

# 不同潮时对厦门湾水体中 $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$ 不平衡的影响\*

陈 敏 黄奕普 邱雨生

(厦门大学海洋系 厦门 361005)

**提要** 厦门湾水体中 $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$ 不平衡的时间序列数据表明,无论是溶解态、颗粒态 $^{234}\text{Th}$ 还是总 $^{234}\text{Th}$ ,相对于母体 $^{238}\text{U}$ 均严重亏损,呈现出与开阔大洋水明显不同的特征。溶解态、颗粒态 $^{234}\text{Th}$ 的停留时间介于 0.5—41d 之间,其中低潮时停留时间比高潮时小 2—4 倍,证实近岸海域具有强烈的清除、迁出作用,且潮汐变化对海域颗粒动力学特征有重要影响。 $^{234}\text{Th}$ 停留时间与总悬浮颗粒物浓度(TSM)、Chl. *a* 的关系则表明,近岸海域元素的清除、迁出作用主要受陆源颗粒物输送的影响,与生物活动关系并不密切。此外,非稳态与稳态清除模型结果的对比证明,稳态模型对于具有强烈清除、迁出作用的近岸海域是适用的。

**关键词**  $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$  不平衡,潮汐作用,厦门湾

**中图分类号** P734.2

鉴于近岸海域在元素生物地球化学循环及环境保护上所具有的重要意义,近年来对其海洋学问题的研究倍受重视。近岸海域水体通常含有较高浓度的颗粒物,而颗粒物恰是许多元素、污染物从水体迁出的物质载体,因而获得它们在近岸海域循环与迁出过程的信息非常重要(宋金明,1999;李道季等,2000)。海水中固有的放射性核素为此研究提供了天然示踪剂,其中 $^{234}\text{Th}$ 由于具有强的颗粒活性、合适的半衰期( $T_{1/2}=24.1\text{d}$ )和惟一的现场来源,成为月份或季度尺度内颗粒动力学研究的理想示踪剂(陈敏等,1999)。本研究将阐明厦门湾水体中 $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$ 不平衡的分布特征,计算 $^{234}\text{Th}$ 的清除与迁出速率,并探讨潮汐作用对海域颗粒动力学过程的影响。此外,就 $^{234}\text{Th}$ 的稳态与非稳态清除模型的结果进行对比。

## 1 样品采集与分析

### 1.1 研究海域概况与样品采集

厦门湾位于台湾海峡西岸南口,面对南海东部和西南太平洋,系一个亚热带半封闭型的河口港湾,年平均气温为 20.8℃,冬半年以偏北风为主,夏半年以偏南风为主,年降雨量为 1137.2mm。厦门湾潮汐属规则半日潮,平均潮差为 4.07m,总纳水量约为  $13.68 \times 10^9 \text{m}^3$ 。影响厦门湾盐度空间结构的主要因素是九龙江冲淡水和外海水,其次是降水和蒸发。

\* 国家自然科学基金资助项目,49706069 号。陈敏,男,出生于 1970 年 4 月,博士,副研究员, E-mail: mchen@jingxian.xmu.edu.cn

本研究的采样站位位于胡里山—屿仔尾连线以东的外港区,该区域的潮流上、下层流向大体趋向一致,是较稳定的来复型潮流,涨潮时流向湾内,落潮时流向湾外。余流则表现出上、下层反向的“两层流”,表层余流由于受九龙江冲淡水的影响顺流方向向东,而底层余流为外海水从海域下层流入湾内(王寿景等,1987)。

研究样品分两个航次采得,用 XAD 型手提式微型潜水泵抽取得到。1995 年 7 月 6 日采集了 TJ1、TJ13 两站的垂直分布样品,层位分布及测定项目见表 1。1995 年 7 月 19—20 日对 TJ1 站进行了周日变化的研究,分 4 个时间点采集相同层位的水样,用于揭示潮汐对  $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$  不平衡的影响,同时根据所获得的时间序列数据构筑  $^{234}\text{Th}$  非稳态清除模型,并与稳态清除模型结果进行对比。

表 1 厦门湾采样站位、环境与测定项目

Tab. 1 Sampling locations, tidal condition and determined parameters in Xiamen Bay

站位	经纬度	采样时间 (年.月.日)	潮位	水深 (m)	采样层位 (m)	测定项目
TJ1	118°08.90'E 24°21.04'N	1995.07.06 15 40—16 00	低潮	33	0, 4, 8, 12, 15	$^{238}\text{U}$ 、DTh、PTh、S、营养盐 ( $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{NO}_2^-$ 、 $\text{SiO}_3^{2-}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}$ )、 TSM、Chl. <i>a</i>
TJ13	118°10.00'E 24°18.28'N	1995.07.06 10 20—10 40	高潮	27	0, 5, 10, 14, 18	$^{238}\text{U}$ 、DTh、PTh、S、营养盐 ( $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{NO}_2^-$ 、 $\text{SiO}_3^{2-}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}$ )、 TSM、Chl. <i>a</i>
TJ1	118°08.90'E 24°21.04'N	1995.07.19— 1995.07.20 12 00(TJ1A) 18 00(TJ1B) 0 00(TJ1C) 6 00(TJ1D)	0 00和 12 00 为低潮 6 00和 18 00 为高潮	33	2, 6, 10, 15, 25	$^{238}\text{U}$ 、DTh、PTh、S、营养盐 ( $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{NO}_2^-$ 、 $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{SiO}_3^{2-}$ )、 TSM、Chl. <i>a</i>

## 1.2 样品分析

**1.2.1 总悬浮颗粒物浓度 TSM** 取海水样品 1—3L,通过已预先称至恒重的玻璃纤维滤膜过滤。过滤时真空度(负压)控制在 0.5 大气压以下,用 200cm<sup>3</sup> 蒸馏水洗涤残留于膜上的盐分,抽干后将膜放入真空干燥器中于室温下恒重,称出膜与颗粒物的总重量,扣除原始滤膜重量即得 TSM(mg/L)。

**1.2.2 Chl. *a* 的测定** 水样采回后立即用 0.45μm 孔径的混合纤维素酯膜过滤,过滤时往海水中加 3—5 滴 MgCO<sub>3</sub> 饱和溶液以防止滤膜变酸性。抽气使滤膜完全干燥后用 15ml 90% 丙酮萃取,将萃取管置于冰箱中冷冻过夜,离心获得清澈的萃取液,用 721 分光光度计(3cm 光程液池)分别测量 750nm、664nm、647nm 和 630nm 波长处的消光值,根据式(1)计算 Chl. *a* 的总含量  $C_a$ ,则海水中 Chl. *a* 的浓度可由式(2)求出。其中  $C_a$  为丙酮萃取液中 Chl. *a* 含量(mg/m<sup>3</sup>),  $E_{750}$ 、 $E_{664}$ 、 $E_{647}$ 、 $E_{630}$  分别代表 750nm、664nm、647nm 和 630nm 波长处的消光值,  $\gamma$  为加入的丙酮毫升数,  $V$  为过滤海水体积(L),“3”代表的是液池光程。

$$C_a = 11.85(E_{664} - E_{750}) - 1.54(E_{647} - E_{750}) - 0.08(E_{630} - E_{750}) \quad (1)$$

$$\text{mgChl. } a/\text{m}^3 = C_a \cdot V/(V \cdot 3) \quad (2)$$

1.2.3  $^{238}\text{U}$ 、 $^{234}\text{Th}$  的富集、分离、纯化与测定 每份水样(20L)用孔径为0.45 $\mu\text{m}$ 的混合纤维素酯膜过滤,分成颗粒相与溶解相,各相中 $^{234}\text{Th}$ 、 $^{238}\text{U}$ 的富集、分离、纯化与测定详见陈敏等(1997)。

## 2 钍清除模型

为了将观测到的各相(溶解相、颗粒相)核素浓度应用于元素清除速率、颗粒物迁出速率及相关的海洋颗粒动力学过程的研究,必须建立一个合理的清除模型对数据进行处理。下面分别对本文采用的稳态与非稳态不可逆清除模型进行介绍。

### 2.1 不可逆稳态清除模型

海水中溶解态 $^{234}\text{Th}$ 的变化速率可用下式表示:

$$dA_{\text{DTh}}/dt = A_{\text{DU}} \cdot \lambda_{\text{Th}} - A_{\text{DTh}} \cdot \lambda_{\text{Th}} - J_{\text{Th}} \quad (3)$$

其中 $A_{\text{DU}}$ 、 $A_{\text{DTh}}$ 分别是溶解态 $^{238}\text{U}$ 、 $^{234}\text{Th}$ 比活度, $J_{\text{Th}}$ 是 $^{234}\text{Th}$ 从溶解相清除到颗粒相的速率。对于颗粒态 $^{234}\text{Th}$ 有相似的关系:

$$dA_{\text{PTh}}/dt = J_{\text{Th}} - A_{\text{PTh}} \cdot \lambda_{\text{Th}} - P_{\text{Th}} \quad (4)$$

其中 $A_{\text{PTh}}$ 代表颗粒态 $^{234}\text{Th}$ 的比活度, $P_{\text{Th}}$ 是 $^{234}\text{Th}$ 由颗粒物载带从该层水体中迁出的速率。

在稳态条件下(即 $dA_{\text{DTh}}/dt = 0$ ;  $dA_{\text{PTh}}/dt = 0$ ),溶解态 $^{234}\text{Th}$ 相对于颗粒物清除作用的平均停留时间为:

$$\tau_{\text{d}} = A_{\text{DTh}}/J_{\text{Th}} \quad (5)$$

颗粒态 $^{234}\text{Th}$ 相对于颗粒物迁出作用的平均停留时间为:

$$\tau_{\text{p}} = A_{\text{PTh}}/P_{\text{Th}} \quad (6)$$

总 $^{234}\text{Th}$ 的停留时间 $\tau_{\text{T}}$ 为:

$$\tau_{\text{T}} = \tau_{\text{d}} + \tau_{\text{p}} \quad (7)$$

假定钍从溶解相清除至颗粒相为一级动力学过程,则可定义清除速率常数 $\varphi_{\text{d}}$ 为:

$$\varphi_{\text{d}} = J_{\text{Th}}/A_{\text{DTh}} = 1/\tau_{\text{d}} \quad (8)$$

与此相似,悬浮颗粒物迁出速率常数 $\varphi_{\text{p}}$ 为:

$$\varphi_{\text{p}} = P_{\text{Th}}/A_{\text{PTh}} = 1/\tau_{\text{p}} \quad (9)$$

### 2.2 不可逆非稳态清除模型

稳态模型忽略了 $^{234}\text{Th}$ 比活度随时间的变化。假设 $t_1$ 、 $t_2$ 时刻 $^{234}\text{Th}$ 的比活度分别为 $A_{\text{Th-}1}$ 和 $A_{\text{Th-}2}$ ,且通量 $J$ 和 $P$ 在给定的时间间隔 $t(t_1-t_2)$ 内是恒定的话,对于溶解态 $^{234}\text{Th}$ ,式(3)的方程解为:

$$A_{\text{DTh-}2} = A_{\text{DU}}(1 - e^{-\lambda t}) + A_{\text{DTh-}1} \cdot e^{-\lambda t} - (J_{\text{Th}}/\lambda)(1 - e^{-\lambda t}) \quad (10)$$

对于颗粒态 $^{234}\text{Th}$ ,式(4)的方程解为:

$$A_{\text{PTh-}2} = (J_{\text{Th}} - P_{\text{Th}})(1 - e^{-\lambda t})/\lambda + A_{\text{PTh-}1} \cdot e^{-\lambda t} + A_{\text{PU}}(1 - e^{-\lambda t}) \quad (11)$$

对于总 $^{234}\text{Th}$ ,由式(10)和(11)可得:

$$A_{\text{TTh-}2} = A_{\text{TU}}(1 - e^{-\lambda t}) + A_{\text{TTh-}1} \cdot e^{-\lambda t} - (P_{\text{Th}}/\lambda)(1 - e^{-\lambda t}) \quad (12)$$

将(10)、(11)两式重新整理得 $^{234}\text{Th}$ 清除通量和迁出通量分别为:

$$J_{Th} = \lambda \cdot [A_{DU}(1 - e^{-\lambda}) + A_{DT_{h-1}} \cdot e^{-\lambda} - A_{DT_{h-2}}] / (1 - e^{-\lambda}) \quad (13)$$

$$P_{Th} = \lambda \cdot [A_{TU}(1 - e^{-\lambda}) + A_{TT_{h-1}} \cdot e^{-\lambda} - A_{TT_{h-2}}] / (1 - e^{-\lambda}) \quad (14)$$

鉴于海洋中<sup>238</sup>U 主要以溶解态形式存在(陈敏等, 1999; Hodge *et al.*, 1979), 故由(14)式可得:

$$P_{Th} = \lambda \cdot [A_{DU}(1 - e^{-\lambda}) + A_{TT_{h-1}} \cdot e^{-\lambda} - A_{TT_{h-2}}] / (1 - e^{-\lambda}) \quad (15)$$

溶解态<sup>234</sup>Th 及颗粒态<sup>234</sup>Th 的平均停留时间由式(16)、(17)得出:

$$\tau_d = (A_{DT_{h-1}} + A_{DT_{h-2}}) / (2 \cdot J_{Th}) \quad (16)$$

$$\tau_p = (A_{PT_{h-1}} + A_{PT_{h-2}}) / (2 \cdot P_{Th}) \quad (17)$$

### 3 结果与讨论

#### 3.1 <sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U 不平衡及相关要素的分布特征

厦门湾海水由于受九龙江冲淡水及外海水的影响, 余流呈现出上、下反向的“两层流”, 表层由河流入海的低盐水与底层由外海进港的高盐水不能充分混合, 形成盐度由表层向底层不断增大的典型层状结构, 本研究实测的盐度分布证实了这点。尽管表层水体浮游植物含量(Chl. *a*) (图 1a—图 6a) 较高, 光合作用较为强烈, 但由于河口区补充营养盐较为迅速, 因此营养盐含量仍呈现由表向底下降的趋势。NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - N: NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - N: NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N 的平均比值为 13: 1: 5, 说明溶解无机氮主要以硝酸盐和氨盐形式存在(数据略)。从周日变化情况看, 高潮时海水盐度较高, 由于受九龙江泥沙输送的影响较小, 真光层较深, 浮游植物数量增加, 其中 Chl. *a* 在高、低潮时的含量相差 2—3 倍, 与 TSM 的变化相似(图 1a—图 6a)。

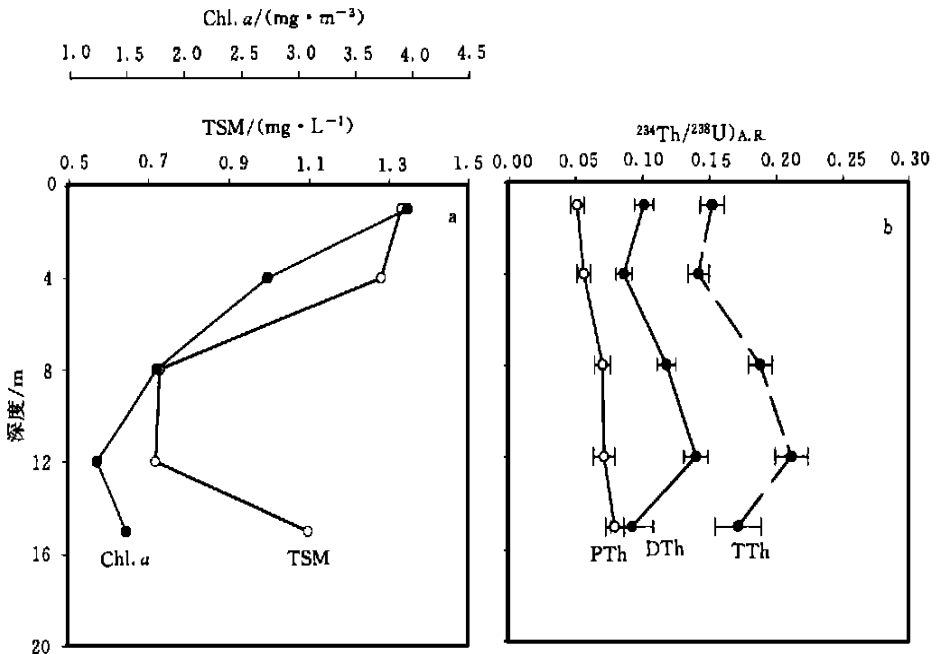


图 1 TJI 站<sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U<sub>A.R.</sub> 及相关要素的垂直分布

Fig. 1 Profiles of <sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U<sub>A.R.</sub> and other parameters at Station TJI

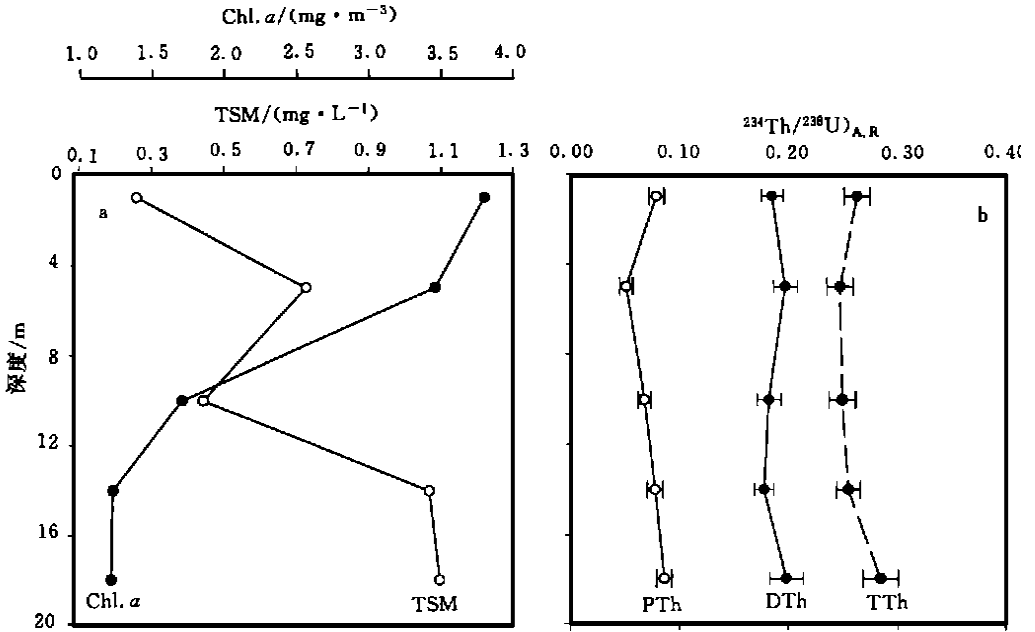


图 2 TJ13 站<sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U<sub>A,R</sub> 及相关要素的垂直分布

Fig. 2 Profiles of <sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U<sub>A,R</sub> and other parameters at Station TJ13

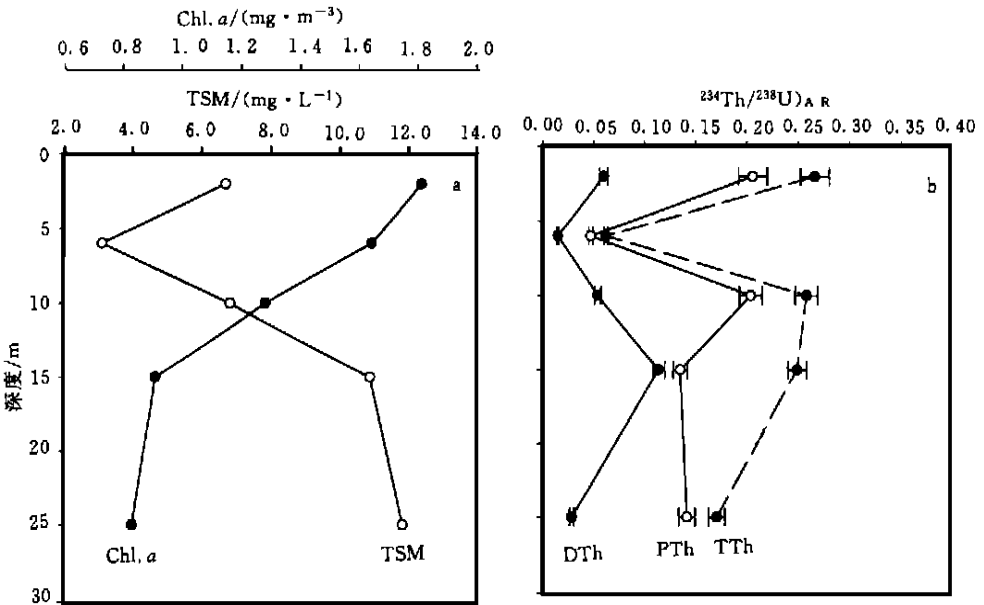


图 3 TJI 站 A 时刻<sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U<sub>A,R</sub> 及相关要素的垂直分布

Fig. 3 Profiles of <sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U<sub>A,R</sub> and other parameters at Station TJI during time A

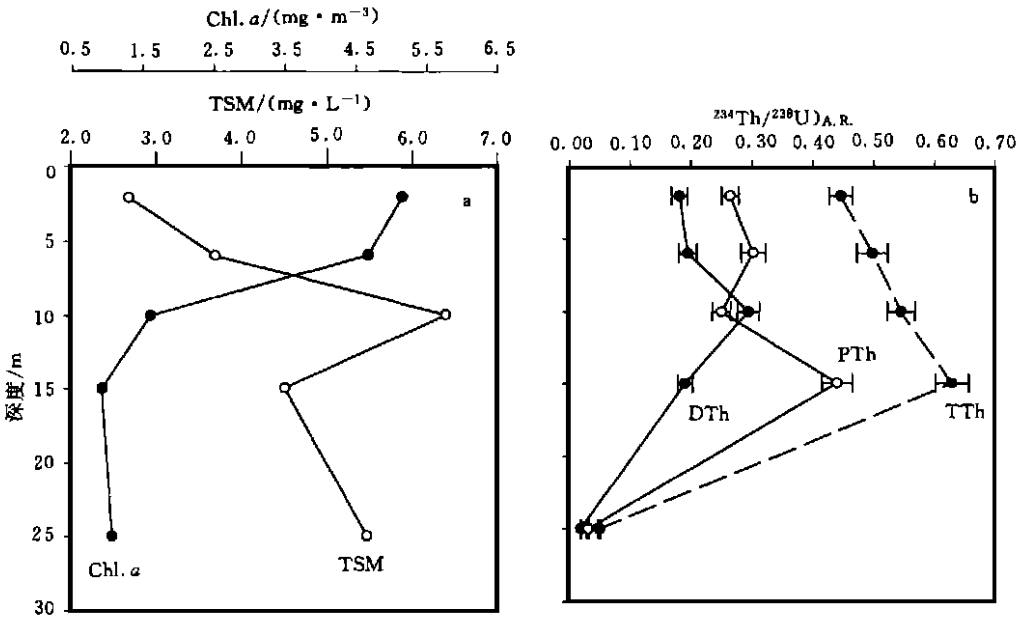


图4 TJ1 站 B 时刻<sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U)<sub>A.R.</sub> 及相关要素的垂直分布

Fig. 4 Profiles of <sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U)<sub>A.R.</sub> and other parameters at Station TJ1 during time B

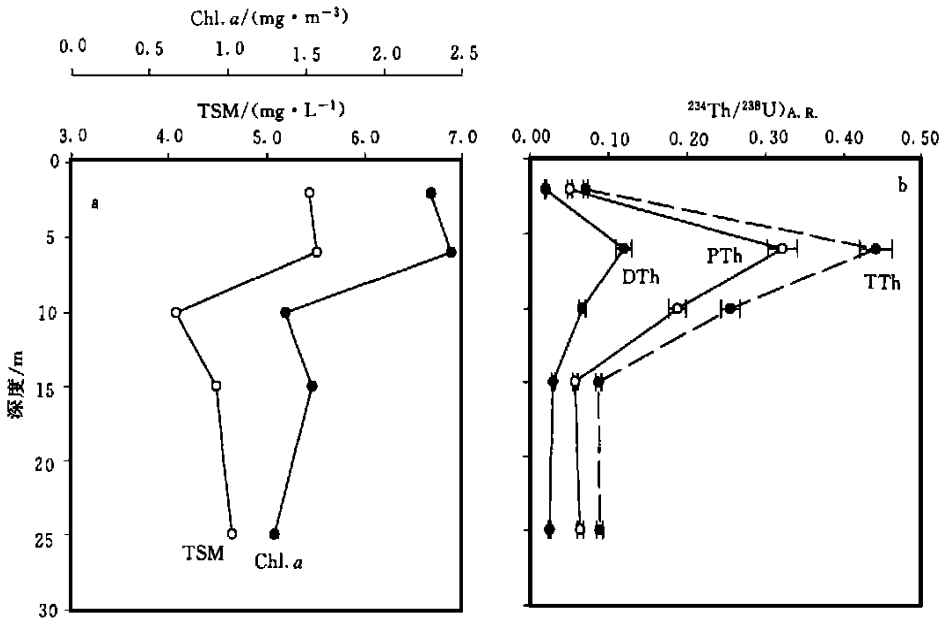


图5 TJ1 站 C 时刻<sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U)<sub>A.R.</sub> 及相关要素的垂直分布

Fig. 5 Profiles of <sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U)<sub>A.R.</sub> and other parameters at Station TJ1 during time C

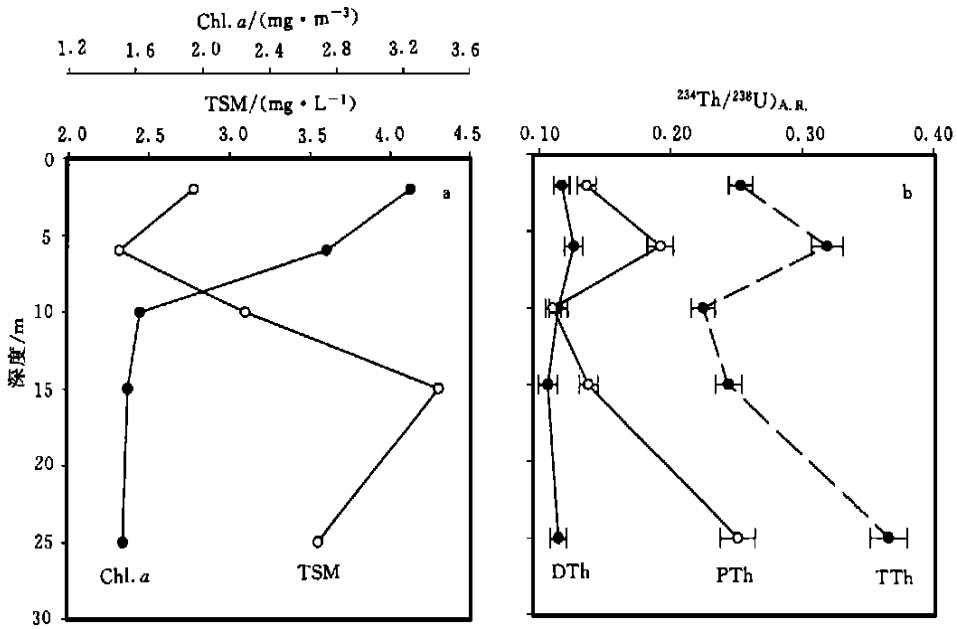


图 6 TJ1 站 D 时刻<sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U<sub>A.R.</sub> 及相关要素的垂直分布

Fig. 6 Profiles of <sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U<sub>A.R.</sub> and other parameters at Station TJ1 during time D

厦门湾水体中<sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U 不平衡与开阔大洋海域相比具有明显不同的特点。在整个水柱中, 无论溶解态、颗粒态<sup>234</sup>Th 还是总<sup>234</sup>Th, 相对于与<sup>238</sup>U 的平衡值均是不足的, 且亏损程度明显比大洋水来得大(图 1b—图 6b), 这反映了近岸海域颗粒活性元素清除、迁出作用的激烈程度。与 Chl. a、TSM 的周日变化相对应,<sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U<sub>A.R.</sub> 具有高潮时亏损程度小、低潮时亏损程度大的特点, 综合反映出悬浮颗粒物及浮游生物光合作用的影响。

### 3.2 稳态与非稳态清除模型结果的对比

利用同一站位、同样潮汐条件(低潮)下相隔 13 天(即 TJ1 和 TJ1A)获得的时间序列数据, 作者对比了稳态与非稳态清除模型的计算结果, 从而对该海域的稳态假设加以验证。由于部分采样层次有所差异, 根据线性内插值分别计算 2m、6m、10m 和 15m 4 个层位中稳态与非稳态清除模型得出的  $\tau_d$ 、 $\tau_p$  数值, 结果如表 2 所示。显然, 两种方法获得的结果是相当一致的, 在采样时间间隔内, 由非稳态模型得到的  $\tau_d$ 、 $\tau_p$  均包括在稳态清除模型得出的  $\tau_d$ 、 $\tau_p$  变化范围之内, 且与其平均值相当, 说明稳态清除模型对厦门湾水体中<sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U 不平衡的研究是适宜的。Buesseler 等(1992)曾指出, 稳态及非稳态模型结果的差异主要依赖于<sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U 不平衡的程度以及<sup>234</sup>Th 放射性比度随时间变化的激烈程度。对于本研究站位,<sup>234</sup>Th/<sup>238</sup>U 不平衡程度很大, 而  $dA_{Th}/dt$  的变化较小, 因而两种模型获得一致的结果是正常的。Wei 等(1992)、Moran 等(1993) 分别对 Dabob 湾和新英格兰陆架水的研究也得出相似的结论。然而, 当<sup>234</sup>Th 比度在短期(1—2 个星期)内有明显变化时, 稳态清除模型将无法给出正确的  $\tau_d$ 、 $\tau_p$  值。Tanaka 等(1983) 对日本喷火湾的研究发现, 总<sup>234</sup>Th 比度在一年时间间隔内有很大的变化, 由稳态及非稳态模型计算出的<sup>234</sup>Th 停留时间相差高达

4 倍。Bruland 等(1986)发现中太平洋海脊处溶解态 $^{234}\text{Th}$ 比度在3月到9月份之间增加了25%—30%，这会影响到他们由稳态模型得到的 $\tau_d$ 数值，结果差异在3倍左右。Buesseler 等(1992)对北大西洋水华期的实验表明，稳态清除模型无法准确描述浮游植物水华期 $^{234}\text{Th}$ 的变化。Ku 等(1990)经数学推导证明，当总 $^{234}\text{Th}$ 的停留时间大于10—20d，且水华期间有50% $^{234}\text{Th}$ 被清除、迁出的话，就应该采用非稳态清除模型进行处理。本研究海域与上述研究的主要差别在于： $^{234}\text{Th}$ 的清除、迁出速率较快( $\tau_d < 5\text{d}$ ,  $\tau_p < 10\text{d}$ )，且 $^{234}\text{Th}$ 比度的时间变化速率较小( $dA_{\text{DTH}}/dt < 0.3\text{Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ,  $dA_{\text{PTH}}/dt < 0.5\text{Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ )，此时放射性衰变及其他迁出过程速率足以平衡 $^{234}\text{Th}$ 的产生速率，因此，对厦门湾海域的数据应用稳态模型是合理的，所得的停留时间数值应是可靠的。

表2 稳态(SS)模型与非稳态模型(NSS)结果对比

Tab. 2 Comparative residence times of  $^{234}\text{Th}$  calculated from steady-state and non-steady-state scavenging models

站位 编号	采样日期 (月·日)	层位(m)	$\tau_d$ (d)		$\tau_p$ (d)		$\tau_r$ (d)	
			SS	NSS	SS	NSS	SS	NSS
TJ1	07.06	2	3.7	2.6	2.1	6.4	5.8	9.0
TJ1A	07.19		2.2	9.8	12.0			
TJ1	07.06	6	3.8	1.9	2.6	1.7	6.4	3.6
TJ1A	07.19		0.5	1.7	2.2			
TJ1	07.06	10	5.1	2.8	3.1	7.9	8.2	10.7
TJ1A	07.19		2.0	9.6	11.6			
TJ1	07.06	15	3.5	3.6	3.3	4.8	6.8	8.4
TJ1A	07.19		4.5	6.2	10.7			

### 3.3 溶解态、颗粒态 $^{234}\text{Th}$ 的停留时间

由3.2讨论可知，应用稳态模型进行厦门湾水体 $^{234}\text{Th}$ 的数据处理是可行的，故停留时间数据均由稳态模型计算得出。厦门湾所有样品中 $^{234}\text{Th}$ 相对于 $^{238}\text{U}$ 均是不足的，由此得出的溶解态、颗粒态 $^{234}\text{Th}$ 的停留时间很短， $\tau_d$ 、 $\tau_p$ 、 $\tau_r$ 的变化分别介于0.5—14.5d、1.1—40.9d和1.8—49.1d之间(表3)，显示出强烈的 $^{234}\text{Th}$ 清除、迁出作用。本研究结果与Dabob湾(Wei *et al.*, 1992)、Narragansett湾(Santschi *et al.*, 1980)、爱尔兰海(Kershaw *et al.*, 1988)、长江口东海大陆架(McKee *et al.*, 1984)及纽约湾(Kaufman *et al.*, 1981)得到的 $^{234}\text{Th}$ 停留时间相一致。短的 $^{234}\text{Th}$ 停留时间是沿岸海域钍地球化学行为的一个共同特征。厦门湾塔角附近海域 $\tau_d$ 、 $\tau_p$ 的垂直变化较小，在真光层上、下水体之间不存在明显的差异，这是近岸浅水海域与开阔大洋海域较明显的差别。

由于研究海域受陆地径流与潮汐的影响，可以预计 $^{234}\text{Th}$ 的清除、迁出作用在不同潮汐状态下会有差异。比较所测定的各参数周日变化情况(图3—图6)可知，由低潮向高潮发展时，水体中的营养盐( $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{SiO}_3^{2-}$ 、 $\text{NO}_2^-$ 、 $\text{PO}_4^{3-}$ )呈现降低的趋势，Chl. *a*含量则有所增加，反映出高潮时浮游植物的数量及其光合作用强度均高于低潮时，利用 $^{14}\text{C}$ 方法实测的初级生产力也证实了这一点(另文发表)，但低潮时由九龙江输送的悬浮泥沙较多，其TSM含量比高潮时高约2倍。与此相对应，低潮时 $\tau_d$ 、 $\tau_p$ 的数值普遍比高潮时低约2—4倍，



高、低潮时 $^{234}\text{Th}$ 的停留时间分别介于1.8—49.1d和2.2—24.7d之间。这些结果表明, 研究海域低潮时 $^{234}\text{Th}$ 的清除、迁出作用强于高潮时, 要与TSM的变化保持一致。6个站位溶解态 $^{234}\text{Th}$ 停留时间平均值(即水柱溶解态 $^{234}\text{Th}$ 积分储量与水柱中DTh清除通量积分值的比值)与水柱Chl. *a*积分储量之间的负相关关系(图7)进一步说明, 在受陆地径流影响的海区, $^{234}\text{Th}$ 的清除、迁出作用强度并不取决于生物活动的强弱, 它主要受陆源颗粒物输入量的制约。

## 4 结论

**4.1 近岸海域 $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$ 不平衡特征与大洋水体明显不同, 无论溶解态、颗粒态还是总 $^{234}\text{Th}$ , 相对于 $^{238}\text{U}$ 均是不足的, 且亏损程度明显比大洋水大。**

**4.2 潮汐作用对 $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$ 不平衡状况有显著影响。高潮时 $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$  A.R. 大于低潮时, 相应地, 低潮时溶解态、颗粒态 $^{234}\text{Th}$ 的停留时间小于高潮时, 显示出低潮时具有更强烈的清除、迁出作用。**

**4.3 对于厦门湾海域, $^{234}\text{Th}$ 的清除、迁出主要受陆源颗粒物输入量的影响, 与生物活动强弱的关系不密切。**

**4.4 由非稳态清除模型获得的 $^{234}\text{Th}$ 停留时间与稳态模型的结果相吻合, 证明可应用稳态清除模型于具有强烈清除、迁出作用的海域。**

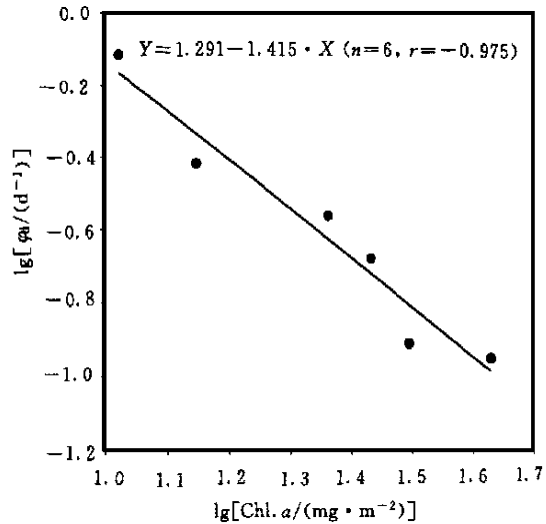


图7 溶解态 $^{234}\text{Th}$ 停留时间与水柱Chl. *a*积分储量的关系

Fig. 7 Relationship between residence times of dissolved  $^{234}\text{Th}$  and Chl. *a* integrated contents in the water column

表3 厦门湾塔角附近海域不可逆稳态清除模型的计算结果

Tab. 3 Scavenging and removal rates of  $^{234}\text{Th}$  calculated from irreversible steady-state model

站位 编号	采样深度 (m)	$\tau_d$ (d)	$\varphi_d$ ( $\text{d}^{-1}$ )	$\tau_p$ (d)	$\varphi_p$ ( $\text{d}^{-1}$ )	$J_{\text{Th}}$ [ $\text{Bq}(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ]	$P_{\text{Th}}$ [ $\text{Bq}(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ]	$\tau_T$ (d)
TJ1	1	3.9	0.256	2.1	0.478	1.11	1.04	6.0
	4	3.3	0.306	2.3	0.441	1.42	1.34	5.6
	8	4.6	0.215	3.0	0.334	1.07	0.99	7.6
	12	5.7	0.175	3.1	0.320	0.98	0.90	8.8
	15	3.5	0.284	3.3	0.302	1.16	1.06	6.8
TJ13	1	7.8	0.128	3.7	0.272	0.88	0.80	11.5
	5	8.5	0.118	2.3	0.434	1.01	0.95	10.8
	10	7.7	0.130	3.1	0.323	1.05	0.96	10.8

续表

站位 编号	采样深度 (m)	$\tau_d$ (d)	$\varphi_d$ ( $d^{-1}$ )	$\tau_p$ (d)	$\varphi_p$ ( $d^{-1}$ )	$J_{Th}$ [ Bq( $m^3 \cdot d$ ) ]	$P_{Th}$ [ Bq( $m^3 \cdot d$ ) ]	$\tau_T$ (d)
	14	7.5	0.134	3.6	0.279	1.02	0.93	11.1
	18	8.6	0.116	4.2	0.239	1.04	0.93	12.8
TJ1A	2	2.2	0.450	9.8	0.102	0.94	0.73	12.0
	6	0.5	1.888	1.7	0.574	1.04	0.99	2.2
	10	2.0	0.504	9.6	0.105	1.12	0.88	11.6
	15	4.5	0.224	6.2	0.160	1.03	0.87	10.7
	25	1.0	1.000	6.0	0.168	1.46	1.25	7.0
TJ1B	2	7.7	0.130	16.5	0.060	0.94	0.64	24.2
	6	8.4	0.119	20.9	0.048	0.92	0.58	29.3
	10	14.5	0.069	19.1	0.052	0.84	0.54	33.6
	15	8.2	0.123	40.9	0.024	0.96	0.44	49.1
	25	0.7	1.485	1.1	0.881	1.09	1.05	1.8
TJ1C	2	0.7	1.409	1.9	0.524	1.22	1.16	2.6
	6	4.7	0.211	20.0	0.050	1.04	0.66	24.7
	10	2.5	0.400	8.8	0.114	1.14	0.91	11.3
	15	1.1	0.930	2.2	0.452	1.27	1.19	3.3
	25	0.9	1.122	2.4	0.409	1.20	1.12	3.3
TJ1D	2	4.6	0.217	6.3	0.158	1.07	0.90	10.9
	6	5.0	0.199	9.8	0.102	0.96	0.75	14.8
	10	4.5	0.224	4.9	0.203	1.02	0.89	9.4
	15	4.1	0.242	6.3	0.159	1.11	0.94	10.4
	25	4.5	0.224	13.7	0.073	1.14	0.82	18.2

## 参 考 文 献

- 王寿景等, 1987. 厦门港湾海洋环境综合调查报告(1): 波浪、潮汐、实测海流、潮流和余流. 台湾海峡, 6(4): 349—357
- 李道季, 李 军, 陈吉余等, 2000. 长江河口悬浮颗粒物研究. 海洋与湖沼, 31(3): 295—301
- 宋金明, 1999. 南沙珊瑚礁生态系元素的垂直迁移途径. 海洋与湖沼, 30(1): 1—5
- 陈 敏, 黄奕普, 邱雨生, 1999. 从 $^{234}Th$ 的固/液分配看海洋胶体的作用. 海洋与湖沼, 30(6): 726—730
- 陈 敏, 黄奕普, 邱雨生, 1997. 天然海水中 $^{238}U$ 、 $^{234}Th$ 的富集、纯化与测定. 同位素, 10(4): 199—204
- 陈 敏, 黄奕普, 邱雨生等, 1999. 九龙江河口区溶解态、颗粒态铀同位素的地球化学行为. 台湾海峡, 18(4): 456—464
- Bruland K W, Coale K H, 1986. Surface water  $^{234}Th/^{238}U$  disequilibria: Spatial and temporal variations of scavenging rates within the Pacific Ocean. In: Dynamic process in the chemistry of the upper ocean. Burton J D, Brewer P G, Chesselet ed. Plenum Pub Co, 121—130
- Buesseler K O, Bacon M P, Cochran L K *et al.*, 1992. Carbon and nitrogen export during the JGOFS North Atlantic Bloom Experiment estimated from  $^{234}Th/^{238}U$  disequilibria. Deep-Sea Res, 39: 1115—1137
- Hodge V F, Koide M and Goldberg E D, 1979. Particulate uranium, plutonium and polonium in the biogeochemistries of the coastal zone. Nature, 277: 206—209
- Kaufman A, Li Y H Turekian K K, 1981. The removal rates of  $^{234}Th$  and  $^{238}Th$  from waters of the New York Bight. Earth Planet Sci Lett, 54: 385—392

- Kershaw P, Young A, 1988. Scavenging of  $^{234}\text{Th}$  in eastern Irish Sea. *J Environ Radioactivity*, 6: 1—23
- Ku T L, Kusakabe M, 1990. Testing biological control of elemental removal in surface ocean with  $^7\text{Be}/^{10}\text{Be}$  and U/Th series isotopes. In: *Isotopic tracers in JGOFS*. U. S. JGOFS Report, 12: 74—87
- McKee B A, DeMaster D J, Nittrouer C A, 1984. The use of  $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$  disequilibrium to examine the fate of particle reactive species on the Yangtze continental shelf. *Earth Planet Sci Lett*, 68: 431—442
- Moran S B, Buesseler K O, 1993. Size-fractionated  $^{234}\text{Th}$  in continental shelf waters off New England: Implications for the role of colloids in oceanic trace metal scavenging. *J Mar Res*, 51: 893—922
- Santschi P H, Adler D, Amdurer M *et al*, 1980. Thorium isotopes as analogues for “particle-reactive” pollutants in coastal marine environments. *Earth Planet Sci Lett*, 47: 327—335
- Tanaka N, Takeda Y, Tsunogai S, 1983. Biological effect on removal of Th-234, Po-210 and Pb-210 from surface water in Funak Bay, Japan. *Geochim Cosmochim Acta*, 47: 1783—1790
- Wei C L, Murray J W, 1992. Temporal variations of  $^{234}\text{Th}$  activity in the water column of Dabob Bay: Particle scavenging. *Limnol Oceanogr*, 37(2): 296—314

## TIDAL EFFECT ON $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$ DISEQUILIBRIA IN XIAMEN BAY

CHEN Min, HUANG Yi-Pu, QIU Yi-Sheng

(*Department of Oceanography, Xiamen University, Xiamen, 361005*)

**Abstract** Temporal variations of  $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$  disequilibria in the water column were studied to reveal the particle dynamic characteristics in Xiamen Bay. The results showed that all of dissolved, particulate and total  $^{234}\text{Th}$  have a large deficiency relative to  $^{238}\text{U}$  throughout the water column in Xiamen Bay, which are distinctly different from those in open oceans. The residence times of dissolved and particulate  $^{234}\text{Th}$  ranged from 0.5 to 41d. These short residence times confirmed that strong scavenging and removal processes exist in Xiamen Bay. The residence times of  $^{234}\text{Th}$  in ebb are roughly 2—4 times greater than those in flood tide, that is to say, tide phenomenon has a great effect on particle dynamics in studied sea area. The relationship among the residence times of  $^{234}\text{Th}$ , TSM and Chl. *a* showed that scavenging and removal processes are mainly control by the continental particle contents transported by river, but not biological activities in situ. Based on the time-series data of  $^{234}\text{Th}$  and  $^{238}\text{U}$ , we also use steady-state scavenging model and non-steady-state model to calculate the residence times of  $^{234}\text{Th}$ . The agreement between both models reveals that the steady-state scavenging model is appropriate for the particle dynamics study in coastal ocean, in which the scavenging and removal of particle reactive elements are fast.

**Key words**  $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$  disequilibria, Tidal effect, Xiamen Bay