

影响沉积物-水界面持久性有机污染物迁移行为的因素研究*

戴国华 刘新会**

(北京师范大学环境学院, 水环境模拟国家重点实验室, 北京, 100875)

摘 要 沉积物-水界面是自然水体在物理、化学和生物特征等方面差异性最显著的环境边界, 界面及附近发生的物理和化学反应, 如吸附和解吸、迁移和转化、扩散和掩埋以及生物扰动等作用控制和调节水体和沉积物之间物质输送和交换的重要途径. 持久性有机污染物由于其具有致癌、致畸、致突变及内分泌干扰作用而受到人们的广泛关注, 它们在沉积物-水界面的迁移行为决定了其对环境 and 人类的潜在威胁. 本文综述了影响持久性有机污染物在沉积物-水界面迁移行为的诸多因素, 包括环境因子和动力学因素, 并对当前研究中存在的问题及今后需加强的研究领域提出了建议.

关键词 持久性有机污染物, 沉积物-水界面, 迁移, 影响因素.

持久性有机污染物 (Persistent Organic Pollutants, POPs), 如多氯联苯 (PCBs)、有机氯农药等, 是一类具有持久性、半挥发性、生物蓄积性和高毒性等显著特征的天然或人工合成的疏水性有机污染物. 由于 POPs 大多具有致癌、致畸和致突变作用以及内分泌干扰作用, 对人类繁衍和可持续发展构成重大威胁, 成为备受人们关注的一类污染物^[1]. 随工业废水、生活污水、农田沥水以及大气干湿沉降进入水环境中的持久性有机污染物, 除一小部分溶解在水体外, 大部分 POPs 吸附在悬浮颗粒物上, 在重力沉降等物理化学作用下最终富集到沉积物中, 沉积物中的 POPs 一般比上面的水体高出 1—2 个以上的数量级^[2]. 由于 POPs 性质稳定, 对生物降解、光解、化学分解作用具有较强的抵抗能力, 因而可以在水体和沉积物等环境中存留数年之久. 随着外界污染源的消失, 作为 POPs 主要蓄积库的沉积物, 当与上覆水体中 POPs 的浓度达到一定差值时, 即使在静态条件下, 吸附在沉积物中的污染物也会重新释放到水体中, 造成水体的二次污染. 而在水动力条件 (潮汐、风浪、航运、拖网等) 以及生物扰动作用 (摄食、灌溉、筑穴等) 下, 则可以导致沉积物发生再悬浮, 吸附在悬浮沉积物上的污染物由无氧环境进入有氧环境中使释放大大加强^[3]. 作为底栖生物的栖息场所和水生生态系统的重要组成部分, 沉积物-水界面是地球化学循环和生态系统耦合的重要发生区域, 沉积物-水界面及其附近发生的物质吸附/解吸、迁移/转化、扩散/掩埋以及生物作用等一系列物理的和化学的变化控制着水相与沉积相之间物质的输送与交换^[4-6]. 通过沉积物-水界面污染物迁移行为的研究, 可以估算沉积物中污染物的释放速率和迁移通量、预测沉积物污染自然恢复时间, 从而为进一步制定保护措施和可能的环境修复方案提供依据. 因此, 研究有机污染物在沉积物-水界面的迁移特征具有重要的理论价值, 而且对预测有机污染物在水环境中的归宿、评估污染沉积物对人类及环境的危险性, 以及在实际工作中控制这类污染物提供科学的依据.

水体环境中持久性有机污染物在沉积物-水界面的迁移行为除了与污染物自身理化性质相关外, 外部环境因子及动力学因素也有极为重要的影响, 在某些情况下甚至起到支配作用. 本文综述了影响水体环境沉积物-水界面持久性有机污染物迁移行为的主要环境因子 (包括沉积物的组成和结构、温度、pH、共存物、胶体等) 及动力学因素 (水动力条件和生物扰动作用).

1 环境影响因子分析

1.1 沉积物组成及结构

沉积物中有机碳含量及微观结构影响疏水性有机污染物的吸附行为. 一般有机碳含量高的沉积物对有机污染物的吸附能力大^[7-8]. 沉积物中有机质的不同组成对有机污染物的吸附作用也不同, 沉积物

2010 年 5 月 27 日收稿.

* 国家自然科学基金面上项目 (40871218) 资助.

** 通讯联系人, Tel + 86-10-5880 2996, E-mail xhli@bnu.edu.cn

中胡敏酸和富里酸能够明显增强 PAHs 的水溶解性,而且胡敏酸的效果比富里酸更显著^[9]。这是因为富里酸含有较多的羧基、羟基等官能团,胡敏酸含有羧基和酚基官能团,要比富里酸的芳香性强,胡敏素主要是与矿物质部分牢固结合的腐殖质。非极性脂肪族有机质及芳香族有机质在吸附过程中充当有机溶剂相, Freundlich 型吸附等温线指数 n 随有机质中极性基团的增多而降低^[10]。沉积物对 PAHs 的吸附性与沉积物中腐殖质的芳香性具有很强的相关性^[11]。沉积物中有机质的类型也影响 POPs 的吸附行为,沉积物中含煤屑和焦炭的有机质组分对含有较多氯原子 (≥ 4) PCBs 同系物的富集能力较强,而含无定型有机质组分对含较少 (2—3 个) 氯原子 PCBs 同系物的富集能力较强^[12]。Rockne 等人^[13]研究了 Piles Creek 和 Newton Creek 两个地区沉积物的组成和结构对 PAHs 赋存状态的影响,结果表明,沉积物中有机吸附剂对 PAHs 的富集能力比无机矿物和无定型有机质高 1—2 个数量级, Ghosh 等人^[14]也得到了与之相似的结论。Ghosh 等^[14]通过对美国 Milwaukee 港口沉积物中不同组分对 PAHs 和有机氯农药赋存状态影响的研究,揭示出沉积物中有机轻组分 (煤和木材来源物质) 对 PAHs 的富集能力比无机重组分 (粉砂和黏土) 高 2—3 个数量级; 对有机氯农药而言,有机氯农药的解吸存在快解吸,慢解吸 2 个过程。解吸的快慢和有机氯农药的赋存状态有很大的关系,赋存在无机矿物和无定型有机质中的有机氯农药是快解吸过程,赋存在轻组分有机质中的有机氯农药是慢解吸过程。沉积物颗粒大小对疏水性有机污染物的吸附也有显著影响。研究发现,不同粒径的颗粒物对疏水性有机污染物的吸附和解吸情况是不同的^[15],一般沉积物粒径越小,其比表面积越大,吸附量越大,吸附能力也就越强。Pierard 等^[16]的研究表明 PCBs 先聚集在小颗粒上 ($\phi < 63\mu\text{m}$), 并且大颗粒 ($\phi > 63\mu\text{m}$) 主要吸附低氯代的多氯联苯,而高氯代的多氯联苯主要吸附在小颗粒上。

1.2 温度

温度可以通过改变有机物的水溶性和表面吸附活性,影响疏水性有机污染物在沉积物上的吸附特性。一般随着温度的升高,沉积物吸附能力降低,这是因为吸附是一个放热过程,当温度升高时,沉积物对化合物的吸附能力下降。Piatt 等^[17]在研究低有机碳含量的沉积物对 PAHs 的吸附过程中,发现温度从 26℃ 下降到 4℃ 情况下,分配系数增加到原来的 1.1—1.6 倍,PAHs 的水溶性也随着降低了 2—3 倍。Comelissen 等^[18]研究发现,PAHs 在 65℃ 时要在 25℃ 时的分配系数低,且当温度增高时,在整个吸附过程中快吸附的比例明显增加。颗粒物对荧蒽的吸附分配系数随温度变化而变化,在高污染浓度下当温度从 20℃ 下降到 2℃ 时,颗粒物对荧蒽的吸附分配系数 K_p 值增加了 13%,而在低污染浓度时 K_p 值增加了 30%^[19]。他们认为主要是因为温度变化导致荧蒽的水溶解度发生改变导致的。PCBs 在沉积物与水之间的传输情况也随不同季节而不同,夏季温度高时 PCBs 从沉积物到水体的迁移水平比冬季温度低时要高^[20]。

1.3 pH 值和离子强度

pH 值和离子强度,它们对沉积物吸附有机物的影响主要是通过改变沉积物有机质结构实现的。在低 pH 条件下,有机质中激发态半奎宁的松弛时间变长,有机质呈分子状态,可以保护疏水性位点,有利于疏水性有机污染物的吸附;高 pH 值条件下,由于有机质分子构型的改变,疏水性位点消失,对疏水性有机污染物的亲合力减弱,因此降低 pH 值有助于疏水性有机污染物在有机质上的吸附^[21-23]。Gao 等^[15]研究了有机氯农药在沉积物中的吸附,发现有机氯农药在沉积物中的吸附量随着 pH 值的增大而减小。pH 值也可以通过影响疏水性有机污染物的溶解性而影响其吸附性能。Stapleton 等人^[24]实验了 pH 和离子强度对五氯酚吸附的影响,并研究了五氯酚的溶解度与溶液 pH 值的关系,发现五氯酚的溶解度随着 pH 值的增加而增大。在 pH 值为 4 时,吸附等温线是线性的,不同离子强度的吸附差别不大,当 pH 增大到 5—6 以上时,吸附量快速减少,等温线也表现出明显的非线性,当 pH 大于 8 时,随着离子强度的增加,五氯酚的吸附强度显著增加。

随着离子强度的增大,有机物在疏水性有机污染物上的吸附一般表现为增加。大量研究结果表明^[21-23],随着离子强度的增大,沉积物有机质发生团聚,疏水性有机污染物的解吸降低,从而吸附增加。但也有研究表明,随着 Ca^{2+} 强度的增大,沉积物对 PAHs 的吸附能力降低。罗雪梅和刘昌明^[25]对不同 Ca^{2+} 强度下黄河三角洲表层沉积物对 PAHs 的吸附行为进行了研究,结果表明,随着 Ca^{2+} 强度的增大,沉积物对 PAHs 的吸附能力降低。他们认为一定量 Ca^{2+} 的加入可以中和沉积物中腐殖酸上的负电荷,从

而降低腐殖酸分子间的静电排斥,腐殖酸卷曲变小到一定程度,发生团聚,这一方面促进了吸附能力较强的腐殖酸聚集体的形成,另外还促进了腐殖质的胶束化和腐殖质与矿物质之间的反应,进而加大了吸附剂对吸附质的吸附。但是,随着 Ca^{2+} 离子的增加,腐殖酸继续团聚,腐殖酸分子之间的疏水力增强,形成一种具有疏水内外表面的类似于球型的坚硬胶体,腐殖酸就会絮凝或沉淀,导致腐殖酸上的疏水位很难被 PAHs 分子接近,从而降低了吸附作用。

1.4 共存物和表面活性剂

实际环境中,水体和沉积物通常有多种有机和无机物质共存,这些物质会产生复合效应。当不同理化性质的非极性有机污染物与沉积物作用时就会发生竞争吸附现象。NkediKizza 等^[26]通过对两种农药吸附的研究,发现溶液中共存有机物的浓度越大,则农药被吸附的量越小,且呈指数下降。Walter^[27]在研究菲吸附的过程中发现,有高浓度的其它污染物(共吸附质)存在时,抑制了菲的吸附,菲的解吸等温线表现为较强的滞后作用。他们认为在有共溶质存在时,吸附剂上的有机质就会发生膨胀,可暂时改变为橡胶态,这导致分配类型向线性吸附增强。

表面活性剂也是环境中大量存在的有机物之一,研究发现它不但能影响沉积物性质,而且对疏水性有机污染物具有较强的增溶作用。陈宝梁等^[28]认为非离子表面活性剂对吸附的影响是吸附态和溶解态的 TX-100 分别对菲的吸附和增溶共同作用的结果。朱利中等^[29]利用长、短碳链两种阳离子表面活性剂改性后制得的双阳离子有机膨润土研究了其对菲的吸附作用,结果表明表面活性剂改性后的双阳离子有机膨润土对菲的吸附量随长碳链表面活性剂浓度的增加而增大。这是因为长碳链阳离子表面活性剂交换到膨润土层间或表层后,长碳链烷基部分在膨润土层间或表层堆积,形成一层有机相,对水中非极性有机物产生“萃取”作用(分配作用),随着长碳链阳离子表面活性剂的增加,有机膨润土中有机碳含量增加,使得水中有机物在有机膨润土中的分配作用加强。

1.5 胶体物质

在讨论疏水性有机污染物在水体环境中的迁移行为时,胶体物质的存在是不容忽视的。胶体粒子大小范围是 $0.001\text{—}1\mu\text{m}$,在水体环境中根据研究工作的实际需要,一般将胶体粒子的粒径范围大小定义为 $0.001\text{—}0.45\mu\text{m}$ ^[30]。由于胶体物质有更大的比表面积,与胶体相联系的 K_{oc} 值将大于沉积物中的 K_{oc} ,因而增加了有机污染物的水溶性^[31],减弱了它们与沉积物的亲合力。Gao 等^[32]研究发现原位测得的杀虫剂的 K_{oc} 值比实验室批平衡实验测定值低许多,他将这一现象归因于孔隙水中胶体的“增溶效应”,即胶体物质大大增加了杀虫剂在水体中的含量。胶体对多氯联苯的吸附也有明显的影响,在沉积物孔隙水中,40%—80%的多氯联苯被有机碳胶体吸附,且随着多氯联苯溶解度下降和氯化程度提高,多氯联苯与胶体作用加强^[33]。由于胶体的存在,多氯联苯在孔隙水中的浓度常常超过它的溶解度。Gschwend 和 Wu^[34]认为吸附等温线的非线性化也是由于实验室中水相与胶体粒子之间的不完全分离,即存在所谓的固体浓度效应。固体浓度效应是指随着水中固态颗粒物浓度的增加,有机污染物的分配系数下降,这种固体效应与热力学基本原理相矛盾,为解决这一矛盾,提出了所谓的“三相理论”^[34]。该理论认为,水体中总悬浮颗粒物是通过以下途径影响吸附的:随着水中总悬浮颗粒物浓度的增加胶体物质的浓度增加,由于胶体物质的增加及颗粒物间的相互作用使易于吸附的污染物产生解吸;颗粒物浓度增加,加大了它们的聚集使扩散路径加大,由此影响吸附动力学。

2 动力学因素分析

在水环境中,由于水动力条件(潮汐、风浪、航运、拖网等)和生物扰动作用(摄食、灌溉、筑穴等)引起的沉积物再悬浮已被认为是影响疏水性有机污染物(PAHs、PCBs等)在水环境中迁移的重要途径。沉积物再悬浮过程中,吸附在悬浮颗粒物上的污染物由无氧环境进入有氧环境中将会再一次被释放进入水体,对水体环境造成“二次污染”。沉积物再悬浮过程中,上覆水体有机结合态污染物浓度量级增加,如 Achman^[35]研究得出在 Hudson River 河口,PCBs 的再悬浮量是废水、大气等 PCBs 总输入量的 2—100 倍。Schneider 等^[5]的研究结果显示,沉积物再悬浮发生的最初 2 h 内释放了约 22% 的 PCBs,发生 2 d 内约 35% 的 PCBs 解吸进入上覆水体。

2.1 水动力条件

在水体环境中,水流和风浪能够在沉积界面产生剪切力作用,较小的剪切力可以增大污染物界面传

质扩散速率;而大于临界值的剪切力将导致沉积物发生再悬浮,再悬浮将使污染物解吸而增大水体污染物浓度.大量研究验证了行船的速率和行船密度对于沉积物的再悬浮都有着巨大的影响^[36-37]. Nedohin 和 Elefsiniotis^[37]测量了机动船扰动下沉积物中污染物的释放,发现水体中的磷元素显著增加,并造成水体富营养化.另一个在 Fbrila州 3 个湖泊中的机动船作用下的研究显示,水体的浊度、磷浓度、有毒氯化物浓度等都有显著增加^[38].在太湖富营养化过程中,沉积物活性磷释放对太湖富营养化具有重要贡献,而水动力作用下的沉积物再悬浮导致的水体活性磷含量变化是沉积物活性磷释放的决定性因素^[39],秦伯强等^[39]研究发现,当太湖湖面风速达到 $4\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 时,即湖床表面可以达到 $0.4\text{ dyne}\cdot\text{cm}^{-2}$ 的剪切力强度时,太湖沉积物将发生颗粒物再悬浮,且水体活性磷含量增大;再悬浮量和水体活性磷浓度随风速增强而增大,湖水连续被 $12\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 风速搅动 1d 时水体活性磷浓度 2 倍于无风时活性磷含量. PCBs 污染沉积物的水动力作用模拟实验研究表明,以沉积物中 PCBs 浓度评价水体再悬浮颗粒物 PCBs 含量将低估沉积物 PCBs 对水体造成的二次污染^[40-41].当剪切力为 $2.0\text{ dyne}\cdot\text{cm}^{-2}$ 时水体再悬浮颗粒物 PCBs 含量最高,而后再悬浮颗粒物 PCBs 浓度随剪切力增大而减小,剪切力为 $5.0\text{ dyne}\cdot\text{cm}^{-2}$ 时水体再悬浮颗粒物 PCBs 含量与沉积物中含量相同.美国 Hudson 河沉积物 PCBs 释放模拟研究表明^[5],在 $2.0\text{ dyne}\cdot\text{cm}^{-2}$ 剪切力连续作用 3d 后,沉积物 PCBs 释放通量可以百倍于静止状态下释放通量.在沉积物再悬浮研究中,诸如 Annular Flume 或 Shaker 等装置可以用来模拟水体中较低剪切力作用下的表层底泥再悬浮,而较高剪切力作用的底泥再悬浮模拟一般使用 Sedflume 等设备^[42-44].由上述分析可知,在沉积物-水界面污染物迁移过程中,水动力作用是影响水体沉积物中污染物释放的重要因素,它决定着沉积物中污染物经孔隙水的传质速度、沉积物悬浮状态、以及再悬浮颗粒吸附污染物状态等.

2.2 生物扰动作用

对于生物扰动研究,欧美等发达国家早在 20 世纪 50 年代就已经开展工作,自 20 世纪 80—90 年代起在全球海洋通量和陆海相互作用研究领域受到极大重视,而近十年来国际上才开始开展生物扰动的定量化系统研究.生物扰动 (bioturbation),即底栖生物通过潜穴、爬行、觅食和避敌等活动而导致的沉积物初级结构的改变.生物扰动的直接作用是对沉积物的搬运和混合,加速孔隙水与上覆水之间的物质交换和能量流动.生物扰动已经成为湖泊、河口、浅海、近岸等底栖生物丰富的水生生态区域中沉积物-水界面污染物迁移的重要影响因素^[45-46].生物扰动可以改变沉积物-水界面营养盐、金属元素以及有机污染物的传输通量和转化过程.白樱蛤的活动使英国 Humber 河口潮滩沉积物再悬浮量提高了 4 倍,紫贻贝导致的颗粒物最大沉降速率 40 倍于天然沉降速率,大型底栖生物活动对沉积物磷释放产生了明显的抑制作用^[47].大型底栖生物活动对挪威奥斯陆港沉积物中疏水有机污染物的释放具有显著贡献^[45],可以使沉积相中赋存的 PAHs、PCBs 和 DDT 等污染物分别以每天 $243\text{ }\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}$ 、 $19.6\text{ }\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $13.6\text{ }\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}$ 的速度向水体释放;底栖螃蟹的活动在一定程度上促进了阿根廷 Bahía Blanca 河口沉积物中 DDT 和 HCH 等有机氯农药向水体的释放^[46].在沉积物界面,摇蚊虫和颤蚓的生物扰动和生理活动加快了沉积物中磷和重金属元素的释放^[48-49].长江口潮滩泥蟹的掘穴活动增加了沉积物-水界面的接触面积,进而促进了界面氮营养元素的交换过程;河蚬通过生物引渠及分泌物排泄等活动导致沉积物界面氮元素的迁移转化程度增大^[6].另外,底栖生物的生物密度、种类和生物量等均对生物扰动效果有明显的影响, Duport 等人^[50]以沙蚕作为研究对象,计算了不同密度下的生物扰动强度,结果表明高密度沙蚕对沉积物的扰动强度明显高于低密度下的情况. Hedman 等^[51]研究了两种底栖生物 *Monoporeia affinis* 和 *Marenzelleria* sp. 扰动下沉积物中 PCBs 的释放量,结果表明 *Monoporeia affinis* 引起的 PCBs 的释放量更大.在污染物迁移的生物扰动响应研究中,科学工作者逐步实现了生物扰动的实验模拟、现场观测和模型构建的统一结合,并提出了箱式模型、平流模型、信号处理模型、扩散-反应模型和颗粒物输运扩散模型等系列代表性数学模型^[52].可见,在水体生态系统中,栖息于沉积物附近的底栖生物通过生物泵、再悬浮、分泌物排泄等过程作用于沉积污染物的释放,生物扰动成为影响水-沉积物界面污染物迁移过程的重要因素之一.

3 总结与展望

近年来,人们已经对沉积物-水界面疏水性有机污染物迁移行为方面进行了大量的研究,分析了影

响界面迁移行为的主要环境因子,并在水动力作用和底栖生物效应等方面开展了相当的研究,取得了一定的进展.然而对沉积物-水界面及其附近存在的微生物对疏水性污染物迁移行为影响的研究尚未见报道.目前对微生物的研究主要集中于微生物对沉积物中磷释放的影响作用^[53-55].大量研究通过室内辐照灭菌或添加灭菌剂等对照试验研究了微生物对沉积物磷释放的影响,结果表明,有微生物组的沉积物释放后水体磷浓度明显高于没有微生物的沉积物组.可见,微生物活动有利于沉积物中磷向水体释放^[54-55].从以上分析不难看出,微生物在界面物质迁移过程中扮演着重要的角色,但仅仅通过室内设置有微生物组和无微生物组探讨微生物的影响是相当粗略的,不能揭示不同微生物种类及微生物数量影响的差异性,所以未来应加强微生物在沉积物-水界面物质迁移行为影响方面的详细和深入研究.

另外,在沉积物-水界面疏水性有机污染物迁移行为影响因素研究方面,国内外研究仍然是以单要素和定性化作为水体界面污染物迁移行为研究的主体,而在多因子和定量化研究领域尚欠缺.而沉积物-水界面发生的物质的迁移行为是多种因素,包括环境因子、沉积物性质及污染物性质等耦合作用的结果.因此,未来需加强多因子耦合作用下沉积物-水界面物质迁移规律的研究.

总的来看,近几十年来,在水体环境沉积界面污染物迁移行为研究领域,国内外主要关注的是河流、河口、近岸和浅海等水域的沉积界面污染物迁移过程,而对于湖泊尤其是浅水湖泊水体沉积界面污染物迁移行为研究相对薄弱.作为控制水体环境水相和沉积相间污染物输送、交换和循环的重要边界,湖泊、河流、河口、近岸和浅海等不同水体环境的沉积界面在物理特征、化学特征和生物特征等各个方面存在显著的差异.且湖泊水环境与人们生活密切相关,由于大气干湿沉降、污水排放及农业上的非点源污染,当前水体的富营养化、重金属污染,尤其是持久性有机污染物的污染是目前面临的十分严重的生态环境问题.鉴于界面物质迁移过程对水体和沉积物潜在的生态环境影响,定量研究这些污染物,尤其是持久性有机污染物在湖泊沉积物-水界面间的迁移行为,揭示多因子耦合作用下的迁移规律,具有重要的理论和实践意义.

参 考 文 献

- [1] Tanabe S, Iwata H, Tatsukawa R. Global contamination by persistent organochlorines and their ecotoxicological impact on marine animals [J]. *Sci Total Environ*, 1994, 154: 163-177
- [2] Mackay D, Paterson S. Evaluation of the multimedia fate of organic chemicals: A level III fugacity model [J]. *Environ Sci Technol*, 1991, 25: 427-436
- [3] Tengberg A, Ahnroth E, Hall P. Resuspension and its effects on organic carbon recycling and nutrient exchange in coastal sediments: in situ measurements using new experimental technology [J]. *J Exp Mar Biol Ecol*, 2003, 285-286: 19-142
- [4] Lik W. The sediment-water flux of HOCs due to "diffusion" or is there a well-mixed layer? If there is, does it matter? [J]. *Environ Sci Technol*, 2006, 40: 5610-5617
- [5] Schneider A R, Porter E T, Backer J E. Polychlorinated biphenyl release from resuspended Hudson River sediment [J]. *Environ Sci Technol*, 2007, 41: 1097-1103
- [6] 刘敏, 许世远, 侯立军. 长江口潮滩沉积物-水界面营养盐环境生物地球化学过程 (第一版) [M]. 北京: 科学出版社, 2007: 92-160
- [7] Gao Y Z, Xiong W, Ling W T, et al. Impact of exotic and inherent dissolved organic matter on sorption of phenanthrene by soils [J]. *J Hazard Mater*, 2006, 134: 8-18
- [8] Xu J, Yu Y, Wang P, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface sediments from Yellow River, China [J]. *Chemosphere*, 2007, 67: 1403-1407
- [9] Johnson W P, Amy G L. Facilitated transport and enhanced desorption of PAHs by natural organic in aquifer sediments [J]. *Environ Sci Technol*, 1995, 29: 807-817
- [10] 周岩梅, 刘瑞霞, 汤鸿霄. 溶解有机质在土壤及沉积物吸附多环芳烃有机污染物过程中的作用研究 [J]. *环境科学学报*, 2003, 23 (2): 216-233
- [11] Perninova IV, Gerchisheva N Y, Petrosyan V S. Relationships between structure and binding affinity of humic substances for polycyclic aromatic hydrocarbons: relevance of molecular descriptors [J]. *Environ Sci Technol*, 1999, 33: 1781-1787
- [12] 贾可欣, 麦碧娟, 盛国英, 等. 珠江广州河段不同粒径沉积物中多氯联苯 (PCBs) 的分布特征 [J]. *地球化学*, 2003, 32 (6): 606-612
- [13] Rockne K J, Shor L M, Young L Y, et al. Distributed sequestration and release of PAHs in weathered sediment: The role of sediment structure and organic carbon properties [J]. *Environ Sci Technol*, 2002, 36: 2636-2644
- [14] Ghosh U, Gillette J S, Luthy R G, et al. Microscale location, characterization and association of polycyclic aromatic hydrocarbons on harbor sediment particles [J]. *Environ Sci Technol*, 2000, 34: 1729-1736

- [15] Gao J P, Maguhn J, Spitzauer P, et al. Sorption of pesticides in the sediment of the Teufelsweher pond (Southern Germany). I. Equilibrium assessments: effect of organic carbon content and pH[J]. *Water Res*, 1998, 32(5): 1662-1672
- [16] Pierrat C, Budzinski H, Garrigues P. Grain size distribution of polychlorobiphenyls in coastal sediments[J]. *Environ Sci Technol*, 1996, 30: 2776-2783
- [17] Platt J J, Backhus D A, Capel P D. Temperature dependent sorption of naphthalene, phenanthrene and pyrene to low organic carbon aquifer sediments[J]. *Environ Sci Technol*, 1996, 3: 751-760
- [18] Comelissen C, van Noort P C M, Parsons J R, et al. Temperature dependence of slow adsorption and desorption kinetics of organic compounds in sediments[J]. *Environ Sci Technol*, 1997, 31: 454-460
- [19] Tremblay L, Kohl S D, Rice J L, et al. Effects of temperature, salinity, and dissolved substance on the sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons to estuarine particles[J]. *Mar Chem*, 2005, 96: 21-34
- [20] Bergen B J, Nelson W G, Pnuell R J. Partitioning of polychlorinated biphenyls congeners in the seawater of new Bedford harbor Massachusetts[J]. *Environ Sci Technol*, 1993, 27(5): 938-942
- [21] Jacobsen B N, Arvin E, Reinders M. Factors affecting sorption of pentachlorophenol to suspended microbial biomass[J]. *Water Res*, 1996, 30: 13-20
- [22] Behrends T, Hermann R. Partitioning studies of anthracene on silica in the presence of a cationic surfactant: dependency on pH and ionic strength[J]. *Physical Chemical Earth*, 1998, 23(2): 229-235
- [23] Robertson A P, Leckie J O. Cation binding predictions of surface complexation models: effects of pH, ionic strength, cation loading, surface complex and model fit[J]. *J Colloid Interf Sci*, 1997, 188: 444-472
- [24] Stapleton M G, Sparks D L, Dentel S K. Sorption of pentachlorophenol to HDTMA- clay as a function of ionic strength and pH[J]. *Environ Sci Technol*, 1994, 28: 2330-2335
- [25] 罗雪梅, 刘昌明. 离子强度对土壤与沉积物吸附多环芳烃的影响研究[J]. *生态环境*, 2006, 15: 983-987
- [26] Nkediakizza P, Rao P S C, Homsby A G. Influence of organic cosolvents on leaching of hydrophobic organic chemicals through soils[J]. *Environ Sci Technol*, 1987, 21: 1107-1114
- [27] Walter J, Weber W J J. Distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 15. High concentration or contaminant effects on phenanthrene sorption and desorption[J]. *Environ Sci Technol*, 2002, 36: 3625-3634
- [28] 陈宝梁, 朱利中, 陶澍. 非离子表面活性剂对菲在水/土壤界面间吸附行为的影响[J]. *环境科学学报*, 2003, 23(1): 1-5
- [29] 朱利中, 马荻荻, 陈宝梁. 双阳离子有机膨润土对菲的吸附性能及机理研究[J]. *环境化学*, 2000, 19(3): 256-261
- [30] Valsaraj K T, Verna S, Sojitra I, et al. Diffusive transport of organic colloids from sediment beds[J]. *J Environ Eng*, 1996, 8: 722-729
- [31] Karickhoff S W, Brown D S, Scott T A. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments[J]. *Wat Res*, 1979, 13: 241-248
- [32] Gao J P, Maguhn J, Spitzauer P, et al. Distribution of pesticides in the sediment of the small Teufelsweher pond (Southern Germany) [J]. *Water Res*, 1996, 31: 2811-2819
- [33] Burgess R M, McKinney R A, Brown W A. Enrichment of marine sediment colloids with polychlorinated biphenyls: Trends resulting from PCB solubility and chlorination[J]. *Environ Sci Technol*, 1996, 30(8): 2556-2566
- [34] Gschwend P M, Wu S. On the constancy of sediment-water partition coefficients of hydrophobic organic pollutants[J]. *Environ Sci Technol*, 1985, 19: 90-96
- [35] Achman D R, Brownell B J, Zhang L. Exchange of polychlorinated biphenyls between sediment and water in the Hudson River estuary [J]. *Estuaries*, 1996, 19: 950-965
- [36] Garad P N, Hey R D. Boat traffic, sediment resuspension and turbidity in a Broadland river[J]. *J Hydrol*, 1987, 95: 289-297
- [37] Nedohin D N, Elefsiniotis P. The effects of motorboats on water quality in shallow lakes[J]. *Toxicol Environ*, 1997, 61(1/4): 127-133
- [38] Yousefy A, McEllon W M, Zebuth H H. Changes in phosphorus concentrations due to mixing by motorboats in shallow lakes[J]. *Water Res*, 1980, 14: 841-852
- [39] 秦伯强, 胡维平, 高光, 等. 太湖沉积物悬浮的动力机制及内源释放的概念性模式[J]. *科学通报*, 2003, 48: 1822-1831
- [40] Latimer J S, Davis W R, Keith D J. Mobilization of PAHs and PCBs from airplace contaminated marine resuspension events[J]. *Estuar Coast Shelf Sci*, 1999, 49: 577-599
- [41] Alkhatib E, Weigand C. Parameters affecting partitioning of 6 PCB congeners in natural sediments[J]. *Environ Monit Assess*, 2002, 78: 1-17
- [42] McNeil J, Taylor C, Lick W. Measurement of the erosion of undisturbed bottom sediments with depth[J]. *J Hydraul Eng*, 1996, 122: 316-324
- [43] Roberts J, Jepsen R, Gotthard D, et al. Effects of particle size and bulk density on erosion of quartz particles[J]. *J Hydraul Eng*, 1998, 124: 1261-1267
- [44] Lick W, McNeil J. Effects of sediment bulk properties on erosion rates[J]. *Sci Total Environ*, 2001, 266: 41-48
- [45] Schaanning M, Breyholtz B, Skei J. Experimental results on effects of capping on fluxes of persistent organic pollutants (POPs) from historically contaminated sediments[J]. *Mar Chem*, 2006, 102: 46-59
- [46] Menone M L, Miglioranza K S B, Iribarne O, et al. The role of burrowing beds and burrows of the SW Atlantic intertidal crab

Chasmagnathus granulata in trapping organochlorine pesticides[J]. Mar Poll Bull. 2004, 48: 240-247

[47] Mortimer R J G, Davey J T, Krum M D. The effect of macrofauna on porewater profiles and nutrient fluxes in the intertidal zone of the Humber estuary[J]. Estuar Coast Shelf Sci. 1999, 48: 683-699

[48] 陈天亿, 刘 孜. 摇蚊虫对底泥中氮、磷释放作用的研究[J]. 昆虫学报, 1995, 38: 448-451

[49] Ciuta A, Gerino M, Boudou A. Remobilization and bioavailability of cadmium from historically contaminated sediments: influence of bioturbation by tubificids[J]. Ecotox Environ Safe. 2007, 68: 108-117

[50] Dupont E, Stora G, Tremblay P, et al. Effects of population density on the sediment mixing induced by the gallery-diffuser *H. aliste* (*Nereis diversicolor*) O. F. Müller, 1776[J]. J Exp Mar Biol Ecol. 2006, 336: 33-41

[51] Hedman J E, Tocco J S, Gunnarsson J S. Remobilization of polychlorinated biphenyl from Baltic Sea sediment: Comparing the roles of bioturbation and physical resuspension[J]. Environ Toxicol Chem. 2009, 28: 2241-2249

[52] Filip J, Bemer B P, Jack J. Modeling reactive transport in sediments subject to bioturbation and compaction[J]. Geochim Cosmochim Acta. 2005, 69: 3601-3617

[53] Kortstee G J J, Appeldoorn K J, Bonting C F C, et al. Biology of polyphosphate-accumulating bacteria involved in enhanced biological phosphorus removal[J]. FEMS Microbiol Rev. 1994, 15: 137-153

[54] 王晓蓉, 华兆哲, 徐菱, 等. 环境条件变化对太湖沉积物磷释放的影响[J]. 环境化学, 1996, 15(1): 15-19

[55] 孙晓杭, 张 昱, 张斌亮, 等. 微生物作用对太湖沉积物磷释放影响的模拟实验研究[J]. 环境化学, 2006, 25(1): 24-27

FACTORS AFFECTING THE MIGRATION OF PERSISTENT ORGANIC POLLUTANTS ACROSS THE SEDIMENT-WATER INTERFACE OF AQUATIC ENVIRONMENT

DAI Guohua LIU Xinhui

(State Key Laboratory of Water Environment Simulation, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

ABSTRACT

Sediment-water interface is an environmental boundary with the greatest distinction in physical, chemical and biological characteristics in natural water, responsible for transport and exchange of chemical species between water and sediment. The factors which affect the migration of persistent organic pollutants (POPs) across the sediment-water interface are briefly summarized in this paper. The roles of physical resuspension and bioturbation in the transport of POPs at the sediment-water interface are also reviewed. It can be seen that the characters of the sediment, water temperature, pH, coexisting substances, colloidal matter etc. are the predominant environmental factors. And physical resuspension and bioturbation play important roles in the migration processes. The paper also points out some problems in the field as well as suggestions for future research.

Keywords persistent organic pollutants, sediment-water interface, migration, factors