

DOI:10.3876/j.issn.1000-1980.2016.02.002

太湖底泥表面生物膜对底泥吸附 内分泌干扰物的作用机制

朱晓晓^{1,2}, 李 轶^{1,2}, 牛丽华^{1,2}, 丁海霞^{1,2}, 王 超^{1,2}

(1. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏 南京 210098;
2. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098)

摘要: 为阐明底泥表面附着生物膜在内分泌干扰物迁移转化中的作用, 对生物膜在底泥吸附乙炔雌二醇(EE2)、双酚 A(BPA) 和壬基酚(4-NP) 过程中的作用机制进行研究。结果表明, BPA、EE2 和 4-NP 的有机物标准分配系数(k_{oc}) 为 $10^{1.78} \sim 10^{3.02}$ L/kg, 经 H_2O_2 处理所得底泥中 EE2 的有机物标准分配系数($10^{2.32}$ L/kg) 大于未经处理的底泥($10^{2.19}$ L/kg)。建立了两阶段吸附(快速吸附和慢速吸附)动力学模型($r^2 > 0.95$), 模型拟合结果显示, 在吸附过程中, 快速吸附发挥了主要作用, 而慢速吸附则决定了反应程度。底泥表面附着生物膜会阻碍污染物向底泥的传质行为, 并且对底泥的吸附能力没有促进作用。

关键词: 底泥; 生物膜; 内分泌干扰物; 吸附; 传质; 两阶段吸附动力学模型; 太湖

中图分类号: X524 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-1980(2016)02-0101-07

Role of biofilm on surface of sediments in adsorption of endocrine-disrupting chemicals on sediments in Taihu Lake

ZHU Xiaoxiao^{1,2}, LI Yi^{1,2}, NIU Lihua^{1,2}, DING Haixia^{1,2}, WANG Chao^{1,2}

(1. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China;
2. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: The role of biofilm covering on sediments in the adsorption of three endocrine-disrupting chemicals (EDCs), 17 α -ethinyl estradiol (EE2), bisphenol A (BPA), and 4-nonylphenols (4-NP), was investigated. The results indicated that the organic carbon (OC)-normalized distribution coefficients (k_{oc}) of BPA, EE2, and 4-NP ranged from $10^{1.78}$ to $10^{3.02}$ L/kg. After the oxidation of sediments by H_2O_2 , the k_{oc} of EE2 was higher ($10^{2.32}$ L/kg) than before the oxidation ($10^{2.19}$ L/kg). A two-stage adsorption (fast adsorption and slow adsorption) kinetic model was established ($r^2 > 0.95$). The simulation results showed that the fast adsorption section played the main role in the adsorption process, while the slow adsorption section determined the extent of the reaction. The biofilm on the surface of sediments may act as a barrier in mass transfer from water to sediment and seldom improve the adsorption capacity of sediments.

Key words: sediment; biofilm; endocrine-disrupting chemicals; adsorption; mass transfer; two-stage adsorption kinetic model; Taihu Lake

自然条件下, 暴露于水体中的底泥会被微生物快速覆盖^[1]形成生物膜, 这些生物膜包括细菌、胞外聚合

收稿日期: 2015-02-03

基金项目: 国家自然科学基金(51322901, 51479066); 河海大学大学生创新训练计划(国家级)(201410294005)

作者简介: 朱晓晓(1992—), 女, 江苏南通人, 硕士研究生, 主要从事水环境保护与生态修复研究。E-mail: 1023192284@qq.com

通信作者: 李轶, 教授。E-mail: envly@hhu.edu.cn

物和从水体中吸收的有机和无机物质^[2]。附着生物膜会增加底泥的异质性从而影响底泥中有机物的分布规律^[3-4],对提高底泥有机物含量具有重要作用,同时也会增强阻碍有机污染物的迁移转化。然而,目前针对自然水体中,底泥附着生物膜对有机污染物吸附性能的影响研究相对较少^[3],其作用机理尚不明确。

近年来,新兴有机污染物被频繁检出^[5-6],这些物质可直接影响水生生物的生长繁殖,甚至通过生物富集、食物链的放大效应,对人类造成不可估量的危害。在新兴有机污染物中,乙炔雌二醇(EE2)、双酚A(BPA)和壬基酚(4-NP)因其消耗量大、对人类产生严重危害而受到特别关注。

吸附、解吸作用决定了有机污染物的生物归宿。研究表明,持久性有机污染物通过吸附快速富集于吸附剂表面而被分离去除^[7]。有机物是土壤和底泥中的主要吸附物质^[8],而自然界中土壤/底泥有机物(SOM)的分布极不均匀,其种类和数量对有机污染物的吸附影响巨大^[9]。生物膜相对于底泥而言是一种极为重要的吸附基质^[2]。然而,以往的文献多关注内分泌干扰物(endocrine disrupting chemicals, EDCs)在水体、生物膜和底泥中的分布规律,并未深入研究生物膜在吸附过程中的作用。

为了更好地阐明水体中底泥表面附着生物膜对EDCs的吸附作用,通过研究底质-水分配系数(k_p)和底质-水传质速率常数(k_b)来定量评估附着生物膜的吸附过程^[3,10]。本文主要目的是确定黏附在底泥表面的生物膜对BPA、EE2和4-NP的吸附性能和可能的吸附机制,并定量评估生物膜在底泥吸附BPA、EE2和4-NP过程中的作用。

1 材料与方法

1.1 试剂材料

购置标准品BPA(99%)、EE2(99%)和4-NP(99%),甲醇(Fisher公司,美国)为色谱纯级,其他化学试剂为分析纯,超纯水(电阻率为 $18.2\text{ M}\Omega\cdot\text{cm}$)由Milli-Q超纯水仪(Millipore公司,美国)制备。用标准品与甲醇配制 $50\,000\text{ mg/L}$ 的BPA、EE2和4-NP甲醇标准储备液,于 $-4\text{ }^\circ\text{C}$ 避光保存。

1.2 底泥的采集和处理

底泥样品于2014年3月采集于太湖梅梁湾,每20 m设置1个采样点,用底泥采样器(Eijkekamp公司,荷兰)采集3处泥/水交界面表层(0~2 cm)底泥,每处1 kg,以混合物作为该采样点的底泥样品。采集的底泥过2 mm筛网后置于密封袋中运回,储存在 $-4\text{ }^\circ\text{C}$ 下保持湿润状态以备待用。底泥分为2份进行处理:(a)不作特殊处理,将自然底泥样品用蒸馏水洗净、风干并研磨,过80~150目筛网;(b)底泥样品进行 H_2O_2 氧化处理^[11-12]。

1.3 吸附试验

称取2 g底泥于150 mL锥形瓶中,加入100 mL EDCs溶液。EDCs溶液的配制:在锥形瓶内盛装100 mL蒸馏水,用锡箔纸包裹瓶身(防止化合物的光解和蒸发损失),加入EE2、BPA和4-NP的甲醇标准储备液,根据EDCs的检出限和溶解度,拟设定EE2、BPA和4-NP初始浓度均为 5 mg/L ,在室温下于振荡速率为 80 r/min 的振荡器(WHY-2)中避光振荡。分别在0 min、30 min、60 min、90 min、105 min、120 min、150 min、180 min、210 min、240 min、300 min和420 min时取样,过滤后采用高效液相色谱(HPLC)测定上清液中EDCs的浓度,根据质量守恒原理计算底泥中EDCs的浓度。所有吸附试验均设置3个平行样,并设置只含EDCs溶液的无土对照试验。

1.4 底泥成分及EDCs浓度测定

1.4.1 底泥成分特性分析

用 1 mol/L HCl 去除底泥表面碳酸盐,由TOC分析仪(multi-4000, JENA in Germany)分析样品TOC成分即有机物含量(f_{oc} , %),采用型号为D/max-rb的X射线衍射仪(Rigaku, Japan)测定底泥成分。结果显示,自然底泥样品有机碳含量为14.76%,而 H_2O_2 氧化底泥仅为11.54%。

1.4.2 EE2、BPA及4-NP浓度测定

上清液中EDCs的浓度采用高效液相色谱仪(1260 Series, Agilent Technologists)测定。采用Agilent C8反相色谱柱,色谱条件:流动相为甲醇/去离子水为50:50(体积比),流速 1 mL/min ,检测器为紫外检测器,EE2的激发波长采用278 nm,BPA、4-NP则采用280 nm。在此色谱条件下得到EDCs的基线分离,特征峰面积用来定量分析EDCs的浓度。

1.5 吸附动力学模型的建立

已有研究建立的吸附动力学模型不能同时反映出 EDCs 在水体中的分离和迁移分布规律,为了更好地描述 EDCs 在底泥中的吸附过程,笔者基于已有模型^[10,13],推导了一种新的动力学模型。模型忽略 EDCs(理化性质见表 1)的挥发,并假设污染物的吸附传质遵循线性吸附,因为在极小的浓度变化范围内,线性吸附的发生是合理的^[10]。

基于以上假设可得出水体中污染物浓度变化的微分方程式:

$$\frac{dC_w}{dt} = -k_b(k_p C_w - C_s)W_s$$

(1)

式中: C_w —— t 时刻水中 EDCs 的质量浓度, mg/L;
 C_s —— t 时刻底泥中 EDCs 的质量比, mg/g; W_s ——泥-水体系中底泥的质量, g。

整个吸附过程中,上覆水体和底泥中 EDCs 的总质量满足质量守恒原理:

$$C_s W_s = (C_0 - C_w) V$$

(2)

式中: C_0 ——水体中 EDCs 的初始质量浓度, mg/L; V ——水相体积, L。

将式(2)代入式(1)得

$$\frac{dC_w}{dt} = -k_b C_w(k_p W_s + V) + k_b C_0 V$$

(3)

设置初始条件: $t=0, C_w=C_0$, 将式(3)积分, 得

$$C_w = \frac{C_0 k_p W_s}{k_p W_s + V} e^{-k_b t(k_p W_s + V)} + \frac{C_0 V}{k_p W_s + V}$$

(4)

k_p 和 k_b 可通过拟合底泥吸附 EDCs 动力学试验数据得出。

2 结果与讨论

2.1 底泥对 EDCs 的吸附动力学

图 1 为经过不同处理的底泥样品对 EDCs 的吸附行为。由图 1 可知,底泥吸附 EDCs 5~7 h 后达到吸附平衡,表明底泥对 EDCs 的吸附并非瞬时吸附,分子扩散是溶质在吸附剂内主要的转移方式^[14]。EDCs 在吸附剂中扩散的速率与扩散系数具有相同的变化特征^[15],因此底泥对 EDCs 的吸附速率可由扩散速率唯一确定^[3]。经过 90~120 min 的快速吸附后,出现短暂的吸附平衡,随后通过慢速吸附达到最终的吸附平衡,在 120 min 时,EDCs 吸附量占总吸附量的 64.5%~82.5%,可见快速吸附在该过程中占主导作用。

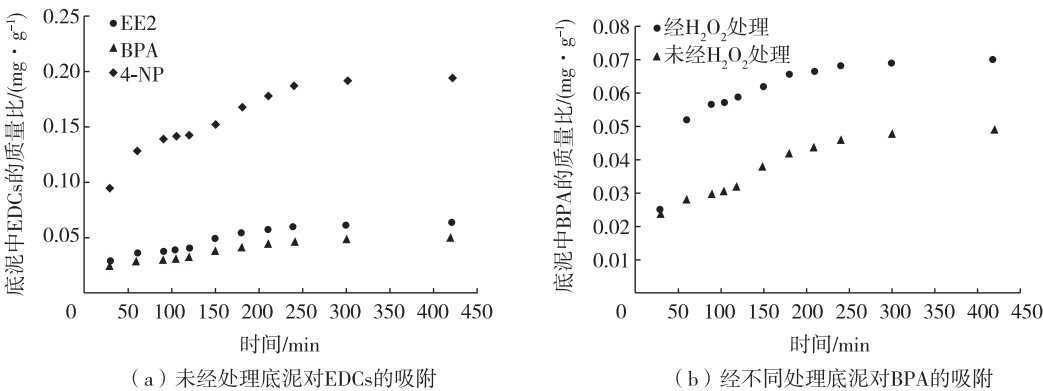


图 1 底泥样品的吸附动力学曲线

Fig. 1 Adsorption kinetic curves of sediment samples

对于相同的底泥样品,EDCs 的化学结构通常会影响底泥对 EDCs 的吸附机制及吸附量。研究表明,污染物在底泥有机质及水相之间的分配作用是非离子型有机物吸附作用的主要机制^[16],因此吸附剂的吸附能

力由 k_p (平衡状态下 EDCs 在底泥和水体中的浓度比) 进行表征。由图 1(a) 得出, BPA 的 k_p 最小 (10.8 L/kg), 4-NP 的 k_p 最大 (174.1 L/kg), 表明极性化合物越少的物质其吸附能力越强^[17]。水体沉积物是有机污染物迁移转化和生物归趋的重要载体^[18], 而底泥中的有机质又是决定吸附的关键, 因此对于同一种污染物, 底泥中的 SOM 控制决定了其吸附能力的大小。

经过不同处理的底泥对污染物的吸附能力差别显著。图 1(b) 显示, 经 H_2O_2 处理底泥的吸附能力有所提高, 与已有研究结果不一致^[19]。这是因为经 H_2O_2 处理的底泥表面无定型有机物被氧化去除, 残留的有机物更具芳香性和凝聚性, 有利于 EDCs 的吸附^[2,19]。

2.2 底泥对 EDCs 的吸附热力学及可能的吸附机制

研究 EDCs 的吸附机制, 需要明确主要的吸附等温参数, 本文相关参数见表 2。表 2 显示, 所有底泥样品的 $r^2 > 0.98$, 表明 Freundlich 和 Langmuir 模型都能较好地描述吸附过程。考虑到 Langmuir 模型基于单分子层吸附原理的假设, 则表面分配作用可能为主要的吸附机制。底泥有机质的异质组分吸附 BPA 的 Freundlich 指数值范围为 0.49~0.72^[8], 本文未经 H_2O_2 处理的底泥其 n 值更高, 这可能是由于底泥表面存在无定型的生物膜和微生物代谢物, 其对 EDCs 的吸附是相对线性的^[2,19]。

表 2 室温下蒸馏水中的 EDCs 在底泥样品上的吸附参数

Table 2 Adsorption parameters of EDCs on sediment samples in distilled water at room temperature

样品	目标 污染物	$k_p/(L \cdot g^{-1})$	k_f	n	lgk_{oc}	拟合判定系数 r^2	
						Freundlich 模型	Langmuir 模型
H_2O_2 处理的底泥	BPA	0.017	0.208	0.711	2.14	0.993	0.998
未经处理的底泥	BPA	0.011	0.172	0.813	1.78	0.995	0.981
未经处理的底泥	EE2	0.019	0.218	0.778	2.19	0.998	0.999
未经处理的底泥	4-NP	0.192	0.467	0.821	3.02	0.996	0.997

注: (a) k_p 为实测值, 为平衡时底泥与水相中 EDCs 浓度之比的平均值; (b) k_f 与 n 分别为 Freundlich 常数和 Freundlich 指数, 基于 $lgQ = nlgC_e + lgk_f$ 线性回归得到; (c) k_{oc} 为有机物标准分配系数, $k_{oc} = k/f_{oc}$, k 为泥-水分配系数。

lgk_{oc} 用于表征有机质对污染物吸附能力的大小^[19], lgk_{oc} 值为 1.78~3.02 (表 2), 低于已有研究结果^[17], 这是由于生物膜中有机物的芳香性和酚含量相比底泥本身有机物而言更少, 导致其吸附能力更差^[2]。经 H_2O_2 处理底泥吸附 EDCs 的 k_{oc} 值明显增大, 表明底泥经 H_2O_2 处理后, 其有机物对 EDCs 的吸附能力更强。底泥经 H_2O_2 处理后, 对 EDCs 的吸附采用 Langmuir 吸附等温模型拟合更好, 表明表面分配在吸附过程中占主要作用。

基于以上分析结果, 底泥样品对 EDCs 的吸附机制可以得到进一步推断。底泥有机质 (SOM) 假设是由生物膜、无定型有机物 (AOM) 和凝聚态有机物 (CG, 炭黑物质等) 组成, 而表面生物膜的成分与 AOM 较为相似^[9], 因此 EDCs 的快速吸附可能是由于其占据了底泥表面吸附位点, 以及 EDCs 在生物膜或无定型有机物上的分配作用。而慢速吸附过程是由 EDCs 逐渐向无定型有机物内部渗透引起, 最终迁移至凝聚态有机物或微孔, 与此同时, 表面吸附位点再次被其余 EDCs 占据, 如此不断重复, 达到最终的吸附平衡。

2.3 吸附动力学模型拟合结果

基于 1.5 节的动力学模型, 图 2 为 3 种典型 EDCs 在初始浓度约为 5 mg/L 时, 采用单段吸附和两段吸附模型拟合吸附试验数据的结果。

底泥对污染物的吸附过程中, k_p 通常被认为与底泥的化学结构和性质相关。表 3 显示, 拟合底泥吸附 EDCs 过程得出的 k_p 与实测值 k_p 基本一致, 且 k_p 随着 EDCs 浓度的增加而减小, 可能是由于底泥对 EDCs 的吸附能力有限。 k_b 从底泥样品的吸附试验中计算得出, 范围为 2.71~12.32 h⁻¹, 自然底泥吸附 EE2 (5 mg/L) 所得 k_b 值为 5.62 h⁻¹, 而 H_2O_2 处理底泥吸附 EE2 所得 k_b 值为 7.91 h⁻¹, 表明附着生物膜是吸附过程的主要传质阻力。计算所得 k_b 约为 10 h⁻¹, 表明底泥吸附 EDCs 是非瞬态的过程。

大多数吸附试验中, 单段吸附曲线无法充分描述底泥对 EDCs 的吸附过程 (图 2), 水相中 EDCs 浓度变化均出现不连续点。为更好地拟合该过程, 需对模型做调整。已有研究考虑快速吸附和慢速吸附是同时发生的, 而本文中初始阶段 EDCs 迅速占领表面吸附位点完成快速吸附, 随后发生慢速吸附过程直至达到最终

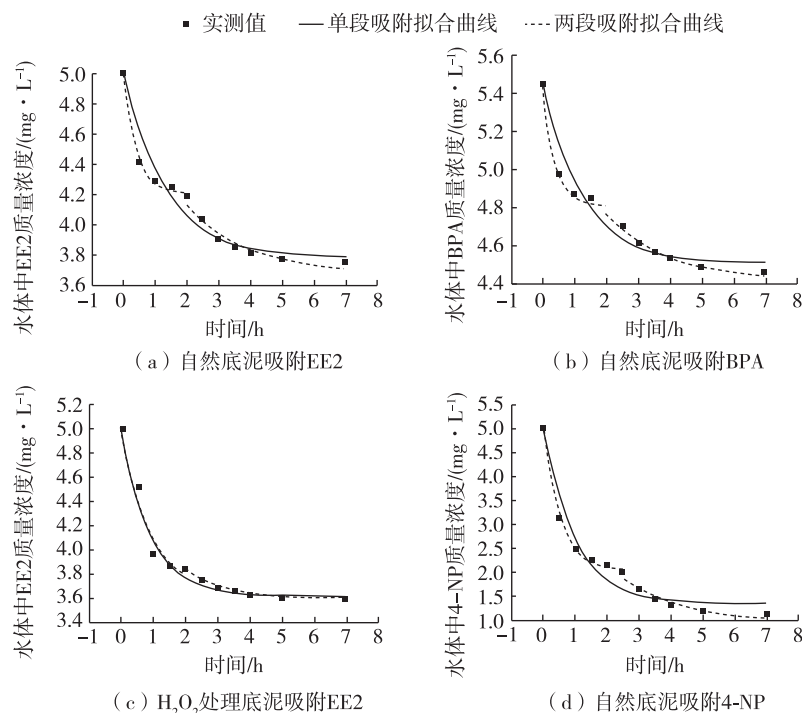


图 2 水体中 EDCs 在底泥吸附作用下的浓度变化

Fig. 2 Variation of concentrations of EDCs in water adsorbed by sediments

表 3 基于单段和两段吸附动力学模型的 k_p 和 k_b

Table 3 Water-sediment partition coefficient (k_p) and water-sediment mass transfer rate constant (k_b) obtained with single- and two-stage adsorption kinetic models

吸附的物质 (初始浓度)	$k_p/(L \cdot kg^{-1})$				k_b/h^{-1}			r^2		
	实测值	单段	两段快速	两段慢速	单段	两段快速	两段慢速	单段	两段快速	两段慢速
EE2(5 mg/L) *	18.5	19.0	18.50	19.3	7.91	8.12	6.61	0.97	0.98	0.98
EE2(5 mg/L)	15.7	16.1	9.17	16.8	5.62	22.80	4.12	0.94	1.00	0.97
4-NP(5 mg/L)	13.4	13.6	7.29	20.1	2.71	7.80	1.20	0.93	1.00	0.98
BPA(2.85 mg/L)	15.6	14.4	13.70	14.9	9.47	14.18	9.60	0.99	0.99	0.99
BPA(5.45 mg/L)	10.2	10.4	6.50	11.6	6.61	23.78	4.36	0.93	1.00	0.98
BPA(20.42 mg/L)	10.6	9.5	8.27	11.7	12.32	25.03	8.82	0.91	1.00	0.97
BPA(38.4 mg/L)	8.4	7.8	5.62	9.4	8.15	25.41	4.23	0.88	0.98	0.92

注：* 表示该物质采用经过 H₂O₂ 处理底泥吸附,其余为自然底泥吸附。

平衡。因此,该两段吸附模型能够更好地反映快速吸附和慢速吸附两阶段的差异,并能更全面的描述底泥对 EDCs 的吸附机理。

用两段吸附模型拟合试验数据,得到快速吸附阶段和慢速吸附阶段的 k_p 和 k_b (表 3)。由表 3 可知,快速吸附阶段的 k_b 为慢速吸附阶段 k_b 的 6~8 倍,表明 EDCs 从无定型有机物向凝聚态有机物传质的过程为整个过程的限速步骤,而慢速吸附阶段的 k_p 值与实测 k_p 值更为接近,表明慢速吸附一定程度上决定了底泥对 EDCs 的吸附程度。

2.4 两段吸附行为及附着生物膜的影响作用

总结已有的底泥/土壤对 EDCs 吸附行为的研究,进一步采用两段吸附模型进行底泥对 EDCs 吸附过程的拟合,结果见表 4。土壤和底泥样品吸附 EDCs 的过程中,慢速吸附阶段的 k_b 基本处于同一水平,而土壤的快速吸附阶段与慢速吸附阶段传质速率比(k_{b1}/k_{b2})明显较高,表明底泥吸附 EDCs 的传质阻力明显高于土壤,由于底泥表面附着生物膜的存在,其会阻碍 EDCs 从水相向底质的传质过程。然而,土壤和底泥吸附 EDCs 过程中的 k_p 基本保持同一水平,表明表面附着生物膜在吸附 EDCs 过程中对底泥的吸附能力没有明显

表4 不同吸附剂对BPA吸附过程的新动力学模型参数

Table 4 Parameters of new kinetic model for BPA adsorption using different adsorbents

吸附剂	化学药剂	质量浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	单段 k_p / ($\text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$)	k_b/h^{-1}		k_{b1}/k_{b2}
				单段	两段慢速	
H_2O_2 处理底泥	4-NP	4	22.6 *	93.26 *	12.09 *	4.37 *
H_2O_2 处理底泥	EE2	5	19.0	7.91	6.52	1.34
自然底泥	BPA	50	57 *	178 *	12.88 *	11.56 *
自然底泥	BPA	2.9~39.6	8~14.5	5.5~12.4	4.3~9.56	1.48~8.4
土壤	BPA	10	7.3 *	44.86 *	3.60 *	17.7 *

注: * 表示该数据使用先前文献中的试验数据计算得出; k_{b1} 、 k_{b2} 分别为基于两段吸附模型拟合快速吸附过程以及基于两段吸附模型拟合慢速吸附过程而得到底质-水传质速率常数。

影响,但一定程度上会减缓 EDCs 从水相向底质的传质速率,这与已有研究报道的生物膜促进污染物的吸附过程^[20]具有一定的差异。

3 结 论

为了探寻表面附着生物膜对底泥吸附 EDCs 过程的影响,研究了经过不同处理的底泥样品对 EDCs 的吸附行为,进而建立水体中底泥对 EDCs 的吸附动力学模型。结果显示:(a) 快速吸附在整个吸附过程占主导作用,而污染物在有机质中的分配作用可能是快速吸附过程的主要作用机制;(b) EDCs 从无定型有机物向凝聚态有机物或微孔传质的过程为吸附过程的限速步骤,而慢速吸附在一定程度上决定了底泥对 EDCs 的吸附程度;(c) 经 H_2O_2 氧化的底泥,其吸附能力有所提高,这是因为凝聚态有机物对 EDCs 的吸附能力更强;(d) 表面附着生物膜会阻碍污染物质从水相向底质的传质过程,但对底泥的吸附能力没有显著影响。研究结果能较好地解释 EDCs 在水中的传质过程,并将生物膜体系作为整体看待,阐明了其对 EDCs 吸附过程的影响,而生物膜的组成和含量对 EDCs 吸附过程的影响有待进一步研究。

参考文献:

- [1] FANG Hongwei, ZHAO Huiming, SHANG Qianqian, et al. Effect of biofilm on the rheological properties of cohesive sediment [J]. Hydrobiologia, 2012, 694(1): 171-181.
- [2] WRITER J H, RYAN J N, BARBER L B. Role of biofilms in sorptive removal of steroidal hormones and 4-nonylphenol compounds from streams[J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(17): 7275-7283.
- [3] WICKE D, BÖCKELMANN U, REEMTSMA T. Experimental and modeling approach to study sorption of dissolved hydrophobic organic contaminants to microbial biofilms[J]. Water Research, 2007, 41(10): 2202-2210.
- [4] WICKE D, BÖCKELMANN U, REEMTSMA T. Environmental influences on the partitioning and diffusion of hydrophobic organic contaminants in microbial biofilms[J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(6): 1990-1996.
- [5] 叶计朋, 邹世春, 张干, 等. 典型抗生素类药物在珠江三角洲水体中的污染特征[J]. 生态环境, 2007, 16(2): 384-388. (YE Jipeng, ZOU Shichun, ZHANG Gan, et al. Characteristics of selected antibiotics in the aquatic environment of the Pearl River Delta, south China[J]. Ecology and Environment, 2007, 16(2): 384-388. (in Chinese))
- [6] 叶赛, 张奎文, 姚子伟, 等. 环渤海水域磺胺类药物的含量特征[J]. 大连海事大学学报, 2007, 33(2): 71-74. (YE Sai, ZHANG Kuiwen, YAO Ziwei, et al. Occurrence of sulfonamide pharmaceuticals in water column around Bohai sea[J]. Journal of Dalian Maritime University, 2007, 33(2): 71-74. (in Chinese))
- [7] 韦朝海, 张小璇, 任源, 等. 持久性有机污染物的水污染控制: 吸附富集、生物降解与过程分析[J]. 环境化学, 2011, 30(2): 300-309. (WEI Chaohai, ZHANG Xiaoxuan, REN Yuan, et al. Pollution control of persistent organic pollutants in water system: adsorption/enrichment, biodegradation and process analysis[J]. Environmental Chemistry, 2011, 30(2): 300-309. (in Chinese))
- [8] SUN Ke, GAO Bo, ZHANG Zheyun, et al. Sorption of endocrine disrupting chemicals by condensed organic matter in soils and sediments[J]. Chemosphere, 2010, 80(7): 709-715.
- [9] CORNELISSEN G, GUSTAFSSON O, BUCHELI T D, et al. Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal, and kerogen in sediments and soils: mechanisms and consequences for distribution, bioaccumulation, and biodegradation [J].

- Environmental Science & Technology, 2005, 39(18): 6881-6895.
- [10] URASE T, KIKUKA T. Separate estimation of adsorption and degradation of pharmaceutical substances and estrogens in the activated sludge process[J]. Water Research, 2005, 39(7): 1289-1300.
- [11] YANG Guipeng, ZHANG Zhengbin. Adsorption of dibenzothiophene on marine sediments treated by a sequential procedure[J]. Journal of Colloid and Interface Science, 1997, 192: 398-407.
- [12] YANG Guipeng, DING Haiyan, CAO Xiaoyan, et al. Sorption behavior of nonylphenol on marine sediments: effect of temperature, medium, sediment organic carbon and surfactant[J]. Marine Pollution Bulletin, 2011, 62: 2362-2369.
- [13] DESMIARTI R, LI Jiefeng, LI Fusheng. Behavior of natural estrogens in reservoir: investigations based on continuous flow experiments and model analysis[J]. Water Air and Soil Pollution, 2012, 223(6): 3307-3320.
- [14] DE BEER D, STOODLEY P. Relation between the structure of an aerobic biofilm and transport phenomena[J]. Water Science and Technology, 1995, 32(8): 11-18.
- [15] STEWART P S. A review of experimental measurements of effective diffusive permeabilities and effective diffusion coefficients in biofilms[J]. Biotechnology Bioengineer, 1998, 59(3): 261-272.
- [16] 陶桂和. 天然水体中泥沙颗粒在有机物迁移转化过程中的作用的研究[D]. 上海:同济大学, 1992.
- [17] YING Guangguo, KOOKANA R S, DILLON P. Sorption and degradation of selected five endocrine disrupting chemicals in aquifer material[J]. Water Research, 2003, 37(15): 3785-3791.
- [18] 李剑超. 河湖底泥有机污染物迁移转化规律研究[D]. 南京:河海大学, 2002.
- [19] XU Xiangrong, WANG Yuexing, LI Xiaoyan. Sorption behavior of bisphenol A on marine sediments [J]. Journal of Environmental Science and Health(Part A), 2008, 43(3): 239-246.
- [20] 王文军,张学林. 生物膜及其组分对 4-氯酚的吸附速率研究[J]. 环境化学, 2001, 20(4): 338-343. (WANG Wenjun, ZHANG Xuelin. Study on p-chlorophenol adsorption rate by biofilm and its components[J]. Environmental Chemistry, 2001, 20(4): 338-343. (in Chinese))

· 简讯 ·

河海大学“环境/生态学”学科进入 ESI 全球排名前 1%

据美国 ESI(Essential Science Indicators,基本科学指标)数据库 2016 年 1 月最新数据显示,河海大学“环境/生态学”学科继“工程学”学科之后首次进入 ESI 世界排名前 1%行列。至此,河海大学进入 ESI 世界前 1%的学科增至 2 个。根据最新一期的 ESI 数据统计结果,河海大学“环境/生态学”学科共发表 SCI 论文 666 篇,总被引 3 354 篇次,篇均被引 5.04 次,“总被引次数”在全球所有进入该学科 ESI 排名前 1%的 751 个科研机构中排名第 742 位。

ESI 数据库是美国科技信息所 2001 年推出的,衡量科学研究绩效、跟踪科学发展趋势的基本分析评价工具,是当今普遍用以评价大学和科研机构国际学术水平及影响力的重要指标,也是全球公认的判断学科发展水平的重要参照之一。ESI 排名前 1%的学科一般被视为国际高水平学科。

(本刊编辑部供稿)