

多溴联苯醚(PBDEs)在珠江口水体中的分布与分配

罗孝俊, 余梅, 麦碧娴*, 陈社军

有机地球化学国家重点实验室, 中国科学院广州地球化学研究所, 广州 510640

* 联系人, E-mail: nancymai@gig.ac.cn

2007-08-30 收稿, 2007-11-29 接受

国家重点基础研究发展计划(批准号: 2003CB415002)和国家自然科学基金(批准号: 40525012, 20507018, 40632012)资助项目

摘要 对珠江口水体溶解相及颗粒相多溴联苯醚(PBDEs)的时空、垂向分布及其在两相间的分配进行了初步研究. 结果表明, PBDEs在水体中的分布随采样季节的变化显示出明显的差异性. 5月以冲淡海水为主的水体 PBDEs 浓度明显低于10月以新输入河流淡水为主的水体 PBDEs 浓度. 10月样品的空间分布表明河流径流输入是伶仃洋内 PBDEs 的主要来源, 其中溶解有机碳含量可能是水体中 PBDEs 含量的主要控制因素. 5月冲淡海水 PBDEs 的空间和垂向分布相对均一, 颗粒物含量是水体中 PBDEs 含量的主要控制因素. 溶解有机碳含量、颗粒态有机碳含量对 PBDE 在两相中的分布与分配都有一定作用, 但随水体性质不同存在一定差异.

关键词

多溴联苯醚(PBDEs)
珠江口
溶解态
颗粒态
分配

多溴联苯醚(PBDEs)是一类广泛应用于塑料、纺织、电器设备如电视机、电脑等物品中的阻燃剂^[1]. 最近的研究表明, PBDEs具有持久性、生物可富集性及对生物和人体产生负面效应等持久性有机污染物(POPs)的特性^[2,3]. 关于PBDEs的环境行为及其对生态环境的影响是近年环境科学持续关注的问题之一. 我国是PBDEs生产和使用大国, 珠江三角洲地区不仅拥有世界上最大的电子产品生产基地, 还存在大规模的电子垃圾处理回收活动, 这势必增加该地区对PBDEs暴露的风险. 伶仃洋河口是珠江携带污染物的主要容纳场所, 关于该河口的沉积物、水生生物中的PBDEs研究已有一些报道^[4-7], 但关于该区域水体中PBDEs的分布状况、控制因素的研究还少有报道^[8]. 本研究于珠江丰水期和枯水期分别采集伶仃洋河口 3 个水柱样品, 测定了水体中PBDEs的含量. 其主要目的是了解PBDEs在珠江河口水体中的时空、垂向分布及在溶解相与颗粒相间的分配和可能的控制因素.

1 材料与方法

() 样品采集与前处理. 于 2005 年 5 月和 10

月在珠江口内伶仃洋 3 个站点(具体站位见图 1)分别采集上、中、下层水. 上层水采自表层以下 0.5 m, 中层水采自水深 1/2 处, 下层水采自离表层沉积物 0.5 m 高处. 采样设备为不锈钢潜水泵. 采样体积约 50 L. 现场测定水体盐度. 另取 1 L 水用于测定水体悬浮颗粒物(SPM)、颗粒物有机碳(POC)和溶解有机碳(DOC)的含量. 样品具体信息见表 1.

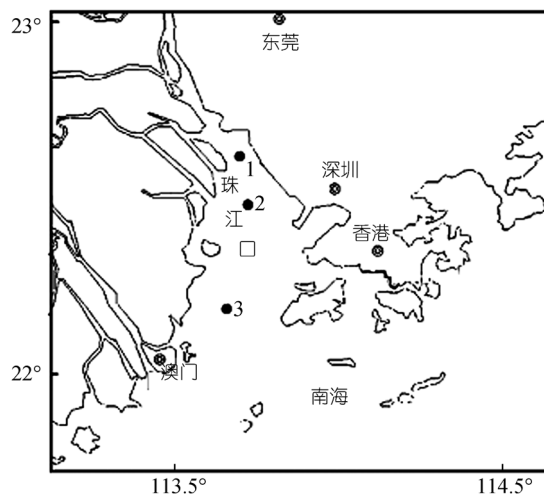


图 1 采样位置图

表1 样品基本信息

样品	经度	纬度/m	深度/m	盐度(‰)	体积/L	颗粒物/g	SPM/mg·L ⁻¹	DOC/mg·L ⁻¹	POC(%)
2005/5									
1-上	113°44.98'	22°37.08'	0.5	4.0	54.0	1.9	36	1.48	1.11
1-中			4.7	6.0	54.7	1.1	19	1.37	1.10
1-下			9.0	9.0	55.0	3.6	65	1.26	0.88
2-上	113°46.07'	22°29.91'	0.5	15	53.8	2.2	42	1.10	1.06
2-中			3.7	14	52.5	2.9	56	1.09	0.89
2-下			6.0	15	45.0	3.9	86	1.11	0.66
3-上	113°43.87'	22°17.26'	0.5	10	53.5	6.8	128	1.27	0.61
3-中			3.0	12	47.9	8.7	182	1.27	0.59
3-下			5.5	15	52.9	18.1	342	1.20	0.95
2005/10									
1-上	113°44.98'	22°37.08'	0.5	2.5	53.1	0.6	12	1.47	1.37
1-中			4.7	2.5	56.7	0.9	16	1.51	1.05
1-下			9.0	3.0	43.3	0.9	21	1.55	0.96
2-上	113°46.07'	22°29.91'	0.5	3.0	44.5	1.0	23	1.43	0.99
2-中			3.7	3.0	55.7	1.1	19	1.50	1.11
2-下			6.0	3.0	53.4	1.4	27	1.39	1.09
3-上	113°43.87'	22°17.26'	0.5	3.0	54.7	1.9	35	1.27	1.09
3-中			3.0	3.0	58.0	2.4	42	1.26	1.07
3-下			5.5	3.0	56.0	4.8	86	1.31	0.99

样品预处理方法见参考文献[9]。水样经 0.7 μm 孔径玻璃纤维滤膜过滤分离溶解相与颗粒相。滤液用 XAD2 和 XAD4 的混合树脂柱(质量比 1:1)富集有机组分, 添加回收率指示物(¹³C-PCB141 和 PCB209), 然后依次用 50 mL 甲醇和二氯甲烷淋洗树脂柱。淋洗后的混合树脂用 2:1(体积比)的二氯甲烷、甲醇混合溶液超声萃取 3 次, 每次 100 mL。将超声液和淋洗液合并, 加入与甲醇等量的饱和氯化钠溶液, 用 50 mL 二氯甲烷反相萃取 3 次。萃取液过无水硫酸钠小柱除去水分后旋转蒸发并置换溶剂为正己烷, 定量转移至多级复合硅胶/氧化铝层析柱。复合柱采用湿法装柱, 从柱底部到顶部依次装入 6 cm 氧化铝、2 cm 中性硅胶、5 cm 碱性硅胶、2 cm 中性硅胶和 8 cm 酸性硅胶。用 70 mL 正己烷/二氯甲烷(1:1, 体积比)洗脱, 洗脱液旋转浓缩为 1 mL, 转移到 1.8 mL 小瓶(Wheaton, USA), 定容为 50 μL, 加内标(¹³C-PCB208, 10 μL×200 ng·mL⁻¹)进行仪器分析。颗粒物经冷冻干燥、称重并添加回收率指示物后, 用 200 mL 的丙酮/正己烷(1:1 体积比)索氏抽提 48 h。提取液中加入活性铜片除硫。抽提液经旋转蒸发浓缩后转移至多级复合硅胶/氧化铝柱分离纯化。最后定容为 200 μL。

SPM 含量用过滤前后滤纸质量的差别计算。颗粒物经盐酸酸化除去无机碳酸盐后经元素分析仪(Elementar Vario EL)测定 POC 含量。DOC 含量用岛

津 TOC-VCPH 仪器测定。

() 仪器分析与质量控制和保证。PBDEs 测定采用岛津气相色谱-质谱联用仪(Shimadzu GCMS-QP2010), 负化学离子源(NCI), 选择离子监测模式。三-七溴联苯醚采用的色谱柱为 DB-XLB (30 m×0.25 mm×0.25 μm, J&W Scientific), 十溴联苯醚的定量分析采用 12.5 m 色谱柱(CP-Sil 13 CB, Varian)。具体的仪器条件参见文献[10]。

定量分析采用内标法和 5 点校正曲线法进行, 每条校正曲线的相关因子均大于 0.99。仪器检测限以 3 倍信噪比计算, 以 50 L 水为基准, 其溶解态的方法检测限为 0.02~4.34 pg/L。颗粒物以 2 g 为基准, 其方法检测限为: 2.2~108 pg/g。每 10 个样品进行一个实验空白, 结果显示实验空白样品所有 PBDEs 单体均低于检测限。样品中回收率指示物 ¹³C-PCB141 和 PCB209 的平均回收率分别为 81%±13%和 86%±15%。

2 结果与讨论

2.1 水体的物理化学性质

5 月水样比 10 月水样具有高的盐度和 SPM 含量, 以及相对低的 DOC 含量和 POC 含量(表 1)。这种水体性质的差异既有季节性因素也有潮汐作用的影响。5 月是珠江的丰水期, 大的河水径流带来粗粒径的颗粒物, 一方面增加了 SPM 含量, 同时也降低了 POC

含量. 5 月样品采于涨潮期, 整个伶仃洋以冲淡海水为主, 水体具有较高的盐度和相对低的 DOC 含量. 10 月采样时, 珠江径流量降低, 粗粒径的颗粒物减少, SPM 降低, 但 POC 增加. 10 月样品采于退潮期, 伶仃洋水体以河水为主, 水体盐度低, DOC 含量高.

2.2 水体中 PBDE 的时空与垂向分布特征

本研究检测了 BDE28, 47, 99, 100, 153, 154, 183 及 BDE209 共 8 个 PBDE 同系物. 各同系物在溶解相及颗粒相中的浓度见表 2. 5 月样品中 BDE47 和 BDE99

在全部溶解相样品中被检出, BDE28, 100, 153, 154 在部分样品中被检出, BDE183 和 BDE209 未检出; 颗粒相中, 除 BDE183 在两个样品中未被检出外, 其他同系物在所有样品中均被检出. 10 月样品溶解相除 BDE209 外, 其他同系物在全部样品中均被检出; 颗粒相中, BDE183 未检出, BDE28, 154 检出频率低于 50%; 在所有样品中至少有一个 PBDE 同系物未被检出. 5 月样品中 Σ PBDEs (BDE28, 47, 99, 100, 153, 154 及 BDE183 之和) 及 BDE209 的浓度 (溶解态与颗

表 2 多溴联苯醚(PBDEs)在水体溶解相和颗粒相中的浓度($\mu\text{g/L}$)

		BDE28	BDE47	BDE100	BDE99	BDE154	BDE153	BDE183	Σ PBDEs	BDE209
2005/5										
1-上	溶解相	nd ^{a)}	5.1	1.3	4.8	1.0	nd	nd	12.2	nd
1-中		nd	4.9	0.9	5.0	1.1	0.4	nd	12.2	nd
1-下		nd	3.2	1.1	3.6	1.5	1.3	nd	10.7	nd
2-上		0.8	3.3	nd	3.5	1.0	0.4	nd	9.0	nd
2-中		1.9	4.9	nd	4.4	nd	nd	nd	11.2	nd
2-下		4.2	7.4	nd	5.9	nd	nd	nd	17.6	nd
3-上		nd	6.1	1.1	8.3	2.2	nd	nd	17.7	nd
3-中		nd	4.8	nd	8.0	1.6	nd	nd	14.5	nd
3-下		nd	7.0	1.4	8.6	nd	nd	nd	17.0	nd
1-上	颗粒相	0.7	4.5	0.8	4.2	0.9	0.8	2.0	13.9	76
1-中		0.5	4.4	0.9	5.1	0.7	1.1	1.3	13.9	944
1-下		0.6	6.4	1.1	6.0	0.8	1.4	1.7	18.0	743
2-上		0.7	6.9	1.5	6.4	0.9	1.5	nd	17.9	194
2-中		0.9	6.4	1.7	6.5	1.5	2.2	2.9	22.0	504
2-下		1.0	9.0	1.5	8.3	1.3	1.8	2.8	25.7	823
3-上		1.1	10.3	1.3	8.3	1.5	1.9	nd	24.4	2585
3-中		1.6	16.5	3.3	13.3	2.7	3.9	4.1	45.5	3721
3-下		2.6	27.9	4.5	23.0	3.7	6.4	9.5	77.6	5693
2005/10										
1-上	溶解相	20.0	63.8	7.9	23.9	2.5	4.6	4.8	127.6	nd
1-中		25.8	41.3	3.8	16.0	1.6	3.6	3.9	96.1	nd
1-下		nd	43.1	4.8	15.5	2.0	3.7	5.1	74.2	nd
2-上		nd	40.8	5.0	18.6	1.8	3.0	3.9	73.1	nd
2-中		nd	29.1	3.5	12.3	2.4	3.0	3.8	54.0	nd
2-下		nd	31.3	2.3	10.9	1.5	2.0	2.2	50.2	nd
3-上		5.1	19.7	2.0	13.9	2.1	3.3	3.2	49.3	nd
3-中		3.3	21.9	2.3	11.5	1.3	1.9	1.3	43.5	nd
3-下		4.4	33.1	2.2	11.7	1.2	2.0	2.0	56.6	nd
1-上	颗粒相	1.1	14.7	3.2	10.2	nd	nd	nd	29.3	792
1-中		1.1	14.8	4.2	8.2	2.1	4.6	nd	35.1	606
1-下		1.2	16.1	2.8	9.4	nd	3.7	nd	33.3	1117
2-上		nd	15.4	2.9	9.8	nd	4.5	nd	32.6	528
2-中		nd	10.6	2.0	5.9	5.7	4.1	nd	28.3	1758
2-下		0.9	10.5	1.9	7.9	nd	nd	nd	21.3	1290
3-上		nd	13.5	2.7	7.8	nd	4.2	nd	28.1	1789
3-中		nd	12.5	2.2	6.4	nd	3.8	nd	24.9	1674
3-下		nd	10.4	2.7	9.3	nd	3.9	nd	26.2	2899

a) nd 表示未检出

粒态之和)范围分别为 26.1~94.6 pg/L和 76~5693 pg/L. 10月样品相对应的PBDEs浓度范围为 71.4~156.9 pg/L和 606~2899 pg/L. 除水柱3因5月样品颗粒物浓度高使水体PBDEs的浓度稍高于10月样品外,其他两个水柱中10月样品PBDEs浓度明显高于5月样品. 水体物理化学性质是造成这种PBDE浓度季度变化及两相中各同系物检出频率差异的主要原因. 如上所述,5月是珠江水系丰水期,采样时又值涨潮,大量的降水及海水使水体PBDEs的浓度受到稀释,也导致溶解相中相当多的PBDE同系物未被检出;而大的径流带来的大量SPM使PBDE各同系物均能在颗粒物中被检出. 10月样品主要来自于河水,河流带来的PBDEs未受到雨水及海水的稀释作用,因此,溶解相中PBDE被普遍检出. 同时由于颗粒物含量降低,方法检测限相应降低,因而颗粒物样品中PBDE被检出的频率降低. 这种有机污染物浓度随季节及涨落潮的变化而变化的情况在其他持久性有机污染物上也有同样的表现^[11]. 这些初步的结果表明在河口区域,水体中有机污染物的分布除季节性因素外,潮汐作用也是一个重要控制因素.

图2为3个水柱中溶解相及颗粒相PBDE的垂直分布情况. 为表述颗粒物PBDE的污染状况,颗粒物中PBDE的浓度为颗粒物质量归一化后的浓度(pg/g). 5月样品无论是颗粒相还是溶解相,ΣPBDEs在3个水柱中的垂向分布没有明显的规律(图2(a), (b)). 上、中、下水层ΣPBDEs的相对偏差小于20%. 3个水柱空间分布显示出3#水柱>2#水柱>1#水柱的特点(表2), SPM含量的差别是导致这种分布的主要原因. 从表1可见,3#水柱SPM含量显著高于2#水柱和1#水柱. SPM含量的升高一方面增加了水中颗粒态PBDE的含量,另一方面也导致透过滤膜的小颗粒物含量的增加,使溶解态PBDE的含量也相应增加. 10月样品ΣPBDEs在3个水柱中的垂向分布无论是颗粒相还是溶解相都显示从上层到下层浓度逐渐降低的特点(图2(a), (b)), 这表明上层水体应是PBDEs的主要来源. 空间分布上ΣPBDEs的浓度呈现出1#水柱>2#水柱>3#水柱的特点,这种空间分布表明河流径流是PBDEs的主要输入源. BDE209的垂向分布与ΣPBDEs的垂向分布特点不一致,5月样品BDE209在3个水柱都表现出底层浓度高于表层浓度(图2(c)),这可能表明沉积物的再悬浮可能是水体中BDE209的主要来源;10月样品BDE209的垂向分布未见明显规律,主要原因

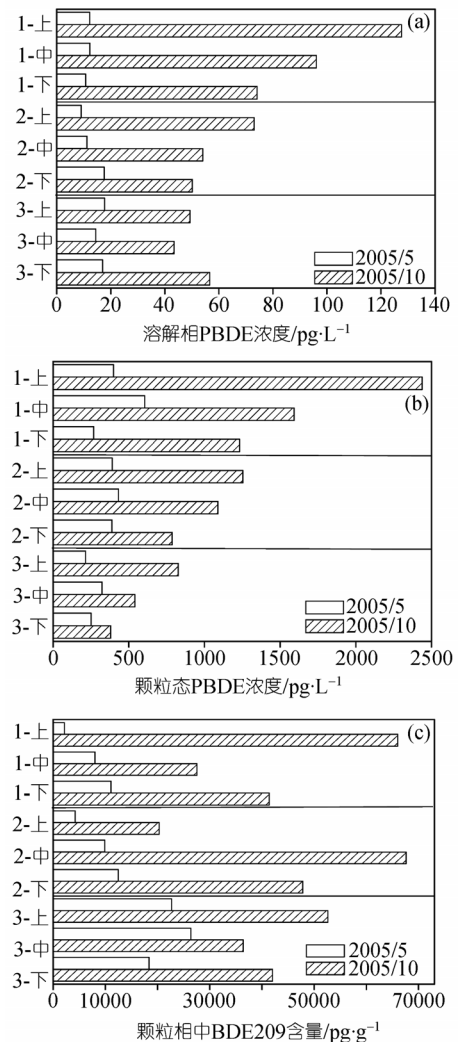


图2 溶解相与颗粒相PBDE的空间分布与垂向分布

可能是由于颗粒物含量太低造成BDE209测量上的不确定性太高所致.

2.3 与其他地方的比较

迄今为止关于水体中PBDE的浓度数据还少有报道. 在San Francisco湾, Oros等人^[12]测得水体中PBDE的总含量(包括溶解相和颗粒相)为0.2~513 pg/L, BDE47, BDE99和BDE209是主要被检测组分. 在Michigan湖水体^[13], BDE47, 66, 99和100在溶解相中被检出, 其平均浓度为18 pg/L. 颗粒相中BDE47, BDE99和BDE100被检出, 其平均浓度为3.1pg/L. 这些值均低于本研究的价值. 在土耳其Izmir湾, Cetin等^[14]共检测了BDE28, 47, 99, 100, 153, 154和209共7种同系物, 其溶解相平均浓度夏季为2.12

pg/L, 冬季为 87 pg/L. 颗粒相平均浓度夏季为 271 pg/L, 冬季为 479 pg/L. 不考虑 BDE209(溶解相夏季平均为 89 pg/L, 冬季 54 pg/L; 颗粒相夏季为 157 pg/L, 冬季为 443 pg/L), 该区域 PBDE 浓度与本研究的值大致相当. 但 BDE209 则明显低于本报道值. 在香港邻近海域, Wurl 等人^[8]测得 5 个站点表层水 PBDE(包含 BDE28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, 209)浓度范围为未检出~97.8 pg/L, 表面水膜中 PBDE 浓度为 71~297 pg/L. 由于 BDE209 在该研究中未检测出, 因此其报道的浓度范围与本研究报道的基本一致.

2.4 PBDE 在溶解相与颗粒相中的分布与分配

两个季节 PBDEs 在溶解相与颗粒相中的分布存在一定的差异. 5 月样品颗粒相 PBDE 含量占总 PBDE 含量的 53%~82%, 表明水体中的 PBDE 主要存在于颗粒物中; 10 月样品颗粒相 PBDE 含量只占总 PBDE 含量的 19%~36%, PBDE 主要存在于溶解相中. Wurl 等人^[8]对香港水域表层水的测定结果表明 PBDE 主要存在于溶解相. 土耳其 Izmir 湾^[14]水体中颗粒相 PBDE 含量占总 PBDE 含量的 50%~53%. 而 San Francisco 湾^[12]约 78%~93% 的 PBDEs 存在于颗粒相中. 在 Michigan 湖^[13], 颗粒相 PBDE 含量占总 PBDE 含量低于 20%. 这种分布表明 PBDEs 在水相与颗粒相中的分布并不存在固定模式, 而是随水体性质变化而变化. SPM 含量、水体 DOC 含量及水体盐度可能是主要的影响因素. 5 月样品 SPM 含量是 10 月样品的 2~3 倍, 高 SPM 含量增加了颗粒相 PBDEs 占水体总 PBDE 含量的份额. 此外, 5 月份以冲淡海水为主, 相对高的盐度和低的 DOC 含量导致溶解相 PBDE 含量降低.

为探讨 PBDEs 在溶解相与颗粒相间分布规律的

控制因素, 将 Σ PBDEs 浓度与水体的物理化学性质 (SPM 含量, 盐度, DOC 含量, POC 含量) 之间的关系进行了分析. 5 月水体 PBDE 与 SPM 含量呈显著正相关关系 ($r = 0.98, P = 0.00$). 10 月样品 Σ PBDEs(颗粒相和溶解相总和)与 SPM 含量负相关 ($r = -0.56, P = 0.114$), 而与 DOC 含量正相关 ($r = 0.63, P = 0.067$). 这表明两个季节控制水体 Σ PBDE 浓度的因素是不同的, 5 月样品 SPM 是主要控制因素; 10 月 DOC 含量成为主要控制因素. 溶解相 PBDE 含量与 DOC 含量间的相关分析表明, 10 月样品溶解相 PBDE 含量与 DOC 含量呈显著正相关 ($r = 0.59, P = 0.05$), 5 月样品溶解相 PBDE 含量与 DOC 含量不存在相关性(图 3(a)). 5 月样品溶解相 PBDE 含量与盐度存在一定正相关, 但并不具有统计学意义 ($P > 0.05$). 颗粒相 PBDE 含量与 POC 含量间的相关分析表明, 两个季节两者之间都存在一定正相关性(5 月: $r = 0.55, P = 0.12$; 10 月: $r = 0.66, P = 0.05$). 但 10 月份样品的显著性相关是由 1# 水柱表层水具有较高 POC 含量及 PBDE 含量而引起的, 如果剔除这一点, 则颗粒相 PBDE 与 POC 含量之间呈现负相关 ($r = -0.15, P = 0.72$)(图 3(b)). 这一结果表明两个采样季节 PBDE 在溶解相和颗粒相中的分配可能存在差异. PBDEs 是强疏水性有机物(辛醇/水分配系数 $> 10^5$), 如果分配达到或接近平衡时, POC 含量较高的颗粒物应富集更多的 PBDEs. 对 BDE47, BDE99 和 BDE153 在两个季节溶解相与颗粒相间分配系数的计算(结果见图 4)验证了上面的假设. 从图 4 可见, 5 月样品 BDE47, BDE99 和 BDE153 的分配系数均高于 10 月样品. 这也表明, 5 月样品水体中 PBDEs 主要受控于 SPM, 不仅仅是因为 SPM 的高含量, 高的相间分配系数也是重要原因. 5 月样品相对较高的盐度及低的 DOC 含量可能是导致较高分配系

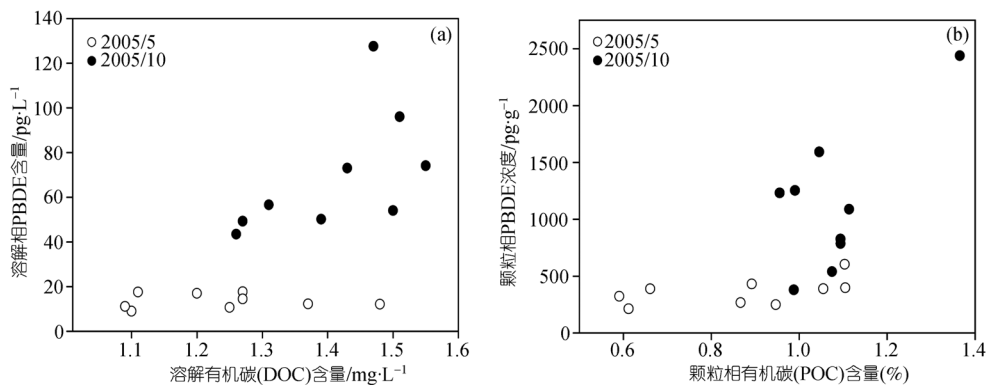


图 3 溶解相 PBDEs 与 DOC 及颗粒相 PBDEs 与 POC 的关系

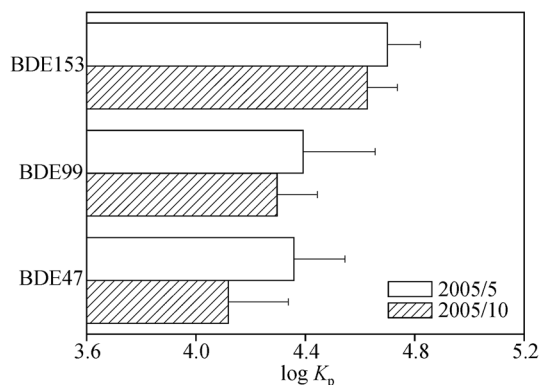


图4 3个代表性PBDE单体在溶解相与颗粒相间的分配系数

数的原因。此外，PBDEs在水体中的滞留时间也可能是一个重要因素。5月样品以冲淡水为主，河水与海水已经充分混合，PBDEs在水体中的相对滞留时间长。10月样品以新输入的河水为主，PBDE滞留时间短，其分配过程可能还远未结束。两季节样品颗粒态有机质组成的差别也可能是造成这种分配系数差异的原因，

这需要对颗粒有机质组成进行进一步的分析。

3 结论

伶仃洋海域水体中PBDE含量随季节和水体性质的不同呈现出一定的差异性。在5月所采以冲淡水为主的水体中，由于雨水及海水的稀释作用，PBDE含量较低。同时，由于高盐度和较长滞留时间的影响，PBDE在溶解相和颗粒相间的分配系数高于10月样品。加上较高的SPM含量，使更多的PBDE存在于颗粒相中，SPM含量成为控制水体中PBDE的主要因素。10月所采以河水为主的水体样品由于缺少雨水和海水的稀释作用，PBDE含量高于5月所采样品，在空间分布上呈现明显的随河口方向距离增加PBDE浓度降低的趋势，垂向上呈现从表层向底层PBDE含量逐渐降低的趋势。PBDE在两相中的分配系数要小于5月所采样品，由于较少的SPM含量及相对小的分配系数，PBDE主要存在于溶解相中。DOC含量和POC含量对PBDE在溶解相和颗粒相中的分布都有一定影响，但随水体性质的不同这种影响存在较大差别。

参考文献

- Renner R. What fate for brominated flame retardants? *Environ Sci Technol*, 2002, 34(9): 223A—226A
- de Wit C A. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere*, 2002, 46(5): 583—624 [DOI](#)
- McDonald T A. A perspective on the potential health risks of PBDEs. *Chemosphere*, 2002, 46(5): 745—755 [DOI](#)
- Mai B X, Chen S J, Luo X J, et al. Distribution of polybrominated diphenyl ethers in sediments of the Pearl River Delta and adjacent South China Sea. *Environ Sci Technol*, 2005, 39(10): 3521—3527 [DOI](#)
- Xiang C H, Luo X J, Chen S J, et al. Polybrominated diphenyl ethers in biota and sediments of the Pearl River Estuary, South China. *Environ Toxicol Chem*, 2007, 26(4): 616—623 [DOI](#)
- Liu Y, Zheng G J, Yu H, et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in sediments and mussel tissues from Hong Kong marine waters. *Mar Pollut Bull*, 2005, 50(11): 1173—1184 [DOI](#)
- Zheng G J, Martin M, Richardson B J, et al. Concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Pearl River Delta sediments. *Mar Pollut Bull*, 2004, 49(5-6): 514—524 [DOI](#)
- Wurl O, Lam P K S, Obbard, J P. Occurrence and distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the dissolved and suspended phases of the sea-surface microlayer and seawater in Hong Kong, China. *Chemosphere*, 2006, 65(9): 1660—1666 [DOI](#)
- Luo X J, Mai B X, Yang Q S, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organochlorine pesticides in water columns from the Pearl River and the Macao harbor in the Pearl River Delta in South China. *Mar Pollut Bull*, 2004, 48(11-12): 1102—1115 [DOI](#)
- 陈社军, 麦碧嫻, 曾永平, 等. 沉积物中多溴联苯醚的测定. *环境化学*, 2005, 24(4): 474—477
- Yu M, Luo X J, Chen S J, et al. Organochlorine pesticides in the surface water and sediments of the Pearl River estuary, South China. *Environ Toxicol Chem*, 2008, 27(1): 10—17 [DOI](#)
- Oros D R, Hoover D, Rodigari F, et al. Levels and distribution of polybrominated diphenyl ethers in water, surface sediments, and bivalves from the San Francisco Estuary. *Environ Sci Technol*, 2005, 39(1): 33—41 [DOI](#)
- Streets S S, Henderson S A, Stoner A D, et al. Partitioning and bioaccumulation of PBDEs and PCBs in Lake Michigan. *Environ Sci Technol*, 2006, 40(23): 7263—7269 [DOI](#)
- Cetin B, Odabasi M. Air-water exchange and dry deposition of polybrominated diphenyl ethers at a coastal site in Izmir Bay, Turkey. *Environ Sci Technol*, 2007, 41(3): 785—791 [DOI](#)