

土壤和沉积物中多环芳烃的界面吸附研究进展*

王伟伟 吴宏海** 郭杏妹

(华南师范大学化学与环境学院, 广州 510635)

摘 要 综述了环境中多环芳烃的危害、来源及分布,并在此基础上重点介绍了多环芳烃在土壤和沉积物中界面作用的常见作用模式,包括线性分配模型和非线性吸附模型及其应用;多环芳烃疏水性有机物吸附的影响因素,主要有土壤和沉积物中含碳物质的结构类型以及多环芳烃本身的分子特性。最后提出本领域研究中的建议与展望。

关键词 土壤/沉积物;多环芳烃(PAHs);吸附

中图分类号 X131.3 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2007)08-1311-06

Research advances in PAHs adsorption on soil-sediment interface. WANG Wei-wei, WU Hong-hai, GUO Xing-mei (School of Chemistry and Environment, South China Normal University, Guangzhou 510635, China). *Chinese Journal of Ecology* 2007 26(8):1311-1316.

Abstract: This paper summarized the harm, source, and distribution of PAHs in the environment, and introduced in stress the general action modes (including linear and nonlinear allocation models) of PAHs on soil-sediment interface and their applications. The main factors affecting the adsorption of hydrophobic PAHs pollutants were the structure and composition of the organic matters in soil and sediment, and the molecular characters of PAHs. Suggestions and expectations on further research in this field were put forward.

Key words: soil/sediments; PAHs; adsorption.

1 引 言

多环芳烃通常是由于各种有机物的不完全燃烧而形成的,这些有机物有煤、木材、石油等,它们广泛存在于土壤、河流沉积物、大气飘尘及水体中,对人类健康造成极大的潜在的危害,因此备受人们重视。现已发现这些物质中大都具有致癌作用,其中苯并(a)芘(简称 BaP)的致癌特性最强,因此它被当作环境被多环芳烃污染的指标。美国环保局(EPA)清洁水法案中颁布的 114 项优先检测的有机污染物中,把 16 项多环芳烃列入其中(叶振福,1999)。芳烃类化合物是高度脂溶性的,容易在人体富脂肪器官和乳液中累积。单环芳烃基本无致癌性,多环芳烃具有很强的致畸、致癌、致突变等“三致”作用,除此之外,多环芳烃还能损伤造血系统和淋巴系统。由于多环芳烃对环境与人类健康造成负面影响,因

而分析检测环境中的多环芳烃变得尤为重要。同大多数环境毒害性有机物一样,环境中多环芳烃由于其特殊的环境行为,其存在方式、吸附方式、迁移方式、转化方式及归宿等诸因素影响和制约着人类环境的质量。只有弄清它们的结构、性质及作用机理,才能采取相应的措施进行治理和控制,将危害降到最低程度。目前已经有多种处理方法与措施控制环境中多环芳烃的污染水平。相应地,环境分析与检测技术也得到空前的发展(Chang & Yorgen, 1995; Luigi *et al.*, 1998; 王金成和熊力, 2001; 梁佩芝和顾继东, 2003)。新方法与新技术不断涌现出来。

2 多环芳烃的种类、主要来源及分布

2.1 种类

多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)是指分子中含有 2 个或 2 个以上苯环的碳氢化合物,可分为芳香稠环型及芳香非稠环型,是环境污染物中最重要的监测项目之一,也是公认的一类强致癌环境化学物质。1976 年美国环境保护局

* 国家自然科学基金项目(40373042)和广东省自然科学基金资助项目(031504 05944)。

** 通讯作者 E-mail: wuhonghai@snu.edu.cn

收稿日期:2006-09-07 接受日期:2007-05-09

(EPA)列出的16项PAHs是:萘、苊烯、苊、芴、蒽、荧蒽(简称Fa)、芘、苯并[a]蒽、苯并[a]荧蒽(简称BbF)、苯并[k]荧蒽(简称BkF)、苯并[a]芘(简称BaP)、二苯并[ah]蒽、苯并[ghi]芘(简称[B[ghi]Pe)、茚并[1,2,3-cd]P。芘为优先考虑的污染物(李继睿等2002)。1990年我国提出了68种优先控制污染物,其中有7种在PAH之列。中国国家生活饮用水卫生标准GB-85规定,BaP的最高含量为 $0.01 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。世界卫生组织拟定,饮用水中6种具有代表性的PAH(Fa,BbF,BkF,BaP,B[ghi]Pe,In[1,2,3-cd]P)的最高可接受浓度为 $0.02 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,该标准已被欧洲经济共同体所采纳。

2.2 主要来源

存在于环境中的单环芳烃基本上只有人为来源,且主要来自于含多量单环芳烃的化石燃料(杨发忠等2005)。而多环芳烃的产生主要有自然因素和人为因素。自然因素包括(何燧源2005):1)某些细菌、藻类和植物的生物合成产物;2)森林草原燃起的野火及火山喷发物;3)从化石燃料、木质素、底泥等散发出的多环芳烃,是长期地质年代间由生物降解再合成的产物,但这是个次要因素。主要发生影响的是人为因素。人为因素主要包括:1)废物焚烧和化学燃料不完全燃烧产生的烟气(包括汽车排气);2)工厂(特别是炼焦、炼油、煤气厂)排出物。值得一提的是,从吸烟者喷出的烟气中迄今为止已经检测到150种以上的多环芳烃,且含量比饮水高的多。

水体中多环芳烃主要来源于各类工业废水、大气降落物、表面敷沥青道路的径流及污染土壤的沥滤液等。与地下水、湖水相比,河水更容易受到污染,其中多环芳烃的浓度水平可能高于 $0.05 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,且大量被吸附在悬浮粒子上,仅有少量呈溶解状态。

在煤炉排放的废气中,致癌性PAHs浓度可达 $1000 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。家庭炉灶每年所产生的BaP含量可达 $599 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,超过国家卫生标准的近百倍。家庭炉灶及吸烟所引起的居室环境污染,也引起了国内外人士的关注。生活饮食灶不管是使用煤炭、燃油还是燃气,由于无动力鼓风引风设备或这类设备不完善,故燃料得不到与氧气充分混合而形成缺氧燃烧产生大量有害气体。有人做过试验,居室厨房内做饭时有害气体如BaP的含量可达 $599 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,超过国家卫生标准成百倍。人们已鉴定出150

种以上的PAHs存在香烟的焦油中。在雪茄烟的主要气流中PAHs的含量为 $8 \sim 122 \mu\text{g} \cdot \text{支}^{-1}$ (杨发忠等2005)。

2.3 分布

在过去的20年里,珠江三角洲地区的工农业产品迅速增加导致了严重的环境污染,引起了人们的重视(Chen *et al.* 2005)。最新研究显示,在中国华南珠江三角洲地区,无论是水体、沉积物还是大气中,PAHs的含量都非常高(Mai *et al.* 2001, 2002, 2003; Bi *et al.* 2003; Luo *et al.* 2004)。人类活动产生的多环芳烃进入大气环境后,绝大部分通过沉降进入土壤,污染土壤环境,据估计,有90%的多环芳烃在土壤表面残留(Wild & Jones, 1995)。水环境水相中的多环芳烃有3种存在状态,即:吸附在悬浮性固体上、溶于水和呈乳化状态。地表水中含有多环芳烃,地下水和海水中也检测到多环芳烃。

多环芳烃广泛存在于人类生活的自然环境如大气、水体、土壤、沉积物、作物和食品(如烧烤制品)中。人类使用的许多橡胶、塑料等制品中也含有多环芳烃。目前已知的多环芳烃约有200余种。有研究表明,PAHs、DDT等毒害有机物能通过食物链和水消费等途径被人体吸收,植物也有多种途径,如根吸收、叶片吸收等(Fismes *et al.* 2002; Babu *et al.* 2003)。

3 土壤/沉积物中多环芳烃的界面吸附行为

3.1 吸附理论

吸附是化合物(吸附质)从气相或液相向固体表面浓集的一种物理化学过程。当化合物和固体表面之间的吸附势能大于化合物本身分子之间的内聚能时,即会发生吸附现象。如果引起吸附的作用力是范德华力,则这种吸附称为物理吸附;如果是化学键力,则称为化学吸附。但二者之间的区分并不很清楚。绝大部分固体表面的微观结构是不均匀的,具有非均质性。所以其表面的吸附势是变化的,发生吸附时,表面吸附位按能量由高到低的顺序依次被占据,所以随着吸附的进行,净摩尔吸附热逐渐减小。吸附达到平衡后,吸附质在两相间的分布用吸附等温线(isotherm)来描述。用于描述水相中吸附的基本等温式有Henry型、Freundlich型和Langmuir型等。

Henry型: $Q_e = K_d C_e$

式中: Q_e 为吸附质在固相中的吸附量; C_e 为吸附质

在液相中的平衡浓度 K_d 为吸附质在两相中的分布系数。

Freundlich 型 $Q_e = K_f C_e^n$

其线性形式为 $\lg Q_e = \lg K_f + n \lg C_e$

式中 K_f 为容量因子,指溶质某一具体的浓度下,固体吸附剂的吸附容量; n 为指数因子,反映吸附等温线的弯曲程度。

Langmuir 型 $Q_e = Q_0 b C_e / (1 + b C_e)$

式中 Q_0 为最大吸附容量; $Q_0 b$ 为吸附等温线在低浓度段的斜率。

3.2 吸附模式

对环境中的毒害有机物吸附机理的研究已经到了相当的程度,经历了由线性分配模型到非线性分配模型,目前的研究主要集中在多端元反应模式(Distributed Reactivity Model)和双模式吸附模型(Dual Modes Sorption Model)等几种模型(党志等, 2001)上。

3.2.1 分配模型 分配(partition)是指在水溶液中,沉积物有机质对有机化合物的溶解作用。Chiou等(1979)提出了分配理论,认为非离子有机化合物在土壤上吸附的主要机理是有机污染物在土壤有机质中的分配作用,类似于溶解作用,其大小可以用分配系数来表示:

$$K_p = \frac{C_e}{Q_e}$$

式中 Q_e 为有机化合物在固相中的吸附量; K_p 为分配系数; C_e 为该化合物在水相中的平衡浓度。该模型称为分配模型(或线性模型)。

线性分配模型认为疏水性有机化合物被土壤/沉积物吸附实际上是这些化合物在组成和分子结构上都是均匀的土壤/沉积物有机质上的分配过程。在吸附过程中同时存在着非线性、慢速率、不同溶质间的竞争吸附以及吸附和解吸时的滞后现象。对于这些非线性行为,许多研究者认为其主要原因是有机质的不均匀性,这种不均匀性表现在有机质的组成和结构不同。同时,土壤和沉积物中一些无机矿物也参与了吸附,而近年的研究则认为在土壤有机质中还存在一些表面积较大的“黑炭”物质,如烟灰、焦炭等,对疏水性有机物表现较强的吸附亲和性,从而导致了非线性吸附行为的产生。然而实验过程中却常常发现非线性吸附的现象,从分配原理出发又建立了非线性分配模型。

3.2.2 多端元反应模型 1992年,Weber等提出多

端元反应模型。多端元反应模型与分配模型的不同在于前者将土壤和沉积物看成是高度不均一的吸附剂,并且引入“硬碳”(hard carbon)和“软碳”(soft carbon)的概念,并认为有机化合物与硬碳之间倾向非线性吸附,而与软碳之间倾向于线性分配,线性的部分符合分配机理,而非线性的部分与表面反应有关。双模式吸附模型认为土壤有机质分为溶解相(dissolution or partition domain)和孔隙填充相(hole-filling domain)2个部分,有机物在溶解相上的吸附是一个分配过程,具有较大的扩散系数、吸附与解吸速率很快,没有滞后现象;有机物在孔隙填充相中则服从兰格缪尔吸附等温模型,扩散慢,影响吸附达到平衡的时间,造成慢吸附,即滞后现象。此反应模型不但适合极性有机化合物,还适合非极性有机化合物。

梁重山等(2004)研究了菲在土壤/沉积物上的吸附及解吸情况,发现菲在土壤/沉积物上的吸附是非线性的,符合 Freundlich 模型,双区位反应模型(DRDM)也能较好地拟合菲在土壤/沉积物样品上的吸附等温线,并且该模型清楚地反映出菲在低浓度和高浓度下不同的吸附方式,实验还发现,菲在土壤/沉积物上的吸附-解吸过程存在明显的滞后现象,可能和样品中有机质的异质性和土壤胶团中微小孔隙的存在有关。党志等(2004)研究发现,以2种有机碳含量、结构和性质都相差较大的天然样品 Chelsea 土壤和 Paxton 页岩为吸附剂,而以菲为吸附质。表明在相同实验条件下,2种样品对菲的吸附均呈非线性,且遵循 Freundlich 吸附模型:

$$Q_e = K_f C_e^n$$

式中 Q_e 和 C_e 分别为平衡条件下固相和液相中菲的质量浓度; K_f 和 n 是与吸附强度有关的参数。

尽管 Chelsea 土壤有机质含量明显高于 Paxton 页岩,但结果(图1)显示,后者对菲的吸附远高于前者,说明样品对有机污染物的吸附不仅与有机质含量高低有关,还与样品有机质的组成和物化性质等因素有关。Chelsea 土壤样品以腐殖酸为主,而 Paxton 页岩则以干酪根为主。相对于干酪根而言,腐殖酸富含软碳(无定形碳),而硬碳(或凝聚碳)的含量要低得多。已有研究表明,憎水性有机污染物在软碳为主的土壤有机质上的吸附主要以分配方式进行,吸附与解吸之间没有滞后现象的发生,而在硬碳为主的土壤有机质上憎水性有机污染物则以不可逆化学吸附为主,吸附与解吸之间存在明显的滞后现象(Xing 2001)。

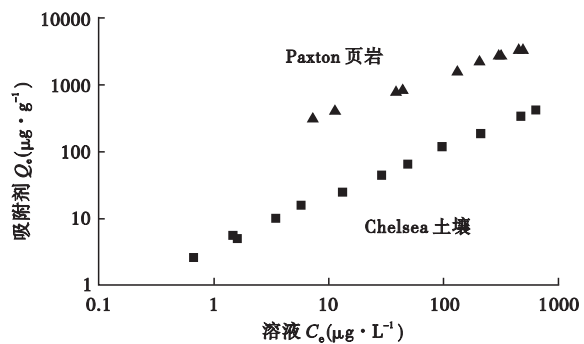


图 1 菲在 2 种不同样品上的吸附等温线
Fig. 1 Sorption isotherms of phenanthrene on the natural samples

3.2.3 双模式模型 为了解释非线性吸附和竞争效应 Xing 等(1996 ,1997)将双模式模型成功地应用于 SOM 对有机化合物的吸附。聚合物分为玻璃态和橡胶态 玻璃态的致密程度和聚合物片断的内聚力都高于橡胶态。聚合物玻璃相和橡胶相的划分是依据大分子片断的可移动程度来区分的。橡胶相比玻璃相具有更强的移动性和变形性。在一个狭窄的温度范围内(T_g) 聚合物大分子片断的可移动性发生很大的变化 随之而发生的是玻璃相和橡胶相之间的转化。当温度升高超过 T_g 时 玻璃相转化为橡胶相。有机化幌物在橡胶相的吸附机理是溶解作用 而在玻璃相的吸附机理既包括溶解作用也包括类似于表面吸附的填孔作用。由于 SOM 没有重复性结构单元 所以它并不是严格意义上的聚合物 但把它比作聚合物却具有合理性 因为 SOM 具有大分子特征 而且其主要成分——腐殖质同时具有膨胀区域和致密区域 这 2 种区域分别类似于聚合物的橡胶态和玻璃态。双模式吸附模型：

$$Q_e = K_p C_e + \sum_{i=1}^n \frac{S_i^0 b_i C_e}{1 + b_i C_e}$$

式中 K_p 为分配系数 b_i 和 S_i^0 分别为亲和因子和容量因子 i 为能量相同或相近的一组吸附点位。因为 Freundlich 吸附等温线可看作各水平能量组吸附点位所对应的 Langmuir 吸附等温线的叠加 所以如果将所有的吸附点位近似看作能量分布是均匀的，则上式可简化为：

$$Q_e = K_p C_e + \frac{Q_{\max} b C_e}{1 + b C_e}$$

式中 Q_{\max} 为最大吸附容量 $Q_{\max} b$ 为吸附等温线在低浓度段的斜率。式中因为包含分配部分和表面吸

附部分 所以又称为表面吸附-分配模型。
3.3 影响 PAHs 在土壤/沉积物吸附的因素
3.3.1 土壤/沉积物中含碳物质的影响 吸附作用是控制污染土壤 PAHs 归宿的主要化学过程 影响 PAHs 在土壤中吸附能力的主要因素是土壤中有机的数量和质量(Markus *et al.* ,1995)。有机质含量高的土壤对 PAHs 的吸附量和吸附强度均较高，有机质吸附限制了土壤中 PAHs 的降解(Weissenfels *et al.* ,1992)。PAHs 和它们的代谢产物与有机质结合基于非共价键(疏水吸附、电荷转移、氢键)和共价键(酯、醚、碳-碳键等) (Richnow *et al.* ,1994)。在这一结合过程中 腐殖质与 PAHs 的结合比其与无机成分结合得更紧密(张锡辉和 Bajpai 2001) 因此 腐殖质类有机物可能起到关键的作用。

由于沉积物组成的不均一性 沉积物中不同形态、不同结构的组分对多环芳烃的富集能力也不同。关于含碳物质的种类及性质 Gerald 等(2005)已经做了详尽的综述。吴启航等(2004)研究表明 高污染地区(白鹅潭)样品中焦碳颗粒和植物碎屑、木炭对 PAHs 的富集能力最强 分别达到 49.066 和 25.462 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 而煤屑的富集能力只有 14.192 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 。原因可能是 焦碳颗粒和植物碎屑、木炭这 2 部分都经过燃烧过程 容易与煤、石油等矿物燃料燃烧中产生的 PAHs 结合 而煤屑可能是在运输过程中被撒漏的。碳黑主要是大气干湿沉降的产物，通常是沉积物不同组分中富集能力较高的 但高污染地区(如白鹅潭)存在其它相对含量高的不同组分时将出现竞争吸附 使其富集能力减小。植物残体的富集也不高 这主要与没有被高温燃烧有关。他们的研究还报道 黄埔样品中的有机质对 PAHs 的吸附量的范围为 1.650 ~ 6.780 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 其中焦碳颗粒的富集能力最高 达到 6.780 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 这可能与小粒径的颗粒中富含燃烧来源的碳质颗粒物(carbon soot) 比表面积大 碳质颗粒物是一些高度共轭和高度聚合的碳质物质 其结构酷似层状的聚合芳香物质有关。Jones 和 de Voogt(1999)等提出 有机质的芳香程度越高 结构和芳香族化合物越接近 对多环芳烃的吸附性能越大。Ghosh 等(2000)对美国 Milwaukee 港口沉积物的研究表明 样品中有机轻组分对 PAHs 的富集能力比无机重组分高 2 ~ 3 个数量级 他们的研究结果是互相吻合的。

3.3.2 PAHs 分子特性的影响 高分子量的 PAHs 随土壤有机质分解程度加深而富集,而低分子量的 PAHs 则是减少(Krauss & Wilcke, 2002),这主要是因为有机质分解过程中形成含有各种芳烃结构的腐殖质,其与不同性质的 PAHs 有不同的亲和性。高分子量、低溶解性的 PAHs 与胡敏素结合力比与腐殖酸结合力强,而低分子量、高溶解性的 PAHs 则相反。辛醇-水分配系数(KOW)也是一个重要指标, KOW 越大,疏水性越强,在土壤和沉积物上的吸附也越容易发生。如萘、菲、芘的辛醇-水分配系数分别是 2.29×10^3 、 3.72×10^4 和 1.15×10^5 , 三者在土壤或沉积物上的吸附容量与 KOW 存在着线性关系(周岩梅等, 2003)。由于其水溶性低,辛醇-水分配系数高,PAHs 极易分配到沉积物中,沉积物成了 PAHs 的蓄积库,使沉积物中 PAHs 的浓度高出水中浓度几个数量级(平立凤和骆永明, 2005)。当 KOW 接近时,非平面结构的多环芳烃分子较之平面结构的更容易发生吸附(Gerald *et al.*, 2005)。在沉积物中 PAHs 的吸附比在土壤上的吸附强(Chiou *et al.*, 1998),主要是受含量相当高的有机质的影响,多环芳烃的水溶性和蒸气压较小,因此,在进入水体后容易被水中的悬浮粒子或沉积物吸附。环境中沉积物中的多环芳烃浓度高于水生生物,水生生物中多环芳烃的浓度又比水体中的浓度高几个数量级。相对分子量较低的 PAHs 通过沉积、挥发、微生物降解等过程从水相中迁走,相对分子量较高的则主要通过沉积和光化学氧化过程发生迁移和转化。

4 前景展望

由于土壤或沉积物微观结构的复杂性和不均一性,引入新的分析手段是十分必要的。吸附模型对研究多环芳烃的环境行为具有指导作用,便于启发人们找到更好的治理多环芳烃污染的方法。土壤/沉积物中毒害有机物(如多环芳烃)的吸附机理研究虽然已经取得了重要进展,但在未来的研究中还有许多亟待解决的问题,其中天然有机质、矿物及其复合体结构与性质对毒害有机物的迁移、转化及归宿的调控作用仍是该领域研究的关键。土壤和沉积物中毒害有机物的风险评估、受污染环境的修复都依赖于土壤/沉积物中毒害有机物吸附机理的深入研究。

参考文献

- 党志, 黄伟林, 彭平安. 2004. 天然地质样品有机质组成对菲吸附-解吸的影响. 环境科学研究, **17**(4): 74-76.
- 党志, 于虹, 黄伟林, 等. 2001. 土壤/沉积物吸附有机污染物机理研究的进展. 化学通报, (2): 81-85.
- 何燧源. 2005. 环境化学(第4版). 上海: 华东理工大学出版社: 293-297.
- 李继睿, 刘佳佳, 晏喜云. 2002. 高效液相色谱法检测水中多环芳烃. 上海化工, **10**(22): 21-22.
- 梁佩芝, 顾继东. 2003. 红树林厌氧环境对多环芳烃类有毒物的降解预测. 生态科学, **22**(2): 97-103.
- 梁重山, 党志, 刘丛强. 2004. 菲在土壤/沉积物上的吸附-解吸过程及滞后现象的研究. 土壤学报, **41**(3): 339-325.
- 平立凤, 骆永明. 2005. 有机质对多环芳烃环境行为影响的研究进展. 土壤, **37**(4): 362-369.
- 王金成, 熊力. 2001. 微波在环境化学中的应用. 气象水文海洋仪器, **31**(2): 44-48.
- 吴启航, 麦碧娴, 陈永亨. 2004. 珠江广州段沉积物中多环芳烃分布及富集研究. 广州大学学报(自然科学版), **3**(4): 351-356.
- 杨发忠, 颜阳, 张泽志, 等. 2005. 多环芳烃研究进展. 云南化工, **32**(2): 44-48.
- 叶振福. 1999. 高效液相色谱法分析水中多环芳烃(PAHs). 厦门科技, (4): 38.
- 张锡辉, Bajpai R. 2001. 土壤结合态稠环芳烃的生物降解. 农业环境保护, **20**(1): 15-18.
- 周岩梅, 刘瑞霞, 汤鸿霄. 2003. 溶解有机质在土壤及沉积物吸附多环芳烃类有机污染物过程中的作用研究. 环境科学学报, **23**(2): 216-223.
- Babu GS, Farooq M, Ray RS, *et al.* 2003. DDT and HCH residues in basmati rice (*Oryza sativa*) cultivated in Dehradun (India). *Water, Air & Soil Pollution*, **144**: 149-157.
- Bi XH, Sheng GY, Peng P, *et al.* 2003. Distribution of particulate- and vapor-phase nalkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban atmosphere of Guangzhou, China. *Atmospheric Environment*, **37**: 289-298.
- Chang YC, Yorgen K. 1995. Enhancement of NO_x adsorption capacity and rare of char by microwave. *Carbon*, **33**: 1141-1146.
- Chen LG, Ran Y, Xing BS, *et al.* 2005. Contents and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in vegetable soils of Guangzhou, China. *Chemosphere*, **60**: 879-890.
- Chiou CT, McGroddy RL, Kile DE. 1998. Partition characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons on soils and sediments. *Environmental Science and Technology*, **32**: 264-269.
- Fismes J, Perrin-Ganier C, Empereur-Bissonnet P, *et al.* 2002. Soil-to-root transfer and translocation of polycyclic aromatic hydrocarbons by vegetables grown on industrial contamina-

- ted soils. *Journal of Environmental Quality*, **31**: 1649–1656.
- Gerald C, Orjan G, Thomas D, *et al.* 2005. Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal, and kerogen in sediments and soils: Mechanisms and consequences for distribution, bioaccumulation, and biodegradation. *Environmental Science & Technology*, **18**: 6881–6895.
- Ghosh U, Gillette JS, Luthy RG, *et al.* 2000. Microscale location, characterization and association of polycyclic aromatic hydrocarbons on harbor sediment particles. *Environmental Science and Technology*, **34**: 1729–1736.
- Jones KC, de Voogt P. 1999. Persistent organic pollutants (POPs): State of the science. *Environmental Pollution*, **100**: 209–221.
- Krauss M, Wilcke W. 2002. Sorption strength of persistent organic pollutants in particle-size fractions of urban soils. *Soil Science Society of America Journal*, **66**: 430–437.
- Luigi C, Raffaella C, Maria PS, *et al.* 1998. Microwaves assisted photodegradation of pollutants// Part of the SPIE Conference on Environmental Monitoring and Remediation Technologies. Boston, Massachusetts: SPIE: 105–113.
- Luo XJ, Mai BX, Yang QS, *et al.* 2004. 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. *Marine Pollution Bulletin*, **48**: 1102–1115.
- Mai BX, Fu JM, Zhang G, *et al.* 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Pearl River and Estuary, China: Spatial and temporal distribution and sources. *Applied Geochemistry*, **16**: 1429–1445.
- Mai BX, Fu JM, Sheng GY, *et al.* 2002. Chlorinated and polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine and estuarine sediments from Pearl River Delta, China. *Environmental Pollution*, **117**: 457–474.
- Mai BX, Qi S, Zeng EY, *et al.* 2003. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the coastal region off Macao, China: Assessment of input sources and transport pathways using compositional analysis. *Environmental Science and Technology*, **37**: 4855–4863.
- Markus N, Annemarie MS, Christopher H. 1995. Monitoring polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and heavy metals in urban soil, compost and vegetation. *Environmental Science and Pollution Research*, **2**: 83–89.
- Richnow HH, Seifert R, Hefter J, *et al.* 1994. Metabolites of xenobiotica and mineral oil constituents linked to macromolecular organic matter in polluted environments. *Organic Geochemistry*, **22**: 671–681.
- Weissenfels WD, Klewer HJ, Langhoff J. 1992. Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by soil particles: Influence on biodegradability and biotoxicity. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **36**: 689–696.
- Wild SR, Jones KC. 1995. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: A preliminary and budget. *Environmental Pollution*, **88**: 91–108.
- Xing B, Pignatello JJ, Gigliotti B. 1996. Competitive sorption between atrazine and other organic compounds in soils and model sorbents. *Environmental Science and Technology*, **30**: 432–2440.
- Xing B, Pignatello JJ. 1997. Dual-mode sorption of low-polarity compounds glassy (vinyl chloride) and soil organic matter. *Environmental Science and Technology*, **31**: 792–799.
- Xing B. 2001. Sorption of naphthalene and phenanthrene by soil humic acids. *Environmental Pollution*, **111**: 303–309.
-
- 作者简介 王伟伟,女,1980年生,硕士研究生。主要从事地球化学和环境化学研究。E-mail: wwwmqj@126.com
责任编辑 王伟
-