

长江口水体胶体有机碳的季节变化*

黄文丹^{1,2} 周立旻¹ 郑祥民¹

(1. 华东师范大学地理信息科学教育部重点实验室 上海 200062; 2. 福建省环境科学研究院 福州 350013)

提要 为了探讨长江口水体胶体有机碳含量的季节变化,按季度采集长江口南支表层水样,利用切向流超滤技术(TFF)分离水样中小胶体物质(1—5kD)、中胶体物质(5—500kD)和大胶体物质(500kD—0.45 μ m),测试分离后样品的有机碳浓度。结果表明:长江口水体中总胶体有机碳浓度有明显的季节变化,表现为冬季>夏季>秋季>春季,其原因可能是冬季长江流域陆源输入增加,水生生物生物量和生物活性减弱双方面的共同作用使得含量最高,而春季流域陆源有机碳含量输入较少,且流域内春汛雨量多水量大对水体中有机碳浓度具有稀释作用,从而导致该季节胶体有机碳含量较少。总胶体有机碳在不同分子量的分配上季节差异不大,中胶体有机碳浓度及其在总胶体有机碳中所占的比例均高于小胶体有机碳和大胶体有机碳。由于长江口胶体有机碳的含量较高,并有明显的季节变化,对有机碳的入海通量和生物地球化学循环发挥重要的作用。

关键词 胶体有机碳; 季节变化; 小型切向流超滤; 长江口

中图分类号 X522

胶体是介于颗粒态和真正溶解态之间的粒子,其粒径范围是1—1000nm,由于其巨大的比表面积使得胶体粒子在天然水体中易于吸附重金属、有机组分等污染物,并在这些污染物的迁移特性、生物地球化学性质、生物活性等方面起着重要的作用,因而研究胶体粒子对于了解天然水体中的有机和微量重金属元素等污染物的生物地球化学循环具有重要的意义(Buffle *et al.*, 1995; Stordal *et al.*, 1996; Ran *et al.*, 2000)。目前对水环境中的胶体有机碳含量的研究日益增多(王江涛, 1998; 李丽等, 1999; Dai *et al.*, 1995, 2000, 2001; 张战平等, 2006),但研究主要针对水体中的胶体有机碳的含量及其在总溶解态有机碳中所占的比例。

长江为我国第一大河流,是陆源物质向东海运输过程的重要通道,其有机碳输送对整个东海,尤其是近海海域的物质循环和生态系统具有重要的意义(林晶等, 2007)。河口是作为碳循环中连接陆地与海洋的重要环节,每年大约有 0.4×10^{15} g 有机碳通过河

流的运移进入河口进而进入海洋(Meybeck, 1982; Spitz *et al.*, 1991),其中包括 0.25×10^{15} g 溶解有机碳($<0.5 \mu$ m)(Hedges *et al.*, 1997),而河口水体中2%—45%的溶解有机碳为胶体有机碳(Gueguen *et al.*, 2002)。因此,对长江口水体中的胶体有机碳研究有助于我们更深入地理解长江口水体中溶解有机碳的行为及其对碳循环的影响。本文旨在研究长江口南支断面水体中胶体有机碳含量的季节变化,并讨论其影响因素,为深入了解长江口水体有机碳的生物地球化学循环提供依据。

1 材料与方法

1.1 样品的采集与处理

2009年3月11日(春季)、7月9日(夏季)、11月18日(秋季)、12月20日(冬季),在长江口下泄水体主要通道南支宝杨港到堡镇港断面,根据GPS定位,采集表层水样,采样点位如图1所示,每个采样点采集三个平行样。在每个采样点,用采样器取表层水3—4L,

* 国家重点基础研究发展计划, 2012cb957804 号; 国家自然科学基金, 41271054 号; 上海市科委项目, 10DZ0581600 号。黄文丹, 博士, E-mail: danny_hw@163.com

通讯作者: 周立旻, E-mail: lmzhou@geo.ecnu.edu.cn

收稿日期: 2012-04-23, 收修改稿日期: 2012-06-15

现场测试基本理化参数, 将水样收集到氟化瓶中(该瓶经酸浸泡 24 小时, 用一级水荡洗 3 次并用待收集水样荡洗 3 次)。

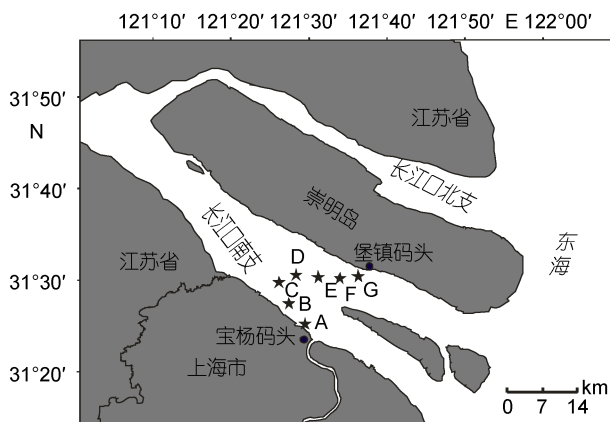


图 1 采样点分布图

Fig.1 Location of sampling sites

样品采集后, 用 $0.45\mu\text{m}$ 孔径的玻璃纤维滤膜(经马福炉 450°C 烘 5 个小时)在全玻璃过滤器上对样品进行预过滤, 为了避免样品吸附或污染, 弃掉最初的 200mL 左右的滤液。收集 80—100mL 滤液储存于 100mL 的氟化瓶中, 加入 3 滴优级纯的 HNO_3 酸化后于 $<4^\circ\text{C}$ 密封避光保存, 用于有机碳的测定; 取 800—1000mL 滤液储存于 1 L 的氟化瓶中, 用于切向流超滤。采用美国 Millipore 公司生产的小型 Labscale 切向流超滤系统(TFF 系统), 超滤膜的分子量截留为 500kD、5kD 和 1kD(1kD=1000 Dalton)。切向流超滤系统开始使用前, 用 0.1mol/L 的 NaOH 与 $18\text{M}\Omega$ 超纯水冲洗系统, 清洗后再用 100mL 左右的待处理样品循环 10—15min 对系统进行预平衡处理, 实验以超纯水作为空白测试。超滤过程中将预滤液分为四个部分, 分别为 500kD— $0.45\mu\text{m}$ 的大胶体浓缩液、5—500kD 的中胶体浓缩液、1—5kD 的小胶体浓缩液以及 $<1\text{kD}$ 的真溶液, 各个部分分别收集 80—100mL 于储存于 100mL 的氟化瓶中, 加入 3 滴优级纯的 HNO_3 酸化后于小于 4°C 密封避光保存, 用于有机碳的测定。

1.2 有机碳的测定和计算

本研究采用德国 ELEMETAR 公司生产的 liquid TOC II 型总有机碳分析仪测定预滤液、大胶体浓缩液、中胶体浓缩液、小胶体浓缩液以及真溶液中的有机碳含量。

水样中胶体有机碳浓度的根据下面的公式进行计算:

$$C_{c1}=(C_{r1}-C_u)/F \quad (1)$$

$$C_{c2}=(C_{r2}-C_{c1}-C_u)/F \quad (2)$$

$$C_{c3}=(C_{r3}-C_{c2}-C_{c1})/F \quad (3)$$

其中, C_u 为真溶液浓度, F 为浓缩系数(即: 预滤液的体积/浓缩液的体积), C_{c1} 、 C_{c2} 和 C_{c3} 分别代表小胶体有机碳、中胶体有机碳和大胶体有机碳浓度, C_{r1} 、 C_{r2} 和 C_{r3} 分别代表小胶体浓缩液、中胶体浓缩液和大胶体浓缩液的有机碳浓度。

样品有机碳的回收率 R , 由以下公式获得: $R=[C_u+C_{c1}+C_{c2}+C_{c3}]/C_d \times 100\%$; 式中: R 代表有机碳的回收率, C_d 为预滤液中有机碳浓度, 其余符号含义同前。

2 结果与讨论

2.1 空白试验和样品回收率

在系统空白实验中, 经测定循环前超纯水中有机碳浓度为 $15.83\mu\text{mol/L}$, 循环后超纯水中有机碳浓度为 $17.78\mu\text{mol/L}$, 较低的空白表明所用的切向超滤系统适用于有机碳的分离实验。而在样品超滤时, 在超滤膜表面同时发生着吸附和污染两个过程, 本实验中样品回收率在 81.06%—112.68% 之间, 平均为 93.42%, 表明超滤系统通过清洗, 在超滤过程中没有显著的污染或损失, 实验结果可以接受。

2.2 长江口水体中胶体有机碳含量

测试结果显示长江口水体中总溶解态有机碳含量 $240.02\mu\text{mol/L}$, 略高于 Wu 等(2007)1997—2003 年在长江口所获得的结果, 但略低于王江涛(1998)在吴淞口的测试值。表层水体中的胶体有机碳含量及其在总溶解态中所占的比例平均值分别为 $76.28\mu\text{mol/L}$ 和 31.78%, 这比王江涛(1998)在吴淞口测试的胶体有机碳含量 $197.8\mu\text{mol/L}$ 及其占总溶解有机碳的比例 59.8% 低。主要原因一方面可能是王江涛将粒径为 5kD — $0.7\mu\text{m}$ 的部分定义为胶体, 而大胶体有机碳浓度相对高于小胶体有机碳(Buffle *et al.*, 1995); 另一方面, 其研究结果是基于 20 世纪末, 由于流域自然与社会的巨大变化, 也可能存在较大的变异与差异。

表 1 是本研究获得的长江口水体与其他区域水体的胶体有机碳的含量对比。从表 1 可以看出, 长江口水体中胶体有机碳含量及其在总溶解态中所占的比例相对较高, 高于珠江口、罗纳河口、缅甸湾、钱塘江, 低于黄河口和南黄海。不同水体的胶体有机碳浓度差异大, 主要和胶体有机碳的来源差异有关。据研究, 浮游生物的生命活动和陆源物质的输入是水体中胶体有机碳浓度的主要来源(Wells *et al.*, 1991;

表 1 长江口水体的胶体有机碳含量同其他水体比较

Tab.1 Comparisons in colloidal organic carbon content between Changjiang(Yangtze) River estuary and other water bodies

水体	胶体操作定义	$C_c(\mu\text{mol/L})$	$C_c/C_d(\%)$
长江口	1kD—0.45 μm	43.16—113.89	16.30—48.43
珠江口(Dai <i>et al.</i> , 2000)	1kD—0.40 μm	4.90—87.00	2.50—32.70
罗纳河口(Dai <i>et al.</i> , 1995)	1kD—0.40 μm	7.42—43.75	8.19—30.43
黄河洛口(王江涛, 1998)	5kD—0.70 μm	186.80	81.70
钱塘江(王江涛, 1998)	5kD—0.70 μm	46.70	44.20
南黄海(李丽等, 1999)	1kD—0.45 μm	30.20—125.00	6.80—56.60
缅甸湾(Dai <i>et al.</i> , 2001)	1kD—1.00 μm	11.71—28.62	17.29—27.49
太湖(张战平等, 2006)	1kD—1.00 μm	149.17—170.83	8.11—22.13

Kpkay *et al.*, 1993)。由于长江流域面积大、人为活动干扰强烈,使得长江口陆源输入量较大,同时流域水生生态系统和河口地区浮游生物较为丰富,从而导致长江口水体中胶体有机碳浓度比珠江口和钱塘江等水体的胶体有机碳浓度高;而黄河流域植被覆盖率虽较长江流域低,但水土流失量大,造成陆源输入较大带来丰富的胶体物质,因而其胶体有机碳浓度高;南黄海作为一个半封闭的陆架浅海,接受了我国的黄河、长江以及韩国河流的大量的物质,海洋生态系统生产力高(Yang *et al.*, 2003),因而其胶体有机碳浓度也较高。长江口水体胶体有机碳浓度低于太湖,但胶体有机碳占总溶解有机碳的比例却高于太湖,主要原因是太湖周边陆地生态系统生产力高,基本封闭的浅水系统中水生生态系统生产力较高(包括浮游生物含量高)(张战平等, 2008),使得溶解有机碳和胶体有机碳较长江口高,而太湖风浪作用造成的强烈的再悬浮过程导致大量胶体通过絮凝、泥沙吸附等过程去除(张战平等, 2006),造成太湖水体胶体有机碳在溶解有机碳中所占比例低于长江口。

2.3 长江口水体中胶体有机碳季节变化

长江口水体中总溶解有机碳、胶体有机碳和真溶解有机碳的浓度列于表 2。由表 2 可见,长江口水体中总溶解有机碳含量在夏季最高(平均为 281.64 $\mu\text{mol/L}$),春季最低(平均为 201.86 $\mu\text{mol/L}$);真溶解态有机碳含量同样是夏季最高(平均为 200.84 $\mu\text{mol/L}$),占总溶解态

的 71.21%,但是冬季最低(平均为 136.93 $\mu\text{mol/L}$),仅占总溶解态的 56.92%;而胶体有机碳浓度总体上是冬季最高(平均为 103.63 $\mu\text{mol/L}$),占总溶解态 43.08%,夏季次之,而春季最低(平均为 56.92 $\mu\text{mol/L}$),占总溶解态 28.04%。造成总溶解有机碳在胶体态和真溶解态的分配存在季节差异的主要原因是长江流域输入长江口的物质存在着季节变化,以及长江口中的浮游生物量和生物活性在不同的季节也存在的差异。

河口水体中胶体有机碳的主要来源包括:真溶解态有机碳的凝聚、颗粒态的降解、浮游生物的代谢和分泌以及河流的输入等方面(Wang *et al.*, 2001; Aluwihare *et al.*, 1995),其主要的去除途径是分解为真溶解态、絮凝为颗粒态或被浮游生物所摄食等(Dai *et al.*, 1995; Wells *et al.*, 1994)。大量研究表明陆源输入是河口与海洋中胶体有机碳的主要来源,而碳氮比(C/N)是河口和海洋水体有机质来源判别的指标之一,比值越高代表其来源越偏于陆源(Guo *et al.*, 2004),长江口水体溶解 C/N 比值的季节变化如表 3 所示。

从表 3 可以看出总溶解态和真溶解态的 C/N 值并无明显的季节变化,而胶体态的 C/N 值的季节变化明显,表现为春夏季节低于秋冬季节,这与刘文臣等(1998)在东海研究的颗粒物的 C/N 结果一致。秋冬季节较高的 C/N 比值说明该季节陆源输入的胶体物质较春夏高。冬季长江流域植物的枯枝落叶在泛滥河床和冲击平原堆积,随着地表径流进入河流使得长江

表 2 长江口水体溶解有机碳含量

Tab.2 Dissolved organic carbon concentration in Changjiang(Yangtze) River estuary

采样季节	$C_d(\mu\text{mol/L})$	$C_c(\mu\text{mol/L})$	$C_t(\mu\text{mol/L})$	$C_c/C_d(\%)$
春季	171.92—241.04	124.68—188.06	43.16—92.97	21.98—42.09
夏季	256.51—303.27	172.22—248.39	48.38—100.83	16.30—33.25
秋季	220.57—259.28	145.43—197.74	51.76—75.70	21.15—34.23
冬季	234.41—248.76	121.28—144.73	93.52—113.89	39.75—48.43

表 3 长江口水体溶解态 C/N 比

Tab.3 C/N ratio of colloid in Changjiang(Yangtze) River estuary

采样季节	溶解态 C/N	真溶解态 C/N	胶体态 C/N
春季	0.78—1.20	0.51—1.04	1.15—2.87
夏季	0.98—1.20	0.83—1.10	1.04—2.90
秋季	0.93—1.05	0.65—0.82	4.73—12.17
冬季	0.88—1.12	0.49—0.74	2.51—10.02

口陆源输入大量增加(高全洲等, 2001), 加之冬季摄食水体中的胶体粒子的水生生物生物量和生物活性减弱, 这些原因的共同作用使得长江口冬季的胶体有机碳含量高于其他季节。夏、秋季节流域内农业生产活动活跃, 陆源有机碳含量的输入量虽然比较大, 但此季节雨量丰富径流量大, 较强的冲刷能力使得大量的矿物质也随着径流进入长江, 起到稀释的作用。春季万物复苏, 流域陆源有机碳含量输入较少, 浮游生物活动较强摄食量较大, 且流域内春讯雨量较大对水体中胶体有机碳浓度具有稀释作用, 因而春季的胶体有机碳含量较其他季节低。

长江水体胶体有机碳含量的季节变化在空间上的分布如图 2 所示。由图 2 可见, 近岸采样点(A 点和 G 点)胶体有机碳浓度的季节变化和其他采样点胶体有机碳浓度的季节变化差别较大, 主要原因可能是近岸点受近岸的湿地以及沿岸的人为活动的影响较大, 因而其季节变化和其他采样点的季节变化不一致。

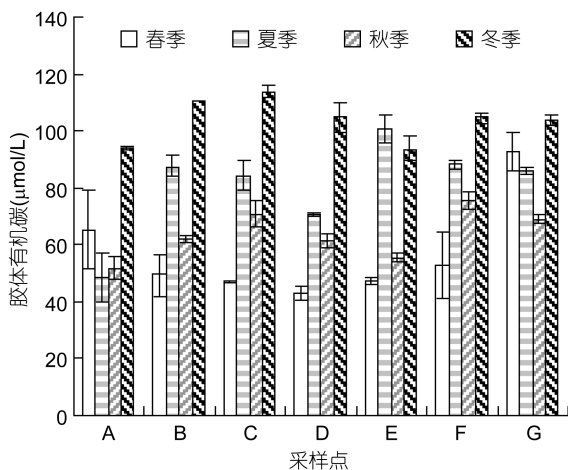


图 2 长江口水体胶体有机碳含量的季节变化

Fig.2 Seasonal variation of colloidal organic carbon in Changjiang(Yangtze) River estuary

2.4 长江口水体中不同分子量的胶体有机碳季节变化

长江口水体小胶体有机碳、中胶体有机碳和大胶体有机碳的季节变化在空间上的分布如图 3 所示。

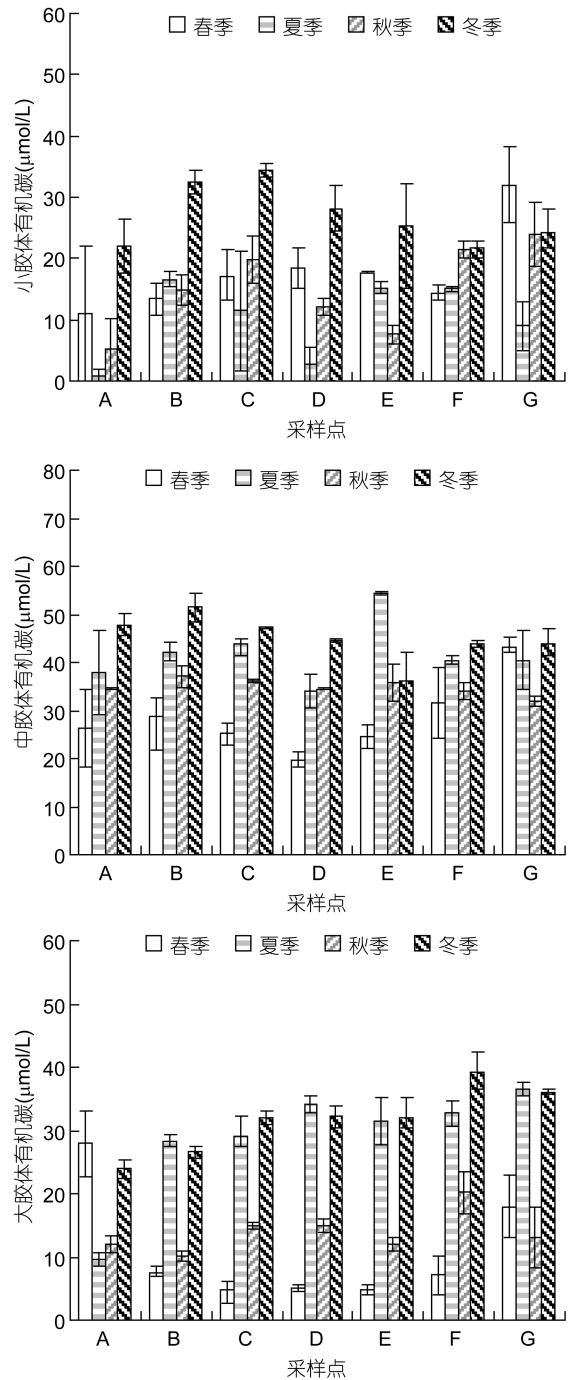


图 3 小胶体有机碳、中胶体有机碳和大胶体有机碳含量的季节变化

Fig.3 Seasonal variation of small colloidal, medium colloidal, and large colloidal organic carbon

从图 3 可知长江口水体中小胶体有机碳、中胶体有机碳和大胶体有机碳含量的季节分布与总胶体有机碳含量的季节分布较为相似, 均是冬季含量最高。长江口水体的小胶体有机碳、中胶体有机碳和大胶体有机碳的含量的平均值分别为: 春季 17.71、28.48 和

10.73; 夏季 10.15、41.84 和 28.79; 秋季 15.01、34.87 和 13.90; 冬季 26.90、45.03 和 31.70 $\mu\text{mol/L}$ 。小胶体有机碳、中胶体有机碳和大胶体有机碳占总胶体有机碳的比例分别为: 春季 31.71%、50.79%、17.50%; 夏季 11.59%、53.36%、35.06%; 秋季 22.64%、55.63%、21.74%; 冬季 25.86%、43.49%、30.65%。一年四季的中胶体有机碳浓度及其在总胶体有机碳中所占的比例均高于小胶体有机碳和大胶体有机碳所占的比例, 这可能是由于小胶体有机碳易被吸附与分解因而数量减少, 大胶体有机碳易絮凝与吸附成大颗粒进而沉淀, 而中胶体有机碳相对较为稳定在水体中含量较高(Moran *et al*, 1992)。春季和秋季小胶体有机碳浓度及其占总胶体有机碳的比例均高于大胶体有机碳, 而夏季和冬季则相反, 同时春季和秋季的总胶体有机碳含量及其在溶解有机碳所占比例同样均低于夏季和冬季, 这说明在夏季和冬季的水环境中真正溶解有机碳易于从真溶液中传递到小胶体继而向大胶体转移最后可能转为颗粒态而沉淀, 而在春季和秋季的水环境中有机碳在不同相之间的转换呈现相反的方向。

3 结论

长江口水体中溶解有机碳含量平均为 240.02 $\mu\text{mol/L}$, 其中胶体有机碳含量平均为 76.28 $\mu\text{mol/L}$, 占 31.78%。胶体有机碳浓度及其占溶解有机碳的比例较高的主要原因是长江流域面积大、人为活动强烈, 使得长江口陆源输入量较大, 同时河口地区本身浮游生物较为丰富也是原因之一。

不同季节长江径流量和陆源输入有较大的差异, 使得长江口胶体有机碳含量的季节变化明显, 表现为冬季含量最高, 夏季次之, 春季最低。空间上由于受到近岸的湿地以及沿岸的人为活动影响较大, 近岸站点的胶体有机碳浓度的季节变化和其他采样点的季节变化不一致。

胶体有机碳在不同分子量的分配上各个季节较为相近, 均表现为中胶体有机碳浓度高于其他分子量胶体有机碳, 而小胶体有机碳和大胶体有机碳浓度的差异, 在春季和秋季表现为小胶体有机碳浓度高于大胶体有机碳, 而夏季和冬季则相反。

参 考 文 献

王江涛, 1998. 黄河、长江和钱塘江水体中的胶体有机碳. 科学通报, 43(8): 840—843

- 刘文臣, 王荣, 李超伦, 1998. 东海颗粒物中的碳氮比. 海洋与湖沼, 29(5): 467—470
- 李丽, 张正斌, 刘莲生等, 1999. 南黄海胶体有机碳和溶解有机碳分布. 青岛海洋大学学报, 29(2): 321—324
- 张战平, 朱广伟, 孙小静等, 2008. 太湖典型湖区中胶体有机碳浓度的时空变化. 环境科学学报, 28(8): 1668—1673
- 张战平, 孙小静, 楼章华等, 2006. 太湖春季水体中的胶体有机碳含量及影响因素分析. 中国环境科学, 26(2): 166—170
- 林晶, 吴莹, 张经等, 2007. 长江有机碳通量的季节变化及三峡工程对其影响. 中国环境科学, 27(2): 246—249
- 高全洲, 沈承德, 孙彦敏等, 2001. 北江流域有机碳侵蚀通量的初步研究. 环境化学, 22(2): 12—18
- Aluwihare L I, Repeta D J, 1995. A comparison of the chemical characteristics of oceanic DOM and extracellular DOM produced by marine algae. Marine Ecology Progress Series, 186: 105—117
- Buffle J, Leppard G G, 1995. Characterization of aquatic colloids and macromolecules. 1. structure and behavior of colloidal material. Environ Sci Technol, 29(9): 2169—2175
- Dai M H, Martin J M, Cauwet G, 1995. The significance role of colloids in the transport and transformation of organic carbon and associated trace metals (Cd, Cu and Ni) in the Rhone delta (France). Marine Chemistry, 51: 159—175
- Dai M H, Martin J M, Hong H S *et al*, 2000. Preliminary study on the dissolved and colloidal organic carbon in the Zhujiang River estuary. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, 18(3): 265—273
- Dai M H, Benitez-Nelson C R, 2001. Colloidal organic carbon and ^{234}Th in the Gulf of Maine. Marine Chemistry, 74: 181—196
- Gueguen C, Belin C, Dominik J, 2002. Organic colloid separation in contrasting aquatic environments with tangential flow filtration. Water Research, 36: 1677—1684
- Guo L D, Tanaka T, Wang D L *et al*, 2004. Distributions, speciation and stable isotope composition of organic matter in the southern Bering Sea. Marine Chemistry, 91: 211—226
- Hedges J I, Keil R G, Benner R, 1997. What happens to terrestrial organic matter in the ocean? Organic Geochemistry, 27(5/6): 195—212
- Kpkay P E, Nivens E H, Milligan T G, 1993. Low molecular weight and colloidal DOC production during a phytoplankton bloom. Marine Ecology Progress Series, 100: 233—244
- Meybeck M, 1982. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. American Journal of Science, 282: 401—450
- Moran S B, Buesseler K O, 1992. Short residence time of colloids in the upper ocean estimated from ^{238}U - ^{234}Th disequilibrium. Nature, 359: 221—223
- Ran Y, Fu J M, Sheng G Y *et al*, 2000. Fraction and composition

- of colloidal and suspended particulate materials in rivers. *Chemosphere*, 41: 33—43
- Spitzky A, Ittekkot V, 1991. Dissolved and particulate organic matter in rivers. In: Mantoura R F C, Martin J M, Wollast R eds. *Ocean Margin Processes in Global Change*. John Wiley and Sons Ltd, NY: 5—17
- Stordal M C, Santschi P H, Gill G A, 1996. Colloid pumping: evidence for the coagulation process using natural colloids tagged with ^{203}Hg . *Environmental Science & Technology*, 30: 3335—3340
- Wang W X, Guo L D, 2001. Production of colloidal organic carbon and trace metals by phytoplankton decomposition. *Limnology and Oceanography*, 46: 278—286.
- Wells M L, Goldberg E D, 1991. Occurrence of small colloids in sea water. *Nature*, 353: 342—344
- Wells M L, Goldberg E D, 1994. The distribution of colloids in the North Atlantic and Southern oceans. *Limnology and Oceanography*, 39: 286—302
- Wu Y, Zhang J, Liu S M *et al*, 2007. Sources and distribution of carbon within the Yangtze River system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71: 13—25
- Yang S Y, Jung H S, Lim D I *et al*, 2003. A review on the provenance discrimination of sediments in the Yellow Sea. *Earth Science Review*, 63(1—2): 93—120

SEASONAL VARIATION OF COLLOIDAL ORGANIC CARBON IN CHANGJIANG (YANGTZE) RIVER ESTUARY

HUANG Wen-Dan^{1,2}, ZHOU Li-Min¹, ZHENG Xiang-Min¹

(1. *Key Laboratory of Geo-information Science of Ministry of Education, East China Normal University, Shanghai 200062, China*; 2. *Fujian Provincial Academy of Environmental Science, Fuzhou 350013, China.*)

Abstract To understand seasonal variation of colloidal organic carbon in Changjiang (Yangtze) River estuary, water samples were collected seasonally in March, July, November, and December in 2009. Colloids were isolated by mini tangential flow ultrafiltration at membrane pore-sizes of 500, 5, and 1 kD (1 kD=1000 Daltons), representing large, medium, and small size groups, respectively, and the concentration of organic carbon was tested by TOC II. The results reveal significant seasonal variation of colloidal organic carbon in the estuary, and the order of the concentration is winter > summer > autumn > spring. The order may be explained that in the winter, terrestrial input increased, while aquatic biomass and biological activity decreased, and hence the concentration of colloidal organic carbon peaked during the year. However, in the spring, terrigenous organic carbon reduced, while rainfall increased causing dilution, making the lowest concentrations in the spring. The seasonal changes of colloidal organic carbon are similar to each other of different molecular weights, and the medium-sized colloidal organic carbon concentration occupied more proportion than small- and large-size groups in all seasons. The high content of organic carbon in the estuary and the seasonal change are important to organic carbon flux and biogeochemical cycles in the estuary region.

Key words colloidal organic carbon; seasonal variation; mini tangential flow ultrafiltration; Changjiang (Yangtze) River estuary