

被动采样技术在测定沉积物中有机污染物的 生物可利用性和毒性中的研究进展

李慧珍^{1,2}, 游静^{1*}

(1. 中国科学院广州地球化学研究所, 广东 广州 510640; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要:综述了被动采样技术作为仿生萃取方法在测定沉积物中有机污染物的生物可利用性和毒性中的应用。对比了半渗透膜装置、聚乙烯膜装置、聚甲醛树脂萃取和固相微萃取这些常见被动采样技术在使用过程中的优缺点,并针对被动采样技术应用中的问题,提出可能的解决手段和研究需求。

关键词:被动采样技术;生物可利用性;毒性;沉积物风险评价

中图分类号:O658 **文献标识码:**A **文章编号:**1000-8713(2013)07-0620-06

Advances in using passive sampling techniques to measure bioavailability and toxicity of organic contaminants in sediment

LI Huizhen^{1,2}, YOU Jing^{1*}

(1. Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China;
2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Passive sampling techniques have been used as biomimetic extraction methods to measure the bioavailability and toxicity of organic contaminants in sediment. The advantages and disadvantages of the commonly used passive samplers including semi-permeable membrane device, polyethylene device, polyoxymethylene and solid-phase microextraction are reported. The challenges of using passive samplers in sediment risk assessment are discussed, and the possible solutions and future studies are also proposed.

Key words: passive sampling techniques; bioavailability; toxicity; sediment risk assessment

水体沉积物是环境中疏水性有机污染物最主要的汇,而准确分析沉积物中污染物的暴露水平对沉积物风险评价至关重要。沉积物基质复杂,除总有机碳含量之外,沉积物粒径分布^[1]和有机碳种类等^[2,3]都可能改变其中有机污染物的生物可利用性,进而影响其生物积累和毒性效应。因此,准确测定沉积物中有机污染物的生物可利用性并将其结合到风险评价中具有重要意义^[4]。

生物可利用性是指污染物在一定时间内能够穿过生物膜而被生物利用的部分^[5]。沉积物中有机污染物的生物可利用性与其在沉积物孔隙水中的自由溶解浓度相关^[6]。生物可利用性的常用测定方法包括平衡分配理论等数学模型预测^[7]、生物测试和采用化学方法的仿生萃取。数学模型建立在多种

假设的基础上,难以准确反映实际暴露情况,误差较大^[8]。生物测试可获得污染物在生物体内浓度和生物-沉积物累积因子(biota-sediment accumulation factor, BSAF)等指标,是生物可利用性的最直观表达;但因其实验周期长、耗费大、实验精度较低,导致该方法在大规模风险评价中的应用受到限制。仿生萃取法因操作简捷、价格低廉,已成为生物可利用性测定的重要手段,其主要包括被动采样技术和吸附-解吸模拟技术^[6,9]。被动采样技术通过分析沉积物中污染物的逸度(常用污染物在孔隙水中自由溶解浓度表达)推断其生物可利用性,获得污染物在生物体内的积累量。之后,可进一步通过污染物的生物体内浓度和产生毒性效应的阈值之间的关系,进行毒性效应的预测。

* 通讯联系人. Tel: (020)85291497, E-mail: youjing@gig.ac.cn.

基金项目:国家自然科学基金项目(41222024,41273120).

收稿日期:2013-05-06

本文综述了近年来被动采样技术在预测沉积物中有机污染物的生物可利用性和毒性中的应用,并讨论了被动采样技术在使用过程中问题、解决方案和研究需求,最后对其在沉积物风险评价中的应用进行了展望。

1 被动采样技术在生物可利用性和毒性测定方面的应用

被动采样是指利用两相(例如沉积物孔隙水和被动采样器)间化学势能梯度产生的污染物从一相(沉积物孔隙水)向另一相(被动采样器)的扩散测定污染物逸度的平衡采样技术^[10]。被动采样技术无需动力输入,集样品采集、分离、浓缩甚至分析于一体,可实现少(零)溶剂操作,被称为“绿色化学分析方法”。被动采样过程可用一级一室动力学模型描述,其测定主要分为平衡被动采样和动力学控制采样两种方式。平衡被动采样要求孔隙水和采样器之间达到平衡分配,通常需多点采样以确认平衡状态。在平衡条件下,利用采样器上污染物浓度和采样器-水平衡分配系数(K_{sw})推断污染物的自由溶解浓度(即生物可利用浓度)进而估算污染物在生物体内积累量和生物可利用性。通过被动采样技术可建立自由溶解浓度与生物毒性终点(致死和亚致死效应)的关系,预测沉积物中污染物的毒性效应。

常见的被动采样技术包括半渗透膜装置(semipermeable membrane device, SPMD)、聚乙烯膜装置(polyethylene device, PED)、聚甲醛树脂萃取(polyoxymethylene, POM)和固相微萃取(solid-phase microextraction, SPME)等。

1.1 SPMD

SPMD 由低密度聚乙烯膜和三油精组成,自1990年 Huckins 等^[11]首次将其用于测定水中亲脂性化合物的生物可利用性和生物积累以来,经过多年的发展,SPMD 和测试方法已经标准化,并被广泛用于测定大气和水体中有机污染物的生物可利用性^[12,13]。通过建立采样器上污染物的量和生物体内积累量之间的关系,或计算沉积物孔隙水中自由溶解浓度并结合生物浓缩因子(bioconcentration factor, BCF)来推断生物体内污染物的浓度。Zhao 等^[14]对比了 SPMD 和两种底栖贻贝(福寿螺和河蚬)对沉积物中有机氯农药滴滴涕(dichlorodiphenyltrichloroethanes, DDTs)的富集,发现它们具有良好的正相关性($r^2 = 0.82 \sim 0.98$),但是由 SPMD 估算的 BSAF 值(1.00 ~ 1.74)普遍比用福寿螺(0.63 ~ 3.61)和河蚬(2.19 ~ 17.1)生物积累实验

测定值低。可见,SPMD 虽然可较好地模拟底栖动物对沉积物中 DDTs 的累积,但是在使用 SPMD 测定野外沉积物中污染物生物可利用性前,尚需进行更多的实验室模拟实验,建立合适的模型。

SPMD 在评价污染沉积物的修复效果方面应用较为广泛^[15-17]。Cho 等^[17]用原位 SPMD 测定了活性炭处理前后海湾沉积物中多氯联苯(polychlorobiphenyl, PCBs)的生物可利用性,结果显示,沉积物中加入 2% 活性炭后,PCBs 在 SPMD 上的累积量降低了 50%,并且 SPMD 的测定结果与 PCBs 在底栖动物蛤蚌中的累积量相关。

但 SPMD 由于高萃取容量易导致局部样品耗竭、平衡采样时间较长、样品前处理过程相对复杂、长时间暴露可能引起严重的生物淤积等原因,导致其在沉积物中的应用发展受到一定的限制。

1.2 PED

为了简化 SPMD 的样品前处理并缩短采样时间,聚乙烯膜被直接用作被动采样器,即 PED。近年来 PED 的应用发展较快,用于测定沉积物孔隙水中污染物的自由溶解浓度^[18,19]及评估活性炭修复和沉积物再悬浮对污染物的生物可利用性的影响^[19-24]。Vinturella 等^[23]发现 PED 富集多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)的浓度和沙蚕体内 PAHs 的浓度显著相关($r^2 = 0.67$),指出 PED 可用于测定海洋沉积物中 PAHs 的生物可利用性。Tomaszewski 等^[22]利用 DDTs 在 PED 上的浓度和贻贝体内浓度的良好相关性($r^2 > 0.99$),评估了活性炭修复对降低沉积物中 DDTs 生物可利用性的效果。Friedman 等^[19]用 PED 和沙蚕评价了海洋沉积物再悬浮对 PCBs 生物可利用性的影响,结果显示,沉积物再悬浮对 PCBs 的生物可利用性无显著性影响,而 PCBs 在 PED 和沙蚕体内的浓度显示 1:1 的相关性($r^2 = 0.88$)。他们进一步利用有机碳以及有机碳和黑炭分配系数的数学模拟计算了 PCBs 的自由溶解浓度,数学模拟结果比通过 PED 和生物体内积累量换算而来的孔隙水中的浓度分别高出 29 倍和 10 倍^[19]。这些研究均说明 PED 可较准确地预测沉积物中有机污染物的生物可利用性。除此之外,Perron 等^[25]还成功地利用实验室加标沉积物建立了 PE 膜累积量与沉积物对淡水底栖动物钩虾毒性(急性致死率)的关系,拓展了 PED 在沉积物毒性鉴别评价中的应用。不过,当他们进一步使用 PED 预测野外沉积物对钩虾的毒性时发现存在较大误差,这可能是由于野外沉积物中复杂的有机碳组成所致^[26]。

1.3 POM

其他聚合物材料(如 POM 等),也被用于被动采样来测定沉积物中污染物的生物可利用性和活性炭的修复效果^[27-30]。与 SPMD 和 PED 类似,POM 对污染物的生物可利用性的预测也主要通过建立 POM 累积量和生物体内浓度的关系以及测定沉积物孔隙水中污染物的自由溶解浓度来进行^[28-30]。Jonker 等^[27]在 2001 年首次使用 POM 测定了 PAHs 和 PCBs 在水-煤烟两相的分配系数。Beckingham 等^[28]利用原位 POM 测定到 PCBs 自由溶解浓度与底栖动物夹杂带丝蚓体内浓度同步降低的趋势,说明活性炭修复可降低沉积物中 PCBs 的生物可利用性。除生物积累的测定外,Kupryianchuk 等^[29]还建立了 POM 测定沉积物孔隙水中 PAHs 的自由溶解浓度和沉积物对钩虾致死性的剂量效应关系,进一步说明活性炭修复不仅可降低沉积物中 PAHs 的生物可利用性,还可降低其毒性风险。与 PED 相比,POM 具有更光滑和硬质的表面,可减少膜表面黏附细小颗粒物和生物淤积的可能性,更适于在沉积物介质中应用。另外,由于 POM 有循环乙醚键,因此 POM 不仅可吸附非极性化合物,对极性化合物也有较强的吸附能力,为拓宽目标污染物的选择范围提供了可能性^[31]。

1.4 SPME

SPME 是另一类广泛使用的被动采样技术,是 1990 年由 Arthur 和 Pawliszyn^[32]首次提出的一种无(少)溶剂样品前处理方法。SPME 利用石英纤维表面不同性质的涂层吸附不同类型的化合物。在测定非极性污染物时最常用的涂层是聚二甲基硅氧烷。SPME 集采样、萃取和浓缩于一体,样品前处理步骤少,操作简便快捷,在分析化学中得到极广泛的应用^[33-35]。作为一种非耗竭式萃取方法,SPME 已成为测定环境介质中化合物自由溶解浓度的有效手段^[9]。目前,商品化 SPME 萃取头和一次性 SPME 纤维均被用于自由溶解浓度的测定。

商品化 SPME 萃取头易于仪器(如气相色谱和液相色谱)分析时直接进样,不消耗溶剂,简单快速,检出限低。由于对沉积物直接采样进行分析时平衡时间长,因此商品化 SPME 萃取头的使用通常需先制备沉积物孔隙水,在非平衡状态下采样后通过动力学参数计算孔隙水中污染物的自由溶解浓度。Xu 等^[36]在非平衡条件下利用商品化 SPME 萃取头测定了沉积物孔隙水中拟除虫菊酯类农药的自由溶解浓度,并将该浓度与沉积物总浓度、沉积物中有机碳标准化浓度、孔隙水中总浓度和溶解态有机

碳标准化孔隙水浓度相比较,发现农药自由溶解浓度与沉积物对摇蚊幼虫的致死性相关性最好,说明非平衡条件下运用商品化 SPME 萃取头能较准确地测定沉积物中拟除虫菊酯的生物可利用性和毒性。但商品化 SPME 萃取头成本较高,虽可重复使用,但多次使用后可能出现萃取头纤维污染等问题;此外,其难以在沉积物介质中实现原位采样。因此,利用一次性 SPME 纤维测定沉积物中污染物生物可利用性的研究更为常见。

一次性 SPME 纤维价格低廉,在降低样品分析成本的同时也可避免 SPME 纤维污染导致的分析误差^[37],因而被广泛用于测定沉积物中多种污染物的生物可利用性和毒性^[3,38-42]。其应用主要有如下几方面:(1)评估 SPME 测定生物可利用性的可行性。Mayer 等^[43]使用一次性 SPME 纤维作为被动采样装置,以全沉积物基质为采样源,在平衡条件下成功地测定了沉积物孔隙水中 PCBs 的自由溶解浓度。You 等^[38]建立了野外沉积物中 PCBs 和实验室加标沉积物中拟除虫菊酯和毒死蜱等农药在 SPME 纤维上浓度与夹杂带丝蚓体内浓度之间的关系,良好的相关性($r^2 = 0.92$)说明 SPME 可用于不同沉积物中不同种类化合物生物可利用性的测定。(2)估算污染物在生物体内的浓度。Trimble 等^[39]利用 SPME 测定野外沉积物中 PCBs 的自由溶解浓度和 BCF 值,准确推断出生物累积实验中夹杂带丝蚓的体内浓度($r^2 = 0.87$)。(3)加深对沉积物性质等因素影响生物可利用性的认识。Pehkonen 等^[3]使用 SPME 纤维探讨了夹杂带丝蚓累积实验中沉积物中不同种类的黑炭对沉积物中不同结构化合物的生物可利用性的影响。结果显示,黑炭显著性降低了沉积物中具有平面结构的污染物的生物可利用性,而对非平面结构的污染物无显著性影响。(4)预测沉积物的生物毒性。Ding 等^[40]运用污染物在 SPME 纤维上的浓度估算氯菊酯加标沉积物对摇蚊幼虫和钩虾的毒性,发现 SPME 可更灵敏地检测到老化时间对生物可利用性的影响,指出生物毒性测试中引入亚致死毒性终点的必要性。Li 等^[41]利用 SPME 分析了城市河涌沉积物中拟除虫菊酯的自由溶解浓度,并计算生物可利用毒性因子,预测了该河涌沉积物对钩虾的毒性,比用传统有机碳标准化沉积物浓度对应的毒性因子进行的预测更准确,发现氯氰菊酯是主要的毒性贡献者,成功地将被动采样技术应用于野外沉积物的毒性风险评价。

表 1 列举了上述 4 种方法在沉积物风险评价中的应用,并对这些技术的优缺点进行了对比总结。

表 1 沉积物风险评价中常用的被动采样技术
Table 1 Commonly used passive samplers in sediment risk assessment

Passive samplers	Advantages	Disadvantages	Experimental condition	Contaminant ¹⁾	Endpoint	Species	References
SPMD	high sensitivity; commercially available; standardized method; in-situ sampling	extensive post-sample preparation; long equilibrium time, especially for compounds with high K_{ow} ²⁾	lab-spiked lab-spiked ex-situ in-situ	DDT PCBs PAHs DDT	bioaccumulation C_{free} ³⁾ bioaccumulation remediation	<i>Bellamya aeruginosa</i> ; <i>Corbicula fluminea</i> <i>Macoma nasuta</i>	[14] [15 - 17]
PED	high sensitivity; inexpensive; in-situ sampling	long equilibrium time, especially for compounds with high K_{ow}	lab-spiked lab-spiked	PAHs PCBs	C_{free} C_{free} bioaccumulation resuspension	NA ⁴⁾ <i>Nereis virens</i>	[18] [19]
POM	high sensitivity; inexpensive; applicable for both polar and non-polar compounds; less particle binding due to smooth surface; in-situ sampling	long equilibrium time, especially for compounds with large K_{ow}	lab-spiked lab-spiked ex-situ	DDT PAHs PCBs endosulfan	bioaccumulation remediation C_{free} toxicity	<i>Mytilus edulis</i> <i>Ampelisca abdita</i> ; <i>Americamysis bahia</i>	[22] [25 ,26]
SPME	commercialized-type disposable-type	high sensitivity; solvent free; automation inexpensive; in-situ sampling	lab-spiked lab-spiked ex-situ ex-situ lab-spiked ex-situ	pyrethroids PCBs pyrethroids chlorpyrifos PCBs pyrethroids	C_{free} toxicity bioaccumulation remediation toxicity toxicity bioaccumulation remediation toxicity toxicity	<i>Chironomus tentans</i> <i>Lumbriculus variegatus</i> <i>Gammarus pulex</i> ; <i>Asellus aquaticus</i>	[36] [38] [39] [40 ,41]

1) DDT: dichlorodiphenyltrichloroethane; PCB: polychlorobiphenyl; PAH: polycyclic aromatic hydrocarbon. 2) K_{ow} : partitioning coefficient between octanol and water. 3) C_{free} : freely dissolved concentration in sediment porewater. 4) NA: not available.

2 被动采样技术应用中的挑战、解决方案和研究需求

被动采样是一种很好的化学仿生萃取技术,可模拟生物吸收污染物的过程,在测定沉积物中有机污染物的生物可利用性和毒性方面表现出很强的优势。在平衡条件下进行被动采样,可直接测定污染物的自由溶解浓度,灵敏度和准确性更好。但是沉积物中污染物的平衡时间通常较长,且随着污染物疏水性增强,平衡时间可达数月,甚至更长。这为被动采样技术的实施带来一定的困难。为了缩短实验时间,被动采样引入了动力学控制采样方法,即在平衡之前进行测定,利用菲克定律计算时间加权浓度。由于动力学采样器的吸附量相对较低,因而分析灵敏度有所下降。另外,沉积物介质复杂,且环境条件变化大,被动采样器对沉积物中污染物的吸附过程可能造成局部耗竭,因此非平衡状态下的动力学采样的使用需要可靠的校正措施,以保证分析的准确性^[19,44]。确效参考化合物(performance reference compound, PRC)的引入为非平衡条件下被动采样的应用提供了可行的解决方案,在缩短采样时间的同时,降低了各种环境因素(如温度、水流流速和生物淤积等)对采样速率的影响。PRC的选择和使用需要符合以下原则:环境中检测不到;与目标化合物具有相似的理化性质和仪器检测方法;一组实验中至少有3个PRCs; K_{ow} 的范围最好在 $10^3 \sim 10^6$ 、跨越度在两个数量级以上等^[45,46]。而在具体操作中,需根据实际实验条件和环境因素选择合适的PRCs,最好使用同位素取代的化合物。

另一方面,被动采样器毕竟不是生物,无法模拟生物对污染物的毒代动力学过程(如污染物在生物体内的转化),因此被动采样对容易被生物代谢的污染物的生物可利用性和毒性效应的预测可能会产生误差^[47]。多数被动采样的研究都未考虑生物转化对生物可利用性和毒性的影响,这一方面是研究所选用的模式生物(如夹杂带丝蚓)和化合物(如PCBs)的生物转化能力较弱,另一方面是生物转化难以定量^[48]。近期研究表明,拟除虫菊酯类农药在一些区域已经成为沉积物对底栖动物毒性的主要贡献者之一^[41,49,50],因此准确预测这些污染物的生物可利用性和毒性对沉积物风险评价有重要意义。对于这类对水生生物毒性极强、在生物体内容易被转化的污染物,如何测定它们的生物可利用性是有挑战性的课题。Harwood等^[48]选择两种有不同生物转化能力的底栖动物(夹杂带丝蚓和蜉蝣)和两个

易发生生物转化的污染物(联苯菊酯和氯菊酯),探讨了SPME测定沉积物中易发生生物转化的农药的生物可利用性。结果显示,联苯菊酯和氯菊酯母体在SPME纤维上的浓度和生物的体内浓度有良好的线性关系($r^2 = 0.73$),单一化合物的相关性更好(联苯菊酯: $r^2 = 0.76$;氯菊酯: $r^2 = 0.98$)。他们认为SPME能较准确地测定易发生生物转化的污染物的生物可利用性,但是化合物生物转化速率的差异可能导致SPME无法采用多化合物模型同时预测不同化合物的生物可利用性,而不同生物对SPME的影响却相对较小。类似的,Ding等^[40]发现氯菊酯在SPME纤维上的浓度与急性毒性实验中摇蚊幼虫($r^2 = 0.64$)和钩虾($r^2 = 0.75$)的体内浓度均显著相关。因此结合污染物母体及代谢产物的体内浓度测定,进一步开展沉积物中易发生生物转化的污染物的被动采样的研究是必要的。

3 结论与展望

综上所述,被动采样技术的使用可降低沉积物风险评价中使用沉积物总浓度或有机碳标准化浓度产生的误差,简单有效地将生物可利用性的测定结合到毒性效应评价中,为准确开展沉积物风险评价奠定技术基础。目前,被动采样的研究主要集中于DDTs、PAHs和PCBs等典型疏水性有机污染物,致力于建立被动采样测定浓度和生物累积量(体内浓度)之间的关系,验证不同类型被动采样器的可行性。此外,有些研究也拓展性地将被动采样技术用于如活性炭修复等沉积物污染控制和治理方法的效果评估,但是测定沉积物中污染物毒性效应方面的研究还是相对较少。因此,被动采样技术的发展应朝着多生物物种、多类化合物和多毒性终点的方向不断完善。另外,因为被动采样技术具有适于原位测定的特色,所以除了在实验室采用加标沉积物进行方法验证外,还需大力发展该技术对野外沉积物中污染物的生物可利用性和毒性的评价,包括其在原位采样中的应用。最后,被动采样技术需要标准化和规范化,这也是该技术能在沉积物风险评价中被广泛应用的保障。最近美国环境保护署制定了被动采样技术对超级污染区沉积物中有机污染物监测的规范^[51],这为该技术的推广提供了有力的支持。

参考文献:

- [1] Mehler W T, Li H, Pang J, et al. Arch Environ Contam Toxicol, 2011, 61: 74
- [2] Kukkonen J V K, Mitra S, Landrum P F, et al. Environ Toxicol Chem, 2005, 24: 877

- [3] Pehkonen S, You J, Akkanen J, et al. *Environ Toxicol Chem*, 2010, 29: 1976
- [4] Maruya K A, Landrum P F, Burgess R M, et al. *Integr Environ Assess Manag*, 2012, 8: 659
- [5] Semple K T, Doick K J, Jones K C, et al. *Environ Sci Technol*, 2004, 38: 229A
- [6] Reichenberg F, Mayer P. *Environ Toxicol Chem*, 2006, 25: 1239
- [7] Di Toro D M, Zarba C S, Hansen D J, et al. *Environ Toxicol Chem*, 1991, 10: 1541
- [8] Wong C S, Capel P D, Nowell L H. *Environ Sci Technol*, 2001, 35: 1709
- [9] You J, Harwood A D, Li H, et al. *J Environ Monit*, 2011, 13: 792
- [10] Gorecki T, Namiesnik J. *TRAC-Trend Anal Chem*, 2002, 21: 276
- [11] Huckins J N, Tubergen M W, Manuweer G K. *Chemosphere*, 1990, 20: 533
- [12] Piccardo M T, Stella A, Pala M, et al. *Atmos Environ*, 2010, 44: 1947
- [13] Bourgeault A, Gourlay-France C. *Sci Total Environ*, 2013, 454: 328
- [14] Zhao Z, Zhang L, Wu J, et al. *Soil Sed Contam*, 2013, 22: 351
- [15] Tomaszewski J E, Werner D, Luthy R G. *Environ Toxicol Chem*, 2007, 26: 2143
- [16] Zimmerman J R, Ghosh U, Millward R N, et al. *Environ Sci Technol*, 2004, 38: 5458
- [17] Cho Y M, Ghosh U, Kennedy A J, et al. *Environ Sci Technol*, 2009, 43: 3815
- [18] Cornelissen G, Pettersen A, Broman D, et al. *Environ Toxicol Chem*, 2008, 27: 499
- [19] Friedman C L, Burgess R M, Perron M M, et al. *Environ Sci Technol*, 2009, 43: 2865
- [20] Tomaszewski J E, Luthy R G. *Environ Sci Technol*, 2008, 42: 6086
- [21] Hale S E, Meynet P, Davenport R J, et al. *Water Res*, 2010, 44: 4529
- [22] Tomaszewski J E, McLeod P B, Luthy R G. *Water Res*, 2008, 42: 4348
- [23] Vinturella A E, Burgess R M, Coull B A, et al. *Environ Sci Technol*, 2004, 38: 1154
- [24] Wang F, Bu Q, Xia X, et al. *Environ Pollut*, 2011, 159: 1905
- [25] Perron M M, Burgess R M, Ho K T, et al. *Environ Toxicol Chem*, 2009, 28: 749
- [26] Perron M M, Burgess R M, Ho K T, et al. *Chemosphere*, 2011, 83: 247
- [27] Jonker M T O, Koelmans A A. *Environ Sci Technol*, 2001, 35: 3742
- [28] Beckingham B, Ghosh U. *Chemosphere*, 2013, 91: 1401
- [29] Kupryianchyk D, Reichman E P, Rakowska M I, et al. *Environ Sci Technol*, 2011, 45: 8567
- [30] Muijs B, Jonker M T O. *Environ Sci Technol*, 2012, 46: 937
- [31] Endo S, Hale S E, Goss K U, et al. *Environ Sci Technol*, 2011, 45: 10124
- [32] Arthur C L, Pawliszyn J. *Anal Chem*, 1990, 62: 2145
- [33] Hu G D. *Chinese Journal of Chromatography* (胡国栋. 色谱), 2009, 27(1): 1
- [34] Wang J C, Jin J, Xiong L, et al. *Chinese Journal of Chromatography* (王金成, 金静, 熊力, 等. 色谱), 2010, 28(1): 1
- [35] Jiang S X, Feng J J. *Chinese Journal of Chromatography* (蒋生祥, 冯娟娟. 色谱), 2012, 30(3): 219
- [36] Xu Y, Spurlock F, Wang Z, et al. *Environ Sci Technol*, 2007, 41: 8394
- [37] Liu Z C, Hu X L, Liu J F. *Chinese Journal of Chromatography* (刘志超, 胡霞林, 刘景富. 色谱), 2010, 28(5): 513
- [38] You J, Landrum P F, Lydy M J. *Environ Sci Technol*, 2006, 40: 6348
- [39] Trimble T A, You J, Lydy M J. *Chemosphere*, 2008, 71: 337
- [40] Ding Y, Landrum P F, You J, et al. *Ecotoxicology*, 2013, 22: 109
- [41] Li H, Sun B, Chen X, et al. *Environ Pollut*, 2013, 178: 135
- [42] You J, Landrum P F, Trimble T A, et al. *Environ Toxicol Chem*, 2007, 26: 1940
- [43] Mayer P, Vaes W H J, Wijnker F, et al. *Environ Sci Technol*, 2000, 34: 5177
- [44] Bao L, Zeng E Y. *TRAC-Trend Anal Chem*, 2011, 30: 1422
- [45] Booij K, Smedes F. *Environ Sci Technol*, 2010, 44: 6789
- [46] Huckins J N, Petty J D, Lebo J A, et al. *Environ Sci Technol*, 2002, 36: 85
- [47] Landrum P F, Robinson S D, Gossiaux D C, et al. *Environ Sci Technol*, 2007, 41: 6442
- [48] Harwood A D, Landrum P F, Lydy M J. *Environ Sci Technol*, 2012, 46: 2413
- [49] Weston D P, Holmes R W, You J, et al. *Environ Sci Technol*, 2005, 39: 9778
- [50] Mehler W T, Li H, Lydy M J, et al. *Environ Sci Technol*, 2011, 45: 1812
- [51] USEPA. Guidelines for Using Passive Samplers to Monitor Organic Contaminants at Superfund Sediment Sites. (2012-12). http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/sediment/pdfs/Passive_Sampler_SAMS_Final_Camera_Ready_-_Jan_2013.pdf