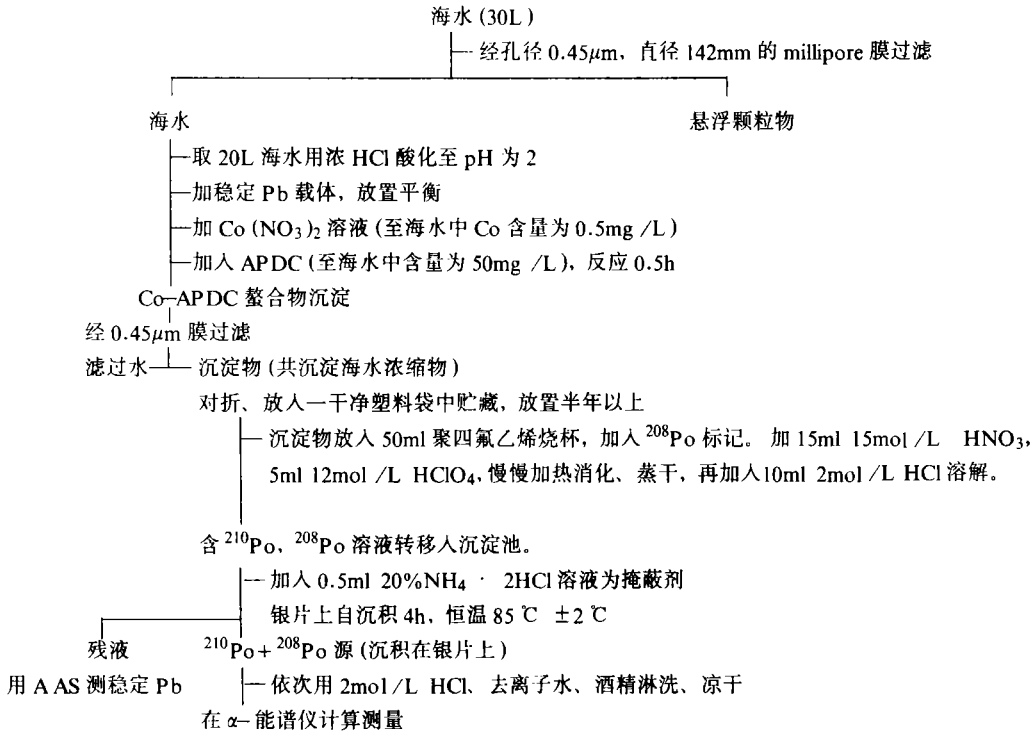
60年代后期, 尤其是在GEOSECS调查期间, 对海洋中的溶解态 ^{210}Pb 进行了较多的研究, 并以之示踪海水中Pb和与其类似性质的若干重金属的迁移和去除过程, 了解其地球化学行为起重要作用。然而, 由于河口区大量的悬浮物质絮凝沉降, 使可溶性 ^{210}Pb 的迁出速率增大, 浓度降低到极低的水平, 测试难度大。因此, 大多采用测试沉积物的含量和行为来间接推测水体中物质的变化, 但其结果往往较难确切反映其真实状况。为更好了解长江口区 ^{210}Pb 与稳定Pb及其类似物质的生物地球化学行为, 采用大体积取样, 络合共沉淀富集分离对该区水体中 ^{210}Pb 可溶态进行初步研究, 描述其分布并讨论其来源和估算逗留时间。

1 样品和方法

于1986年1月, 在“向阳红9号”调查船上使用玫瑰型组合的niskin采样器采取水样, 采样器内壁与弹簧表面均用聚四氟乙烯涂覆, 采样时同步自动测式相应的盐度、pH值、水深等有关物理和化学参数。采样站位见图1。样品过滤、分离等在船上临时洁净室进行。样品的分离分析测试方法参照Fleer等(1984)测试海水 ^{210}Pb 的方法, 并做了适当的改进。全程产率在56%—83%。残液的稳定Pb浓度用原子吸收分光光度法测量。样品分离、富集、分析程序如下:

* 中法合作长江口生物地球化学研究项目。林以安, 男, 出生于1943年12月, 高级工程师。

收稿日期: 1994年7月14日, 接受日期: 1995年6月5日。



2 结果与讨论

2.1 长江口区可溶态 ^{210}Pb 的浓度分布

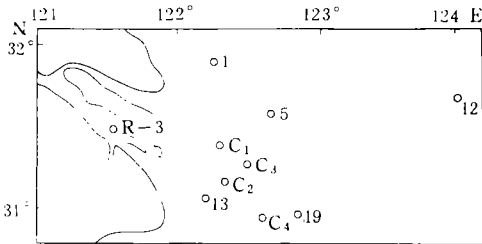


图1 站位图

Fig.1 The location of sampling station in Changjiang River Estuary

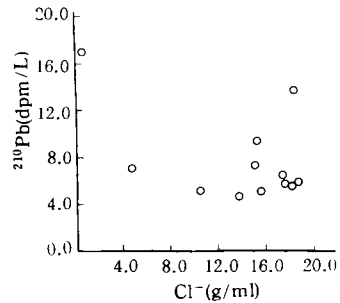


图2 ^{210}Pb 放射性比度与氯度的关系

Fig.2 The relation of specific activity of ^{210}Pb with chlorinity

长江口区水体中可溶态 ^{210}Pb 测试结果列于表1。全区平均为 7.5dpm / m^3 , 约为西北太平洋 (北纬 30° N 左右) 的表层水浓度 (190 \pm 30dpm / m^3) (Nozaki et al., 1984) 的 1/25。其水平分布从河向海方向随氯度增大成“鞍型”变化的趋势 (图 2), 呈现河流段表层和近外海高而最大浊度带及咸淡水锋区低。低值区分别恰是高浓度悬浮颗粒物存在、高沉积速率区 (Xie et al., 1990) 和浮游生物密集的区域 (Daniel et al., 1990)。这是因悬浮颗粒物含有大量的细颗粒粘土矿物, 并且颗粒表面覆盖着有机质和 Fe,

表1 长江口区可溶态²¹⁰Pb的放射性比值和取样的环境参数Tab.1 The activity of soluble ²¹⁰Pb and the environmental parameters in the Changjiang River Estuary

站位	采样深度(m)	pH	Cl ⁻ (g/L)	²¹⁰ Pb(dpm/m ³)
R ₃	表层	8.17	0.62	17.0
R ₃	10	8.16	4.13	7.0
C ₁	8	8.16	14.48	9.2
C ₂	9	8.20	15.62	4.8
C ₃	表层	8.25	9.76	5.0
C ₃	8	8.20	17.75	5.6
C ₄	2.3	8.15	16.40	7.0
1 [#]	10	8.20	17.75	5.6
5 [#]	25	8.20	18.81	4.9
19 [#]	12	8.19	17.22	5.4
12 [#]	12	8.22	17.75	13.4
13 [#]	7	8.20	13.84	4.6

Mn的水合氧化物,而Pb²⁺对粘土矿物和有机物均有很强的亲合性,其经验顺序分别为: Pb>Ni>Cu>Zn (Michell, 1964), 和 Pb>Cu>Ni>Co>Zn>Ba>Ca>Mg (Scheffer et al., 1966)¹⁾。

这是因为无论在与粘土颗粒表面吸附中心结合或与有机质的活性基团的离子交换及络合配位, Pb均有很强的竞争性, 直至可优先发生强烈的专性吸附。同时, 可溶态Pb易被浮游生物所摄取, 并且具有相当长的生物半衰期 (Knauer et al., 1983)。因此, 可溶态的²¹⁰Pb和稳定性Pb在最大浊度带悬浮颗粒物质的吸附絮凝沉降作用下和由于高生产力区的浮游生物的吸收利用时可大量地从水体中被迁移。

2.2 长江口区²¹⁰Pb的来源

2.2.1 大气沉降 长江口地处北纬30—32°N, 属全球²¹⁰Pb沉降量最大的地带范围之内, 据对东海之滨尚未被扰动的土壤实测, 得²¹⁰Pb在该区的大气沉降通量为2.05 dpm/(cm²·a)(钱江初等, 1986)。这与据Turekin (1988)提出的全球大气²¹⁰Pb循环模式计算, 理论上²¹⁰Pb通量为2dpm/(cm²·a)左右较为一致。若按实测通量计算, 暂不考虑进入水中形态的其它变化和水平方向的水体交换因素, 则大气沉降的输入对该区贮量贡献的平均值可用下式计算: $F = \lambda \sum I_n$, 其中, F 为大气沉降通量; λ 为²¹⁰Pb衰变常数; $\sum I_n$ 为单位水柱的平均贮量(dpm/m²):

$$\sum I_n = \frac{F}{\lambda} = 6.59 \times 10^5 \text{dpm/m}^2$$

2.2.2 产生于水体中²²⁶Ra母体的衰变 根据近年来的调查检测结果, 长江口区水体中的²²⁶Ra平均含量为178dpm/m³(=0.09pCi/L)(冯忠良, 1987)。这一含量是西太平洋表层0—100m深水体中²²⁶Ra的含量(67—86dpm/m³)(Tsunogai et al., 1980)的2倍。若按长江口区水深平均为25m计, 则由²²⁶Ra母体衰变所产生的²¹⁰Pb的贮量的贡献单位水柱平均为 4.45×10^3 (dpm/m²)。这一部分与大气沉降相比, 前者仅为

1) Scheffer, F. et al., 1966. Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart: Enke.

后者0.68%。

2.2.3 径流的输入 陆源的输入主要是通过长江巨大的径流,其年平均径流量达 $9.24 \times 10^{11} \text{m}^3/\text{a}$ 。河口区水深平均约为 25m,混合水体的淡水/海水比例,若按输入径流体积比或按平均盐度值推算,两者粗略估计均为 50%。径流输入的 ^{210}Pb 浓度以 R_3 站的表、底平均值为 $13 \text{dpm}/\text{m}^3$ 计。那么,径流输入对河口区水体贮量的贡献单位水柱约为 $1.50 \times 10^2 \text{dpm}/\text{m}^2$ 。这仅是大气沉降对贮量贡献的 0.022%,几乎小到可以忽略的程度。

因此,长江口区水体可溶态 ^{210}Pb 主要来源于大气气溶胶的沉降是十分明显的;次之为水体中 ^{226}Ra 母体的衰变,但仅占极少的比例。而径流水输入的 ^{210}Pb 更少,可以认为对该区水体 ^{210}Pb 贮量的贡献没有实际的意义。这与一些学者对北美东海岸的一些河口及沿岸水域的研究结果(Benninger et al., 1975)极为相似。

2.3 可溶态的 ^{210}Pb 和稳定 Pb 的逗留时间

若暂不考虑季节变化,以年为时间尺度,河口区域可看成一准稳态,即该体系的输入和输出基本保持平衡。以稳态箱式模型粗略计算,则可用方程(1)描述:

$$\frac{dN}{dt} = 0 = P + Q - \lambda N - K \quad (1)$$

式中, N 表示 ^{210}Pb 原子的数目; P 表示从水体中 ^{226}Ra 产生 ^{210}Pb 的速率; Q 表示外部输入(大气沉降和径流输入)的速率; λN 为 ^{210}Pb 本身的衰变速率; K 表示 ^{210}Pb 迁出的速率。由此,其平均逗留时间 T 可由下述关系式计算:

$$T = \frac{N}{\lambda N + K} = \frac{N}{P + Q} \quad (2)$$

对于稳定 Pb 其平均逗留时间 T_1 则可表达为: $T_1 = \frac{N}{K} = \frac{N}{P + Q - \lambda N}$ (3)

由上文所给出的结果可计算 T 和 T_1 。因径流的输入和河口区水体本身 ^{210}Pb 衰变均很小,所以可认为 $T \approx T_1$ 。得 $T_1 \approx T = 9.12 \times 10^{-3} \text{a} = 3.33 \text{d}$,若把处于最大浊度带站位的放射性比值代入计算,则: $T' = T'_1 = 7.26 \times 10^{-3} \text{a} = 2.65 \text{d}$,与大洋区比较,长江口区和最大浊度带 ^{210}Pb 的逗留时间分别为西北太平洋表层水($\tau = 0.63 \text{a}$)的 $1/69$ 和 $1/87$,是西北太平洋 1000m 以浅水体($\tau = 15.0 \text{a}$)的 $1/1655$ 和 $1/2066$ 。这种差别的产生主要可归因于悬浮颗粒物质的吸附絮凝沉降、生物的吸收利用和有机颗粒表面螯合作用的差异。Shannon 等(1970), Benninger 等(1975)¹⁾, Smith 等(1982), Fleer 等(1984)²⁾的研究结果亦证明这种机制。长江口水体的悬浮体含量高,近海区又是高生产力区域,界面作用和生物地球化学作用强烈,加上向外海的平流扩散,使该区对可溶态的 ^{210}Pb 和稳定 Pb 具有比大洋区高得多的迁移清除能力。同样,由此可推及其他与 Pb 有类似生物地球化学行为的重金属和污染物质在该区水体中也可能被大量迁出。正因为长江口区水体有如此之大的自净能力,所以多年来虽接纳了大量陆源排入的污染物质,但至今仍保持其水体的清洁状态。

1) Benninger, L. K. et al., 1975, Marine Chemistry in the Coastal Environment, ed. by T. M. Church, pp. 202—210.

2) Fleer, A. P. et al., 1984, Nuclear Instruments and methods in Physics Research, pp. 223, 243—249.

3 结语

3.1 长江口区可溶态²¹⁰Pb 的放射性比度平均为 7.5dpm /m³, 浓度很低, 随盐度增大从河流段向外海方向呈口内段高、最大浊度带及稀释带高生产力区低、近外海高的“鞍型”趋势变化。

3.2 该区水体的²¹⁰Pb 主要来自大气气溶胶的沉降, 水体中²²⁶Ra 母体衰变产生的²¹⁰Pb 仅占极小的比例, 而径流水体携带的²¹⁰Pb 浓度很低, 几乎可认为对该区²¹⁰Pb 的贮量贡献没有实际的意义。

3.3 粗略估算该区水体中可溶态²¹⁰Pb 和稳定 Pb 的逗留时间平均为 3.33d, 在最大浊度带仅为 2.65d。说明该区水体对 Pb 及与其性质类似的重金属和其他污染物质有很强的自净能力。但也必须指出, 当人们与利用其环境容量来接纳污染物质时, 应当注意到该环境的自净能力仍是有限度的。

参 考 文 献

- 钱江初等, 1986, 东海海洋, 4(1): 27—33.
- 冯忠良, 1987, 中国近海放射性水平, 海洋出版社(北京), 95—102.
- Tsunogai, S. et al., 1980, 黄奕普等译, 1990, “同位素海洋化学”, 海洋出版社(北京), 102—117.
- Daniel, V. et al., 1990, Biogeochemical Study of the Changjiang Estuary, ed. by Yu Guohui et al., China Ocean Press (Beijing), pp. 136—149.
- Mitchell, R. L., 1964, *Techn. Bull. Minist. Agric. Fish. Fd.*, 21: 8—20.
- Nozaki, Y., et al., 1984, *Earth Planet. Sci. Lett.*, 223: 243—249.
- Shannon, L. V., et al., 1970, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 34: 701—711.
- Smith, J. N., et al., 1982, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 46: 941—954.
- Turekian, K. K., et al., 1988, *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.*, 5: 227—255.
- Xie Qinchun et al., 1990, Biogeochemical Study of the Changjiang Estuary, ed. by Yu Guohui, et al., China Ocean Press (Beijing), pp. 88—98.

SOURCE, DISTRIBUTION AND RESIDENCE TIME OF SOLUBLE ^{210}Pb IN THE CHANGJIANG RIVER ESTUARY AREA

Lin Yian

(*Second Institute of Oceanography, SOA, Hangzhou 310012*)

Martin, J. M., Thoms, A. J.

(*Institut De Biogeochimie Marine Ecole Normale Superieure Unite Associee Au CNRS, Paris, France 92120*)

Abstract In January 1986, Changjiang River Estuary area ^{210}Pb was studied by using separation and enrichment with Co-APDC co-precipitating from 20 liter filtrate water, followed by electrodeposition and alpha counting. The average ^{210}Pb activity was 7.5dpm/m³ in the Changjiang River Estuary area. The high concentration appears in the river section and near-water area; the low activity was in the maximum turbidity band and diluted water-seawater front band (i. e., high primary productivity area). It was obvious that the ^{210}Pb in water was scavenged efficiently because Pb^{2+} can be absorbed, flocculated and settled by particles and can be assimilated and utilized by plankton. The source of ^{210}Pb in the Changjiang River Estuary primarily comes from the decay of ^{222}Rn in the atmosphere; the second the decay of ^{226}Ra in water mass, but the latter only is 0.68 percent in gross ^{210}Pb . The residence times of the soluble ^{210}Pb and stable Pb were estimated to be 3.33 days in the whole Estuary and only 2.65 day in the maximum turbidity band, three to four orders of magnitude shorter than that in the ocean. The results showed that the water mass of the Changjiang River Estuary area has larger capacity for scavenging soluble Pb.

Key words Soluble ^{210}Pb Source Distribution Residence time
Changjiang River Estuary