

# CPAM 对疏浚淤泥中镉解吸行为的影响

方申柱<sup>1</sup>, 浩婷<sup>2</sup>, 田宇<sup>2</sup>, 吴燕<sup>2</sup>

(1. 安徽省交通航务工程有限公司, 合肥 230011; 2. 天津科技大学 材料科学与化学工程学院, 天津 300457)

**摘要:** 探讨了阳离子聚丙烯酰胺 (CPAM) 离子度、分子量及加入量对疏浚淤泥中镉 (Cd) 吸附与解吸行为的影响及机理。结果表明: 当淤泥初始 Cd 浓度为 0.5 μg/L 时, 加入 CPAM 静置沉降后, 上清液中 Cd 浓度基本小于 0.1 μg/L, 与未加 CPAM 自然沉降后上清液中的 Cd 浓度基本一致; 而在真空抽滤条件下, 滤液中 Cd 浓度最高可达到 0.35 μg/L, 约 64% 的 Cd 脱离淤泥颗粒进入到滤液中。可以发现, 通过离子交换作用, CPAM 将淤泥颗粒上的非专性吸附 Cd 和部分专性吸附 Cd 解吸到弱双电层水中, 泥浆经真空抽滤后, Cd 解吸率可达 60% 以上, 而不加 CPAM 的淤泥中 Cd 经真空抽滤后解吸率不到 1%。

**关键词:** 疏浚淤泥; CPAM; 镉; 吸附与解吸

**中图分类号:** X171 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-1683(2015)02-0294-04

## Effects of CPAM on adsorption and desorption characteristics of Cd in dredged sludge

FANG Shen zhu<sup>1</sup>, HAO Ting<sup>2</sup>, TIAN Yu<sup>2</sup>, WU Yan<sup>2</sup>

(1. Anhui Provincial Traffic Navigation Engineering Co. Ltd, Hefei 230011, China; 2. Institute of Materials Science and Chemical Engineering, Tianjin University of Science and Technology, Tianjin 300457, China)

**Abstract:** The effects and influencing mechanism of CPAM with different ion degrees, molecular weights, and dosages on the adsorption and desorption characteristics of Cd in dredged sludge were investigated. Results showed that when the initial concentration of Cd in dredged sludge is 0.5 μg/L, the Cd concentration in the supernatant fluid is less than 0.1 μg/L under the natural sedimentation after the adding of CPAM, which is similar to that without the adding of CPAM. However, under the condition of vacuum filtration, the concentration of Cd in the filtrate can reach 0.35 μg/L, and about 64% of soluble Cd desorbs from the sludge particles into the filtrate. The introduction of CPAM can desorb the nonspecific adsorption Cd and some specific adsorption Cd in the sludge particles into the weak double electric water through the ion exchange. After the vacuum filtration, the desorption rate of Cd can reach more than 60%, instead of 1% without the adding of CPAM.

**Key words:** dredged sludge; CPAM; Cd; adsorption and desorption

近几年, 各地化工厂含重金属废水的违规排放和泄漏事故频繁发生, 很多地方的重金属含量都超标, 土壤、水体都受到了不同程度的污染<sup>[1-3]</sup>。经由各种途径进入水体的重金属污染物, 通过吸附、络合、沉淀等作用后, 绝大部分迅速由水相转为固相, 沉积到水底淤泥中。这些淤泥中的重金属污染物有可能被再次释放出来从而对水生生态系统形成潜在危险<sup>[4]</sup>。因此, 有关河流淤泥重金属的含量、分布、迁移和释放规律等方面的研究较为广泛和深入。但是, 对于环保疏浚淤泥絮凝脱水前后的重金属含量及吸附形态的研究, 尚为少见。

为了探讨絮凝剂离子度、分子量和加入量以及真空抽滤对环保疏浚淤泥絮凝前后重金属含量的变化规律及机理, 本

文以 15% (含固率) 高浓度泥浆为研究对象, 实验分析絮凝剂 CPAM 及真空负载压力对淤泥颗粒中重金属 Cd 解吸行为的影响。

## 1 实验方案

### 1.1 实验材料

供试淤泥取自江苏太湖白鹿堆场, 其化学成分以 SiO<sub>2</sub> (9.25%)、Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (12.98%) 为主, 测定方法采用 X 射线荧光光谱法化学分析测定<sup>[5]</sup>, 矿物成分以石英、伊利石和钠长石为主, 有机质含量 4.7%, 容重 (含水状态) 66 g/cm<sup>3</sup>, 含水率 48.92%, 孔隙率 56.98%, 粉粒和黏粒含量分别为 84% 和

收稿日期: 2014-06-11 修回日期: 2014-08-25 网络出版时间: 2014-03-19

网络出版地址: <http://www.cnki.net/kcms/detail/13.1334.TV.20150319.0919.001.html>

作者简介: 方申柱 (1977-), 男, 安徽合肥人, 高级工程师, 主要从事疏浚淤泥的脱水技术研究。E-mail: 383086310@qq.com

通讯作者: 吴燕 (1976-), 女, 湖南岳阳人, 副教授, 博士, 主要从事疏浚淤泥资源化利用研究。E-mail: wuyan@tust.edu.cn

16%, pH 值为 7.31。

对于供试淤泥的总 Cd 含量,采用王水-HClO<sub>4</sub>-HF 消解法<sup>[6]</sup>及原子吸收分光光度法(ASS)测试。

表 1 为目前我国全国各地河流湖泊淤泥镉污染数据统计及污染程度分级情况,评价方法采用 Muler 提出的地积累指数法<sup>[7]</sup>(镉的地球化学背景值取 0.1 μg/g)。由此可见,全国河流湖泊淤泥 Cd 污染程度中级以上的 Cd 含量在 0.5~6 μg/g 范围内,因此,试验确定以镉含量为 0.5~6 μg/g 的不同强度污染淤泥进行试验。

表 1 全国各地河流湖泊淤泥 Cd 污染数据统计及污染程度分级

Tab.1 The pollution data statistics and pollution level classification of Cd in dredged sludge in river and lakes across the country

Cd 含量/(μg·g <sup>-1</sup> )	个数	Igeo	污染程度
< 0.5	16	0.74	低
0.5~1	9	1.74	中
1~2	6	2.74	中强
2~4	3	3.74	强
4~6	2	4.32	极强

## 1.2 实验方案设计

### 1.2.1 样品制备

供试太湖淤泥的 Cd 污染背景值为 0.5 μg/g。以配制实验用 0.5 μg/g 的 Cd 污染淤泥为例:取 200 g 供试淤泥,加入 2.5 mL 浓度为 0.02 mg/mL 的 3CdSO<sub>4</sub>·8H<sub>2</sub>O、479 mL 太湖水,搅拌均匀后静置 24 h 待用,即得 Cd 浓度为 0.5 μg/g、含固率为 15% 的实验用淤泥。

制备不同 Cd 污染程度的淤泥方法同上,Cd 浓度取 0.5 μg/g、1 μg/g、2 μg/g、4 μg/g、6 μg/g。

### 1.2.2 实验方法与步骤

对不同 Cd 污染程度的淤泥进行消解并化验,测定 Cd 总量及各形态的含量。

取用 Cd 浓度为 0.5 μg/g 的淤泥配制为含固率为 15% 的泥样,分别取 18 个 250 mL 的锥形瓶,依次编号 1~18;每个锥形瓶中各取 100 mL 已配制好的淤泥,改变 CPAM 的离子度,分子量,加入量添加 CPAM,添加方式如表 2 所示,并振荡 1 h;静置 24 h 后取其上清液和淤泥离心(离心转速 10 000 r/min)并测试 Cd 浓度。

表 2 不同 CPAM 离子度、分子量、加入量添加方式

Tab.2 Adding ways of CPAM with different ion degrees, molecular weights, and dosages

编号	1	2	3	4	5	6
离子度(%)	0	10	20	30	40	50
分子量/10 <sup>4</sup>	0	1 000	1 000	1 000	1 000	1 000
加入量/ppm	0	100	100	100	100	100
编号	7	8	9	10	11	12
离子度(%)	0	30	30	30	30	30
分子量/10 <sup>4</sup>	0	700	800	900	1 000	1 100
加入量/ppm	0	100	100	100	100	100
编号	13	14	15	16	17	18
离子度(%)	0	30	30	30	30	30
分子量/10 <sup>4</sup>	0	1 000	1 000	1 000	1 000	1 000
加入量/ppm	0	50	100	150	200	250

取不同 Cd 浓度淤泥配制含固率为 15% 的泥样,取 10 个 250 mL 的锥形瓶,并编号。每个锥形瓶中取用 100 mL 的淤泥,按照表 3 所示进行取用淤泥以及添加试剂,并振荡 1 h,静置 24 h 后经真空抽滤进行泥样的消解并测试 Cd 浓度。

表 3 CPAM 添加方式

Tab.3 Adding way of CPAM

编号	Cd 浓度/(μg·g <sup>-1</sup> )	CPAM		
		离子度(%)	分子量/10 <sup>4</sup>	加入量/ppm
a	0.5	0	0	0
b	1.0	0	0	0
c	2.0	0	0	0
d	4.0	0	0	0
e	6.0	0	0	0
A	0.5	30	1 000	100
B	1.0	30	1 000	100
C	2.0	30	1 000	100
D	4.0	30	1 000	100
E	6.0	30	1 000	100

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同 Cd 污染程度的淤泥中 Cd 总量及各形态的含量

Cd 污染淤泥(Cd 浓度为 0.5 μg/g)中 Cd 总量及各形态的含量测定结果见表 4,可以看出 Cd 在淤泥中主要表现为 5 种吸附形态,其中硫化物及有机结合态的含量最高,其次是碳酸盐结合态,可交换态的含量最少。

表 4 淤泥重金属 Cd 含量及各形态的含量

Tab.4 The concentrations of total Cd and Cd in different forms in dredged sludge

形态	Cd 含量/(μg·g <sup>-1</sup> )	约占百分数(%)
总量	0.051 85	
可交换态	0.003 97	7.66
碳酸盐结合态	0.014 94	28.81
铁锰氧化物结合态	0.010 39	20.04
硫化物及有机结合态	0.016 28	31.40
残渣态	0.006 27	12.09

图 1 为原泥和不同 Cd 污染程度的淤泥中 Cd 五种吸附形态的含量<sup>[8]</sup>,横坐标 1~5 编号分别代表可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、硫化物及有机结合态及残渣态。由图 1 可以看出,Cd 浓度的变化不影响淤泥中 Cd 的各形态含量比例,即 Cd 在淤泥颗粒中的吸附以结合态为主,可交换态含量很低,说明淤泥颗粒对 Cd 产生强吸附,很难发生解吸。

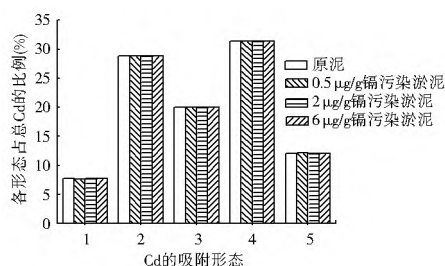


图 1 淤泥重金属 Cd 各形态的含量比例

Fig.1 Concentration percentages of Cd in different forms in dredged sludge

## 2.2 CPAM 离子度、分子量、加入量对淤泥中 Cd 解吸附的影响

CPAM 不同离子度、分子量、加入量添加到淤泥中对淤泥与上清液 Cd 浓度的影响见表 5- 表 7。可以看出, 改变 CPAM 的离子度、分子量和加入量不会使淤泥中 Cd 发生解吸, 绝大部分的 Cd 仍吸附在淤泥颗粒上或是解吸于颗粒表面与结合水组成的双电层中。由 CPAM 的絮凝机理可知, 淤泥颗粒表面带负电, 引入带正电荷的 CPAM 通过离子交换将 Cd 从颗粒表面置换到双电层中, 但是解吸量、Cd 在强吸附水和弱吸附水中的分配情况, 仍需要进一步实验。

表 6 同离子度不同分子量 CPAM 的添加以及测试结果

Tab. 6 The test results for the addition of CPAM with the same ion degrees but different molecular weights

编号	7	8	9	10	11	12
上清液 Cd 浓度/( $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0.076	0.022	0.048	0.041	0.039	0.050
泥中 Cd 浓度/( $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ )	0.551 57	0.550 77	0.551 73	0.551 77	0.551 78	0.551 72

表 7 同分子量离子度不同加入量的 CPAM 添加以及测试结果

Tab. 7 The test results for the addition of CPAM with the same ion degrees and molecular weights but different dosages

编号	13	14	15	16	17	18
上清液 Cd 浓度/( $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0.076	0.013	0.039	0.072	0.096	0.070
泥中 Cd 浓度/( $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ )	0.551 57	0.551 25	0.551 78	0.551 59	0.551 46	0.551 60

## 2.3 真空抽滤下 CPAM 对不同污染程度的淤泥中 Cd 含量的影响

采用真空抽滤脱水工艺测定真空抽滤下 CPAM 的加入对不同 Cd 污染程度淤泥中 Cd 浓度的影响见表 8, 与未加 CPAM 的空白试验真空抽滤下泥饼中 Cd 的浓度对比见图 2。

由表 8 和图 2 可知, 空白试验在真空抽滤下, 泥饼中 Cd 的浓度几乎不变; 加入 CPAM 后, 同样条件处理下, 0.5  $\mu\text{g}/\text{g}$  浓度下的淤泥 Cd 含量降低了 64.31%, 1  $\mu\text{g}/\text{g}$  浓度下的淤泥 Cd 含量降低了 71.54%, 2  $\mu\text{g}/\text{g}$  浓度下的淤泥 Cd 含量降低了 69.64%, 4  $\mu\text{g}/\text{g}$  浓度下的淤泥 Cd 含量降低了 62.58%, 6  $\mu\text{g}/\text{g}$  浓度下的淤泥 Cd 含量降低了 67.18%, 解吸率均达 60% 以上。

Cd 大部分吸附在淤泥颗粒的表面和双电层中, 其吸附机理按结合力与结合方式的不同, 可分为非专性吸附和专性

表 8 CPAM 添加前后不同污染程度的淤泥中 Cd 的浓度

Tab. 8 The concentrations of Cd in dredged sludge with different pollution degrees before and after the addition of CPAM

编号	Cd 浓度 / ( $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ )	CPAM			泥中 Cd 浓度 / ( $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ )
		离子度 (%)	分子量 / $10^4$	加入量 / ppm	
a	0.5	0	0	0	0.512
b	1.0	0	0	0	1.221
c	2.0	0	0	0	2.382
d	4.0	0	0	0	4.525
e	6.0	0	0	0	7.034
A	0.5	30	1 000	100	0.183
B	1.0	30	1 000	100	0.348
C	2.0	30	1 000	100	0.723
D	4.0	30	1 000	100	1.693
E	6.0	30	1 000	100	2.309

表 5 同分子量不同离子度 CPAM 的添加以及测试结果

Tab. 5 The test results for the addition of CPAM with the same molecular weight but different ion degrees

编号	1	2	3	4	5	6
上清液 Cd 浓度 / ( $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )	0.076	0.088	0.079	0.039	0.044	0.042
泥 Cd 浓度 / ( $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ )	0.551 57	0.551 50	0.551 56	0.551 78	0.551 75	0.551 42

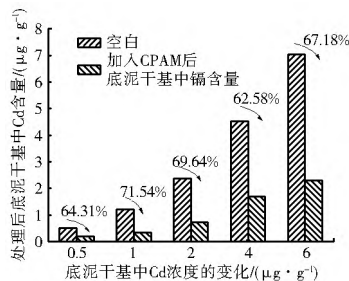


图 2 CPAM 添加前后不同污染程度的淤泥中 Cd 的浓度

Fig. 2 The concentrations of Cd in dredged sludge with different pollution degrees before and after the addition of CPAM

吸附<sup>[11]</sup>。非专性吸附发生在沉积物/淤泥胶体的扩散双电层(弱结合水)中, 主要靠静电引力, 这种吸附是可逆的, 被吸附的离子能被相同电荷的离子置换; 专性吸附发生在淤泥胶体的双电层内层, 直接通过共价键或配位键吸附微量元素, 吸附强度比前者大, 并有较强的选择性, 但比晶格中矿物态的易释放, 吸附的速度较慢, 以配合反应为主, 层状硅酸盐、铁锰铝氧化物和有机质表面的羟基是主要专性吸附位置。专性吸附可分表面配合和层间配合两类, 表面配合发生在硅酸盐颗粒表面, 层间配合主要是和有机质中的腐殖质反应。

从实验结果可知, 添加的絮凝剂 CPAM 与淤泥颗粒结合活性远远大于 Cd, 竞争吸附力较强, 基本上能将疏浚淤泥中非专性吸附 Cd 和大部分专性吸附 Cd 解吸到双电层的弱结合水中, 从而占据吸附位点, 且引入的  $\text{Cl}^-$  与  $\text{Cd}^{2+}$  的络合稳定性强, 增大了 Cd 的溶解度, 泥浆经真空抽滤后压缩了双电层的厚度, 在两者共同作用下足够使其进入自由水层, 使得淤泥颗粒吸附的重金属 Cd 从淤泥颗粒上解吸出来, 从而导致淤泥干基中  $\text{Cd}^{2+}$  的浓度下降。但淤泥颗粒中部分硫化物及有机结合态和残渣态的 Cd 不能被解吸下来, 这部分 Cd 可能与高能量位点结合, 为专性吸附 Cd, 稳定性较强, 或者

是 Cd 达到了吸附与解吸平衡,且由于存在于强吸附水中的 Cd 由于结合力较强,在真空抽滤下少量存在于过渡层中的 Cd 因泥饼的阻力而被截留在泥沙颗粒之间,不能解吸。

## 2.4 CPAM 对淤泥中 Cd 解吸附影响的机理研究

在吸附动力学过程中,淤泥的理化性质,物质组成和重金属本身特性均影响淤泥颗粒对重金属的吸附,不同的淤泥种类和物质组成,其重金属的吸附机制和形成的氧化物类型也不同<sup>[12-15]</sup>。CPAM 作为阳离子高分子絮凝剂,其与淤泥颗粒之间可以产生吸附架桥,压缩双电层和电中和作用,结合力更强,它的引入会对淤泥颗粒上的 Cd 产生竞争吸附而将其置换出来。

泥浆中水的类型可分为吸附水(强吸附水和弱吸附水)和自由水。由实验结果可知,重金属 Cd 主要吸附在淤泥颗粒和强吸附水中,少量存在于弱吸附水中,常压静置下沉积的上清液为自由水,虽加入絮凝剂 CPAM 将 Cd 从颗粒表面置换到双电层中,Cd<sup>2+</sup>浓度的增加,压缩了扩散层的厚度,促使 Zeta 电位迅速降低,仍不足以扩散到自由水层,真空抽滤提供的压力进一步缩小双电层厚度使 Cd 扩散到自由水层。

表 9 Cd 的解吸率随压力(真空)的变化

Tab. 9 Variation of the desorption rate of Cd with pressure (vacuum)

Cd 污染 浓度编号	未加 CPAM (%)		加 CPAM (%)	
	0~ 0.07 MPa	0.01~ 0.03 MPa	0.03~ 0.07 MPa	
A	< 1	< 1	64.31	
B	< 1	< 1	71.54	
C	< 1	< 1	69.64	
D	< 1	< 1	62.58	
E	< 1	< 1	67.18	

不同真空度下 CPAM 的加入对淤泥中 Cd 解吸率的影响如表 9 所示,当 A 号 Cd 污染浓度下,加入 CPAM 的泥浆在真空度为 0~ 0.03 MPa 之间,抽滤下的为自由水层,而在 0.03~ 0.07 MPa 之间抽滤下的是双电层水。自由水层中 Cd 含量为静置条件下上层清液中含 Cd 量(含量很少可忽略),将抽滤下的 Cd 全认为是双电层水中 Cd,则 Cd 的解吸率达 64.31%;再继续抽真空,几乎没有水溶液滴下,即部分 Cd 还存在与强吸附水中或淤泥颗粒内部无法解吸出。未加 CPAM 的泥浆,在相同条件下,当真空压力达到 0.07 MPa 时,检测到泥饼 Cd 含量几乎没有变化,Cd 解吸量不再增大;加入 CPAM 的泥浆在 0.03~ 0.07 MP 真空压力下,B、C、D、E 号淤泥中 Cd 的解吸率依次是 71.54%、69.64%、62.58%、67.18%,表明淤泥中 Cd 的解吸动力学与 CPAM 的加入和能量有很大的关系。

## 3 结论

CPAM 通过离子交换作用将淤泥颗粒上的非专性吸附 Cd 和部分专性吸附 Cd 解吸到弱双电层水中,占据吸附位点,泥浆经大于 0.03 MPa 的真空压力抽滤后,压缩双电层的厚度,使得弱结合水中的 Cd 解吸到自由水层,解吸率达 60% 以上;不加 CPAM 的淤泥中 Cd 真空抽滤后解吸率不到 1%。因此,对于污染疏浚淤泥,Cd 的解吸行为需要同时满足两个条件:一是引入可交换离子,二是真空度大于 0.03

MPa 的真空压力。

## 参考文献(References):

- [1] 蔡全英,莫测辉,吴启堂.化学方法降低城市为的重金属含量及其前景分析[J].土壤与环境,1999,8(4):309-313.(CAI Quarrying, MO Ce hui, WU Qi tang. Chemical method and its prospect for heavy metal removal from municipal sludge[J]. Soil and Environmental Sciences, 1999, 8(4): 309-313. (in Chinese))
- [2] 莫测辉,蔡全英,吴启堂,等.微生物方法降低城市污泥的重金属含量研究进展[J].应用于环境生物学报,2001,7(5):511-515.(MO Ce hui, CAI Quarrying, WU Qi tang, et al. Research advances of microbiological method for heavy metal removal from municipal sludge[J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2001, 7(5): 511-515. (in Chinese))
- [3] Tyagi R D, Couillard D. The heavy metals removal from anaerobically digested sludge by chemical and microbiological methods[J]. Environment Pollution, 1988, 50: 295-316.
- [4] 安立会,郑丙辉,张雷,等.渤海湾河口沉积重金属污染及潜在生态风险评价[J].中国环境科学,2010,30(5):666-670.(AN Li hui, ZHENG Bing hui, ZHANG Lei, et al. Occurrence of heavy metals in surface sediments from estuaries in Bohai bay and their ecological risk assessment[J]. China Environmental Science, 2010, 30(5): 666-670. (in Chinese))
- [5] Zhou H Y, Peng X T, Pan J M. Distribution, source and enrichment of some chemical elements in sediments of the Pearl River Estuary, China[J]. Continental Shelf Research, 2004, 24: 1857-1875.
- [6] 张铮,吴燕,刘禹杨,等.生物淋滤法对疏浚淤泥中镉去除及性质的影响[J].中国环境科学,2013,33(4):685-695.(ZHANG Zheng, WU Yan, LIU Yuyang, et al. Effects of bioleaching on removal rate of cadmium and dewatering property from dredged sludge[J]. China Environmental Science, 2013, 33(4): 685-695. (in Chinese))
- [7] Memet Varol. Assessment of heavy metal contamination in sediments of The Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 355-364.
- [8] 卢少勇,焦伟,金相旭,等.滇池内湖滨带沉积物中重金属形态分析[J].中国环境科学,2010,30(4):487-492.(LU Shaoyong, JIAO Wei, JIN Xiang can, et al. Speciation of heavy metals in sediments from inner lakeside belt of Lake Dianchi[J]. China Environmental Science, 2010, 30(4): 487-492. (in Chinese))
- [9] Naidu R, Bolan N S, Kookana R S, et al. Ionic strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils[J]. Euro. J. Soil Sci. 1994, 45: 419-429.
- [10] Ross S M. Toxic metals in soil-plant systems[M]. New York: John Wiley & Sons Ltd, 1994: 98-106.
- [11] Selim H M, Buchter B, Hinz C, et al. Modeling the transport and retention of cadmium in soils: Multi reaction and multi component approaches[J]. Soil Sci. Soc. Am. J. 1992, 56: 1004-1015.

(下转第 394 页)

- and Technology and Economy, 2013(10): 30-32. (in Chinese))
- [9] 王映福. 大型调水工程良性运营的具体政策建议[J]. 经济师, 2011(9): 286-287. (WANG Ying fu. Specific recommendations on the operation of large scale water diversion project[J]. Economics, 2011(9): 286-287. (in Chinese))
- [10] 杨立信. 国外调水工程[M]. 中国水利水电, 2003(8): 198-202. (YANG Li xin. Foreign water transfer project[M]. China Hydropower Press, 2003(8): 198-202. (in Chinese))
- [11] 刘斌, 朱尔明. 南北水调工程与管理[J]. 中国水利, 2000(11): 58-94. (LIU Bin. ZHU Er ming. The South to North Water Diversion Project and its management[J]. China Hydropower, 2000(11): 58-94. (in Chinese))
- [12] Inter Basin Water Transfer International Workshop on Inter basin Water Transfer. UNESCO, Paris, 1999(4): 25-27.
- [13] 聂艳华, 刘东, 黄国兵. 国内外大型远程调水工程建设管理经验及启示[J]. 南水北调与水利科技, 2010(1): 148-151. (NIE Yan hua, LIU Dong, HUANG Guo bing. Experience and inspiration on construction and management of large scale & long distance water diversion project at home and abroad[J]. South to North Water Transfers and Water Science & Technology, 2010(1): 148-151. (in Chinese))
- [14] 杨立信. 国外调水工程[M]. 中国水利水电, 2003(8): 206-207. (YANG Li xin. Foreign water diversion project [M]. China Hydropower Press, 2003(8): 206-207. (in Chinese))
- [15] 刘松深. 关于跨流域调水工程几个问题的探讨[J]. 中国水利报, 2001, 07(8): 20-25. (LIU Song shen. Discussion on several problems of inter basin water transfer project [J]. China Hydropower Press, 2001, 07(8): 20-25. (in Chinese))
- [16] 朱九龙. 国内外跨流域调水水源区生态补偿研究综述[J]. 人民黄河, 2014(2): 78-81. (ZHU Jiulong. Reviews on ecological compensation of water source region of inter basin water transfer project[J]. Yellow River, 2014(2): 78-81. (in Chinese))

(上接第297页)

- [12] 郭鹏, 郭平, 康春莉, 等. 城市土壤吸附重金属动力学特征及其与土壤理化性质的关系[J]. 环境保护科学, 2008, 34(6): 23-26. (GUO Peng, GUO Ping, KANG Chun li, et al. Adsorption kinetic characteristics of heavy metals in urban soils and the relationship with the physicochemical properties of soils[J]. Environmental Protection Science, 2008, 34(6): 23-26. (in Chinese))
- [13] 朱波, 汪涛, 王艳强, 等. 锌、镉在紫色土中的竞争吸附[J]. 中国环境科学, 2006, 26(Suppl.): 73-77. (ZHU Bo, WANG Tao, WANG Yan qiang, et al. Competitive sorption of zinc and cadmium in purple soil[J]. China Environmental Science, 2006, 26(Suppl.): 73-77. (in Chinese))
- [14] 田晔, 滕应, 赵静, 等. 木霉制剂对海州香薷生长和铜吸收的影响[J]. 中国环境化学, 2012, 32(6): 1098-1103. (TIAN Ye, TENG Ying, ZHAO Jing, et al. Effect of Trichoderma sp. preparation on plant growth and Cu accumulation of Elsholtzia splendens[J]. China Environmental Science, 2012, 32(6): 1098-1103. (in Chinese))
- [15] 许欧泳. 天然水中金属形态的分析[J]. 环境化学, 1982, 1(5): 299-342. (XU Ouyong. Analysis of metal speciation in natural waters[J]. Environmental Chemistry, 1982, 1(5): 299-342. (in Chinese))