

吊兰、三叶草及伴生藻类对镉的富集特征*

刘勇^{1,2,3} 刘燕¹ 朱光旭^{1,2} 姜杰¹ 杨丹¹

(1. 贵阳学院 生物与环境工程学院, 贵阳 550005; 2. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002; 3. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 通过水培试验研究了观赏性植物吊兰、绿化地被植物三叶草及其伴生藻类对 Cd 的富集特征。结果表明: Cd²⁺ 对吊兰生长起一定促进作用, 对三叶草生长有抑制影响。吊兰根、叶中 Cd 含量分别高达 766.8、274.1 mg/kg, 三叶草根、茎、叶中 Cd 含量分别高达 270.5、38.4、60.0 mg/kg。两种植物地上/地下部分的 BCF 值分别高达 32.2/12.2、13.6/3.5, 但 TF 值多介于 0.2~0.4, 表明二者均对 Cd 具有超累积植物的属性, 其中吊兰修复 Cd 优势明显, 低 Cd²⁺ 浓度下三叶草修复 Cd 能力较好, 但转运 Cd 能力较弱。随着溶液中 Cd²⁺ 浓度升高, 两种植物的伴生藻类中 Cd 含量均递增趋势明显, 分别高达 11 133.0、35 974.83 mg/kg, BCF 值分别高达 1 132.3、985.5, 净化率分别高达 81.0%、91.4%, 表明伴生藻类修复 Cd 的潜力巨大。

关键词: 镉; 富集特征; 吊兰; 三叶草; 藻类

DOI: 10.13205/j.hjgc.201809029

ACCUMULATION CHARACTERISTICS OF CADMIUM BY *CHLOROPHYTUM COMOSUM*, *TRIFOLIUM REPENS* AND ALGAE ASSOCIATED WITH PLANTS

LIU Yong^{1,2,3}, LIU Yan¹, ZHU Guang-xu^{1,2}, LOU Jie¹, YANG Dan¹

(1. School of Biological and Environmental Engineering, Guiyang University, Guiyang 550005, China;
2. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 3. University of Chinese Academy of Science, Beijing 100049, China)

Abstract: A hydroponic experiment was conducted to investigate the accumulation of Cd in ornamental *Chlorophytum comosum*, ground-cover *Trifolium repens* and their associated algae. The results suggested that Cd²⁺ had a positive effect on the growth of *C. comosum* and inhibited the growth of *T. repens*. Cd accumulation reached 766.8, 274.1 mg/kg in the roots and the leaves of *C. comosum*, and Cd accumulation reached 270.5, 38.4, 60.0 mg/kg in the roots, stems and leaves of *T. repens*, respectively. Cd bioaccumulation factor values of the ground/underground of two plants reached 32.2/12.2 and 13.6/3.5, respectively, and most of Cd translocation factor values were between 0.2 and 0.4, which suggested they had some characteristics of Cd hyperaccumulator plants. *C. comosum* had obvious advantages in Cd pollution repair, and *T. repens* had a good ability to repair Cd under the condition of low concent of Cd. However, none of them had strong Cd transport capacity. Cd accumulation contents of the algae associated with *C. comosum* reached 11 133.0 mg/kg, and that of the algae associated with *T. repens* reached 35 974.83 mg/kg. Cd bioaccumulation factor values of the algae in two cultures reached 1 132.3, 985.5, respectively, and the purification rate of Cd were 81.0%, 91.4%, respectively, which suggested the algae could have huge potential for Cd pollution repair.

Keywords: cadmium; accumulation characteristics; *Chlorophytum comosum*; *Trifolium repens*; algae

0 引言

镉(Cd)是环境中生物毒性最强且持久的重金属

元素之一,易被植物吸收并可通过食物链生物富集而威胁人类健康。近年来人类活动加剧了Cd地球化学

* 贵州省科技厅联合基金(黔科合 LH 字[2014]7168号); 贵州省教育厅基金(黔教合 KY 字[2015]452号); 贵州省应用基础研究计划重大项目(黔科合 J 重大字[2015]2001号); 贵州省生物学教学团队(2017158322); 贵阳市科技局贵阳学院专项资金(GYO-KUZ[2018]02-18)。

收稿日期: 2018-01-21

循环过程,导致 Cd 环境暴露速度加快,Cd 污染已成为国内外普遍关注的热点问题之一^[1-2]。据统计全球每年释放于环境中的 Cd 污染物总量达 2.2 万 t^[3]。2014 年全国土壤污染状况调查表明,我国土壤 Cd 超标率最高,被列为我国土壤首要污染物^[4]。植物修复因其低成本、易操作及绿色环保等优点而发展较快,其中筛选出重金属超累积植物是关键^[5-6]。研究表明油菜 (*Brassica junica*)、商陆 (*Phytolacca acinosa*) 及蜀葵 (*Althaea rosea*) 等均为 Cd 超累积植物^[7]。

吊兰 (*Chlorophytum comosum*) 是百合科草本观赏性植物,具有生长旺盛、适应环境能力强等特点。三叶草 (*Trifolium repens*) 为豆科车轴草属,具有抗寒耐热,能适应酸、碱性土壤等特点,是常见的堤岸斜坡防护草坪草种。研究表明:吊兰对多种重金属抗性良好,对土壤 Cd 形态转化以及 Cd、Zn、Pb 复合污染具有一定修复效果,三叶草与禾本科植物协同对土壤 Cd 具有修复潜力^[8-10]。水培试验周期短及可控性好,是筛选超累积植物的有效方法。目前吊兰、三叶草用于水培 Cd 污染研究的报道极少。本文通过水培试验研究吊兰、三叶草及其培养液中伴生藻类对 Cd 的富集特征,为植物修复 Cd 污染提供科学依据。

1 试验部分

1.1 试验设计

吊兰和三叶草均选取生长旺盛的植株。

Cd²⁺ 培养液:配制适合吊兰和三叶草生长的山崎营养液、汉普营养液^[11-12],添加 CdCl₂·2.5H₂O (GR),分别获得 Cd²⁺ 浓度为 5、10、25、50 mg/L 的培养液。

将 2 种植物用去离子水清洗、晾干称鲜重,分别置于 1 000 mL 玻璃烧杯(3 株/烧杯),加入 800 mL

Cd²⁺ 培养液后于 25 °C 温室中自然光照水培,每天用去离子水补充确保培养液体积不变,设置 3 组平行。因烧杯未包裹,在光照下培养液中均产生一定量伴生藻类^[13]。

1.2 样品处理、测定

30 d 后收获植物,用去离子水清洗,晾干称鲜重。将吊兰根、叶和三叶草根、茎、叶分离,72 °C 下烘干称干重,研磨过 100 目筛。培养液经 0.45 μm 滤膜后得到伴生藻类,同植物处理。

称取 50.0 mg 植物干样、20.0 mg 伴生藻类干样,采用 HNO₃-HClO₄ 消解,利用岛津 AA-7000 型原子吸收仪测定 Cd,同步测定溶液中剩余 Cd 含量。

1.3 数据处理

富集系数、转运系数计算如式(1)、式(2)所示:

$$\text{富集系数(BCF)} = \frac{\text{植物地上(下)中 Cd 含量}}{\text{培养液中 Cd 含量}} \quad (1)$$

$$\text{转运系数(TF)} = \frac{\text{植物地上部分中 Cd 含量}}{\text{根中 Cd 含量}} \quad (2)$$

采用 SPSS 22.0 分析数据, SigmaPlot 10.0 绘图。

2 结果分析

2.1 培养前后溶液中 Cd 含量及 pH 值变化特征

表 1 为植物培养前后培养液中 Cd 含量及 pH 值变化。可知:2 种植物培养后,培养液 pH 值为 6.3 ~ 6.7,培养前 pH 值为 6.8, pH 值均有所降低。同时,吊兰培养液中 ρ(Cd) 为 0.014 ~ 0.33 mg/L,三叶草培养液中 ρ(Cd) 为 0.0081 ~ 0.021 mg/L,均远低于培养前值,表明吊兰、三叶草及其伴生藻类生长中富集了大量 Cd,培养液中 Cd 含量明显减少。

表 1 植物培养前后的培养液中 Cd 含量及 pH 值

Table 1 Changes of Cd contents and pH value in nutrient solution before and after the plants cultivation

吊兰培养液 Cd 含量/(mg·L ⁻¹)		吊兰培养液 pH		三叶草培养液 Cd 含量/(mg·L ⁻¹)		三叶草培养液 pH	
培养前	培养后	培养前	培养后	培养前	培养后	培养前	培养后
0(CK)	0 ^d	6.8 ^a	6.7 ^a	0(CK)	0 ^d	6.8 ^a	6.6 ^a
5	0.014 ^{ed}	6.8 ^a	6.3 ^b	5	0.0090 ^{bc}	6.8 ^a	6.4 ^b
10	0.040 ^e	6.8 ^a	6.3 ^b	10	0.012 ^b	6.8 ^a	6.3 ^b
25	0.14 ^b	6.8 ^a	6.2 ^b	25	0.0081 ^c	6.8 ^a	6.3 ^b
50	0.33 ^a	6.8 ^a	6.3 ^b	50	0.021 ^a	6.8 ^a	6.3 ^b

注:表中数据为平均值;不同字母表示不同 Cd²⁺ 浓度时差异显著(P < 0.05),LSD 法。

2.2 吊兰、三叶草及其伴生藻类生物量特征

不同 Cd²⁺ 含量下吊兰及三叶草的鲜重如图 1 所示。可知:吊兰、三叶草均未出现 Cd 毒害症状,植物鲜重均增加,其中吊兰鲜重增加值介于 4.3 ~ 6.5 g (> 对照组 2.9 g),三叶草鲜重增加值介于 2.2 ~ 2.8 g

(< 对照组 4.2 g)。2 种植物各部位及伴生藻类的生物量变化如表 2、表 3 所示。可知:随着 Cd²⁺ 浓度升高,吊兰根生物量有所减少,叶生物量逐渐增加,根、叶含水率略增加;三叶草根、茎、叶生物量变化较小,各部位含水率却有所下降。2 种植物的伴生藻类生物量变

化差异较大,随着 Cd²⁺ 浓度升高,吊兰的伴生藻类生物量急剧增加,三叶草的伴生藻类生物量却骤减。

2.3 吊兰、三叶草不同部位对 Cd 的富集特征

两种植物不同部分对 Cd²⁺ 富集的情况如图2所示。可知:吊兰根、叶中 Cd 含量均随 Cd²⁺ 浓度 (<50 mg/L) 升高而增加,最高分别达到 766.8,263.7 mg/kg。Cd²⁺ 浓度相同时,吊兰根中 Cd 含量高于叶;而当 ρ(Cd²⁺) 为 50 mg/L 时吊兰根中 Cd 含量为 129.9 mg/kg,叶中 Cd 含量为 274.1 mg/kg,吊兰根中 Cd 含量低于叶。三叶草各部位中 Cd 含量均随 Cd²⁺ 浓度升高显著增加,根、茎、叶中 Cd 含量分别最高可达 270.5,38.4,60.0 mg/kg。相同 Cd²⁺ 浓度时,三叶草各部位中 Cd 含量大小排序为根 > 叶 > 茎。

表2 不同 Cd²⁺ 浓度下吊兰不同部位及伴生藻类的生物量(按干重计,下同)

ρ(Cd ²⁺) / (mg·L ⁻¹)	水培后吊兰及伴生藻类生物量/g				吊兰含水率/%		
	整株	根	叶	伴生藻类	整株	根	叶
0(CK)	7.0 ± 0.5 ^a	2.9 ± 0.4 ^a	4.1 ± 0.3 ^b	1.8 ± 0.2 ^b	85.6 ^a	84.7 ^a	86.1 ^a
5	7.3 ± 0.1 ^a	2.8 ± 0.1 ^a	4.5 ± 0.1 ^{ab}	0.6 ± 0.1 ^c	85.9 ^a	85.2 ^a	86.3 ^a
10	6.9 ± 0.3 ^a	2.8 ± 0.4 ^a	4.0 ± 0.5 ^b	0.7 ± 0.1 ^c	86.0 ^a	85.5 ^a	86.4 ^a
25	7.0 ± 0.5 ^a	2.6 ± 0.2 ^a	4.4 ± 0.3 ^{ab}	1.6 ± 0.1 ^b	86.2 ^a	85.7 ^a	86.4 ^a
50	7.0 ± 0.5 ^a	2.3 ± 0.3 ^a	4.7 ± 0.2 ^a	2.9 ± 0.1 ^a	86.7 ^a	86.6 ^a	86.8 ^a

注:表中生物量数据为平均值 ± 标准偏差;不同字母表示不同 Cd²⁺ 浓度时差异显著(P < 0.05),LSD法,下同。

表3 不同 Cd²⁺ 浓度下三叶草不同部位及伴生藻类的生物量

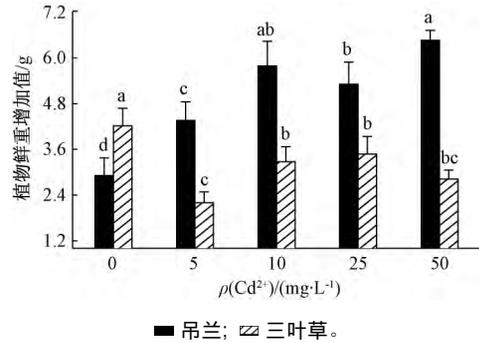
ρ(Cd ²⁺) / (mg·L ⁻¹)	水培后三叶草及伴生藻类生物量/g					三叶草含水率/%			
	整株	根	茎	叶	伴生藻类	整株	根	茎	叶
0(CK)	3.5 ± 0.4 ^{ab}	0.4 ± 0.1 ^a	2.1 ± 0.2 ^{ab}	1.0 ± 0.2 ^{ab}	3.0 ± 0.1 ^a	86.8 ^a	78.3 ^a	87.2 ^a	87.8 ^a
5	3.1 ± 0.2 ^b	0.4 ± 0.0 ^a	2.0 ± 0.1 ^b	0.7 ± 0.2 ^b	2.9 ± 0.1 ^a	85.2 ^b	76.1 ^b	85.7 ^{ab}	86.8 ^{ab}
10	3.8 ± 0.1 ^a	0.4 ± 0.0 ^a	2.3 ± 0.3 ^a	1.0 ± 0.2 ^a	1.1 ± 0.1 ^b	85.1 ^b	75.3 ^b	85.6 ^{ab}	86.0 ^{bc}
25	3.7 ± 0.4 ^a	0.4 ± 0.0 ^a	2.3 ± 0.2 ^a	1.0 ± 0.2 ^{ab}	0.7 ± 0.1 ^c	84.9 ^b	74.8 ^{bd}	85.4 ^b	85.8 ^{bc}
50	3.6 ± 0.1 ^a	0.4 ± 0.0 ^a	2.3 ± 0.1 ^a	0.9 ± 0.1 ^{ab}	1.0 ± 0.2 ^{bc}	84.0 ^b	73.6 ^{cd}	84.7 ^b	85.0 ^c

2.4 培养液中伴生藻类对 Cd 的富集特征

伴生藻类对 Cd 的富集如图3所示。可知:吊兰和三叶草的伴生藻类中 Cd 含量随 Cd²⁺ 浓度升高均呈递增趋势,分别最高可达 11 133.0,35 974.8 mg/kg,特别是三叶草的伴生藻类富集 Cd 量扩增明显。同时,两种植物的伴生藻类对 Cd 的富集特征具有明显差异性。当 ρ(Cd²⁺) ≤ 10 mg/L 时,吊兰的伴生藻类中 Cd 含量显著高于三叶草的伴生藻类;当 ρ(Cd²⁺) > 10 mg/L 时三叶草的伴生藻类中 Cd 含量急剧增加,显著高于吊兰的伴生藻类。

2.5 吊兰、三叶草及伴生藻类对 Cd 的富集、转运系数

两种植物及其伴生藻对 Cd 的富集转运系数如表4所示。可知:吊兰根、叶对 Cd 的 BCF 值分别介



注:数据为平均值 ± 标准偏差,不同字母表示不同 Cd²⁺ 浓度时差异显著(P < 0.05),LSD法,下同。

图1 不同 Cd²⁺ 浓度下吊兰及三叶草鲜重变化

Fig.1 Biomass variation of *Chlorophytum comosum* and *Trifolium repens* under different Cd²⁺ concentration

于 2.5 ~ 32.2,5.4 ~ 12.2,但 TF 值多介于 0.2 ~ 0.4。三叶草根、茎、叶对 Cd 的 BCF 值分别介于 5.3 ~ 13.6,0.7 ~ 1.8,0.8 ~ 1.7;在低 Cd²⁺ 浓度条件下其 BCF 值更大。两种植物的伴生藻类对 Cd 的 BCF 值分别介于 220.3 ~ 1132.3,217.8 ~ 985.5。当 ρ(Cd²⁺) ≤ 10 mg/L 时,吊兰的伴生藻类的 BCF 值高于三叶草,当 ρ(Cd²⁺) > 10 mg/L 时结果则相反。

2.6 水培体系中各生物对 Cd 富集量、净化率、回收率平衡算

生物对 Cd 富集量、净化率及回收率的计算公式如下:富集量(mg/beaker) = 植物(或伴生藻类)中 Cd 含量 × 生物量;净化率 = 植物(或伴生藻类)中 Cd 富集量/培养液中 Cd 初始值 × 100%;回收率 = (植

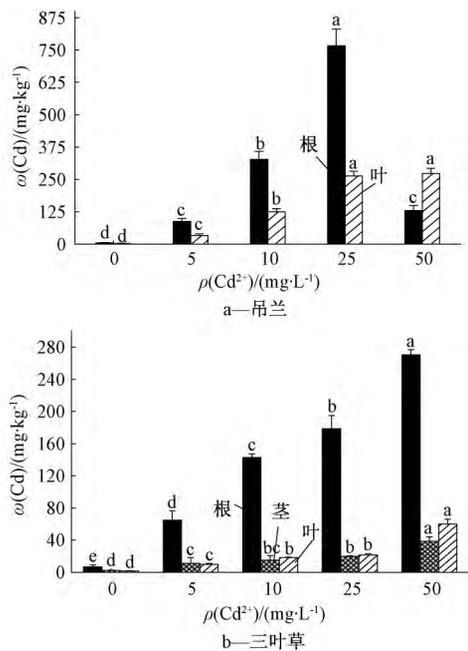


图 2 不同 Cd²⁺ 浓度下吊兰、三叶草不同部位中 Cd 含量(按干重计,下同)

Fig.2 Cd contents enriched in different parts of *Chlorophytum comosum* and *Trifolium repens* under different Cd²⁺ concentration

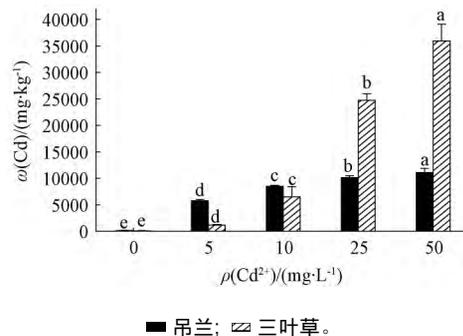


图 3 不同 Cd²⁺ 浓度下伴生藻类中 Cd 含量
Fig.3 Cd contents enriched in algae associated under different Cd²⁺ concentration

物与伴生藻类中 Cd 富集量之和 + 培养后溶液中 Cd

剩余量) / 培养液中 Cd 初始含量 × 100%。两种植物及其伴生藻对 Cd 富集量、净化率及回收率衡计算如表 5、表 6 所示。可知: 吊兰根、叶净化率最高分别为 11.5% 和 6.1%, 三叶草根、茎和叶净化率均低于 0.6%, 而伴生藻类净化率分别高达 71.5% ~ 81.0%、79.2% ~ 91.4%, 两种植物培养液中 Cd 总净化率(植物及伴生藻类之和) 分别最高可达 93.7%、92.1%, 表明两种植物均具有一定修复 Cd 的能力, 而其伴生藻类修复 Cd 的潜力巨大。

表 4 不同 Cd²⁺ 浓度下吊兰、三叶草及伴生藻类对 Cd 的 BCF 值、TF 值

Table 4 BCF and TF values of *Chlorophytum comosum*, *Trifolium repens* and their associated algae under different Cd concentration

ρ(Cd ²⁺) / (mg·L ⁻¹)	吊兰 BCF 值		吊兰 TF 值	三叶草 BCF 值				三叶草 TF 值	伴生藻类 BCF 值	
	根	叶		根	茎	叶	茎+叶		吊兰	三叶草
0 (CK)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
5	16.4 ± 2.4 ^b	6.1 ± 1.1 ^c	0.4 ± 0.0 ^b	11.7 ± 1.8 ^a	1.8 ± 1.3 ^a	1.7 ± 0.2 ^a	3.5 ± 1.5 ^a	0.3 ± 0.1 ^{ab}	1132.3 ± 37.9 ^a	217.8 ± 38.4 ^c
10	32.2 ± 3.1 ^a	12.2 ± 1.2 ^a	0.4 ± 0.0 ^b	13.6 ± 0.3 ^a	1.3 ± 0.5 ^a	1.7 ± 0.0 ^a	2.9 ± 0.5 ^{ab}	0.2 ± 0.0 ^b	841.3 ± 10.7 ^b	643.4 ± 187.4 ^b
25	30.4 ± 2.6 ^a	10.4 ± 0.7 ^b	0.3 ± 0.0 ^b	6.9 ± 0.6 ^b	0.7 ± 0.0 ^a	0.8 ± 0.1 ^c	1.5 ± 0.1 ^c	0.2 ± 0.0 ^b	401.3 ± 17.4 ^c	985.5 ± 50.8 ^a
50	2.5 ± 0.4 ^c	5.4 ± 0.4 ^c	2.2 ± 0.5 ^a	5.3 ± 0.2 ^c	0.7 ± 0.1 ^a	1.2 ± 0.1 ^b	1.9 ± 0.2 ^{bc}	0.4 ± 0.0 ^a	220.3 ± 14.3 ^d	717.7 ± 61.6 ^b

注: 表中数据为平均值(扣空白) ± 标准偏差; 不同字母表示不同 Cd²⁺ 浓度时差异显著 (P < 0.05) LSD 法。

表 5 不同 Cd²⁺ 浓度下吊兰及伴生藻类对 Cd 富集量、净化率及其回收率

Table 5 The enrichment content and purification rate of Cd of *Chlorophytum comosum* and their associated algae and the experiment recoveries

ρ(Cd ²⁺) / (mg·L ⁻¹)	Cd 初始量 / (mg·beaker ⁻¹)	吊兰及伴生藻类富集量 / (mg·beaker ⁻¹)				吊兰及伴生藻类净化率 / %				回收率 / %
		根	叶	藻类	总和	根	叶	藻类	总和	
0 (CK)	0	0	0	0	0	—	—	—	—	—
5	4	0.23	0.14	3.2	3.6	5.7	3.4	81.0	90.1	90.4
10	8	0.92	0.49	5.7	7.1	11.5	6.1	71.5	89.2	89.6
25	20	1.96	1.15	15.6	18.8	9.8	5.8	78.1	93.7	94.3
50	40	0.29	1.28	32.4	33.9	0.7	3.2	80.9	84.8	85.5

3 讨论

近年来观赏性植物用于重金属修复和污染区域环境美化的研究广受关注。吊兰适应环境能力强并对多种重金属有抗性^[9]。当 ρ(Cd²⁺) 达 50 mg/L 时,

吊兰仍生长良好, 表明其对 Cd 耐受性较好。吊兰根、叶中 Cd 含量最高分别可达 766.8、274.1 mg/kg, BCF 值最高分别可达 32.2、12.2, 均高于超累积植物筛选 Cd 含量临界值 100.0 mg/kg、BCF 值为 1, 表明

表6 不同 Cd²⁺ 浓度下三叶草及伴生藻类对 Cd 富集量、净化率及回收率Table 6 The enrichment content and purification and the experimental recoveries rate of Cd of *Trifolium repens* and their associated algae

$\rho(\text{Cd}^{2+}) /$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Cd 初始量/ ($\text{mg}\cdot\text{beaker}^{-1}$)	三叶草及伴生藻类富集量/($\text{mg}\cdot\text{beaker}^{-1}$)					三叶草及伴生藻类净化率/%					回收率/ %
		根	茎	叶	藻类	总和	根	茎	叶	藻类	总和	
0(CK)	0	0	0	0	0	0	—	—	—	—	—	—
5	4	0.022	0.018	0.006	3.2	3.2	0.5	0.5	0.2	79.2	80.3	80.5
10	8	0.051	0.030	0.017	7.0	7.1	0.6	0.4	0.2	87.9	89.1	89.2
25	20	0.066	0.041	0.019	18.3	18.4	0.3	0.2	0.1	91.4	92.1	92.1
50	40	0.106	0.083	0.055	34.1	34.3	0.3	0.2	0.1	85.2	85.8	85.9

吊兰具有 Cd 超累积植物的部分属性,其修复 Cd 的优势较大,这与白向玉等的研究结果接近^[15]。三叶草因生命力旺盛、繁殖迅速及抗逆性强等,常用于野外生态重建^[16]。本研究中,三叶草未出现 Cd 毒害症状但生长受到 Cd 抑制影响,其根、茎、叶中 Cd 含量随着 Cd²⁺ 浓度升高而递增,分别高达 270.5、38.4、60.0 mg/kg,根的 BCF 值为 5.3~13.6,地上部分的 BCF 值为 1.5~3.5,当 $\rho(\text{Cd}^{2+}) \leq 10 \text{ mg/L}$ 时,各部位的 BCF 值均更大,表明三叶草对低 Cd 污染的修复更有优势。但两种植物的 TF 值多介于 0.2~0.4,低于王友保等^[8]、刘燕等^[17]的研究结果,表明其转运 Cd 能力均较弱,可能与伴生藻类富集了大量 Cd 有关。

藻类是低能耗、高富集、环境友好的新型重金属修复材料。研究表明,藻类比表面积大,细胞壁具有羧基、羟基、羰基、磷酸基、氨基等多种功能基团,在一定 pH 条件下可释放出阴离子,通过复杂的表面络合、离子交换及氧化还原等吸附重金属离子,藻类也可通过分泌糖类、蛋白质、多磷酸体等胞外聚合物结合重金属离子^[18-19]。本研究中两种植物的伴生藻类是在常温光照下烧杯敞口培养下产生,其群落以小球衣藻 (*Chlamydomonas microspiraera*)、钝顶螺旋藻 (*Spirulina platensis*)、四尾栅藻 (*Scenedesmus quadricauda*) 和铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*) 等常见水藻为主^[13],其富集 Cd 量随着 Cd²⁺ 浓度升高均显著增加,当 $\rho(\text{Cd}^{2+}) = 50 \text{ mg/L}$ 时,富集量分别高达 11 133.0、35 974.83 mg/kg,BCF 值分别高达 1 132.3、985.5,Cd 净化率分别高达 81.0%、91.4%,表明藻类修复 Cd 潜力巨大,这与周旭东等^[20]、李彩云等^[21]的研究结果吻合。两种植物的伴生藻类生物量变化和富集 Cd 量差异显著,一方面是由于两种培养液养分不同导致伴生藻类种群结构与数量存在差异,另一方面可能与植物及伴生藻类对 Cd 存在某种吸附竞争关系有关^[13,19,22-23]。

4 结论

1) 根据两种植物生物量变化,Cd²⁺ 对吊兰生长起一定促进作用,对三叶草生长有抑制影响。在 Cd 试验浓度范围内,吊兰根、叶中 Cd 含量最高可达 766.8、274.1 mg/kg,三叶草根、茎、叶中 Cd 含量最高分别可达 270.5、38.4、60.0 mg/kg。两种植物地上/地下部分的 BCF 值分别最高可达 32.2/12.2、13.6/3.5,但 TF 值多介于 0.2~0.4,表明二者均具有 Cd 超累积植物的部分属性,吊兰修复 Cd 优势明显,低 Cd 污染下三叶草富集 Cd 能力更好,但转运 Cd 能力均较弱。

2) 吊兰、三叶草的伴生藻类中 Cd 含量很高,当 $\rho(\text{Cd}^{2+}) = 50 \text{ mg/L}$ 时,分别最高可达 11 133.0、35 974.83 mg/kg,BCF 值分别高达 1132.3、985.5,Cd 净化率分别高达 81.0%、91.4%,表明伴生藻类修复 Cd 潜力巨大。但两种植物的伴生藻类在相同 Cd²⁺ 初始浓度下 Cd 含量差异较大。

参考文献

- [1] 杜丽娜,余若祯,王海燕,等. 重金属镉污染及其毒性研究进展[J]. 环境与健康杂志,2013,30(2): 167-173.
- [2] Wang Xue, Liang Cheng Hua, Yin Yan. Distribution and transformation of cadmium formations amended with serpentine and lime in contaminated meadow soil [J]. Journal of Soils and Sediments, 2015, 15(7): 1531-1537.
- [3] Singh A K, Hasnain S I, Banerjee D K, et al. Grain size and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Damodar River: a tributary of the lower Ganga, India [J]. Environmental Geology, 1999, 39(1): 90-98.
- [4] 环境保护部,国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[R]. 北京: 环境保护部及国土资源部,2014.
- [5] Kramer U. Metal hyperaccumulation in plants[J]. Annual Review of Plant Biology, 2010, 61: 517-534.
- [6] Rascio N, Navari-izzo F. Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? [J]. Plant Science, 2011, 180(2): 169-181.

(下转第 170 页)

- Zn by foam fractionation and a soil washing process from contaminated industrial soils using soapberry-derived saponin: a comparative effectiveness assessment [J]. *Chemosphere*, 2013, 92 (10): 1286-1293.
- [8] Chen W J, Hsiao L C, Chen K Y. Metal desorption from copper (II) /nickel (II) -spiked kaolin as a soil component using plant-derived saponin biosurfactant [J]. *Process Biochemistry*, 2008, 43 (5): 488-498.
- [9] 李真真, 周丹, 苏佳, 等. 皂角苷对镉、铊、钷的淋洗效果及影响因素研究 [J]. *中国稀土学报*, 2017, (5): 672-679.
- [10] 张中文. 茶皂素对土壤重金属污染淋洗修复的影响研究 [D]. 济南: 山东农业大学, 2009.
- [11] 李远功. 环境土壤样品中微量钼的测定 [J]. *铀矿冶*, 2010, 29 (3): 164-166.
- [12] 苏佳. 鼠李糖脂对稀土元素镧、铈、钇、铈的土壤淋洗效果及影响因素研究 [D]. 赣州: 江西理工大学, 2016.
- [13] Rauret G, López Sánchez J F, Sahuquillo A, et al. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials [J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, 1 (1): 57-61.
- [14] Han F X, Banin A, Kingery W L, et al. New approach to studies of heavy metal redistribution in soil [J]. *Advances in Environmental Research*, 2004, 8 (1): 113-120.
- [15] Catherine N Mulligan, Raymond N Yong, Bernard F Gibbs, et al. Metal removal from contaminated soil and sediments by the biosurfactant surfactin [J]. *Environmental Science & Technology*, 1999, 33 (21): 3812-3820.
- [16] 朱清清. 表面活性剂对土壤中重金属污染的去除研究 [D]. 上海: 东华大学, 2011.
- [17] Hong K J, Tokunaga S, Ishigami Y, et al. Extraction of heavy metals from MSW incinerator fly ash using saponins [J]. *Chemosphere*, 2000, 41 (3): 345-352.
- [18] Hong K J, Tokunaga S, Kajiuchi T. Evaluation of remediation process with plant-derived biosurfactant for recovery of heavy metals from contaminated soils [J]. *Chemosphere*, 2002, 49 (4): 379-387.
- [19] Wasay S A, Barrington S F, Tokunaga S. Organic acids to remediate a clay loam polluted by heavy metals [J]. *Canadian Agricultural Engineering*, 1998, 40 (1): 9-15.
- [20] 杨娟娟, 楼林洁, 周文军. 皂角苷对砷的增溶作用及影响因素 [J]. *环境科学学报*, 2011, 31 (1): 172-176.
- [21] 朱光旭, 郭庆军, 杨俊兴, 等. 淋洗剂对多金属污染尾矿土壤的修复效应及技术研究 [J]. *环境科学*, 2013, 34 (9): 3690-3696.
- [22] 翟琨, 向东山, 殷艳, 等. EDTA 对 Cu 污染农田土壤的淋洗实验研究 [J]. *土壤通报*, 2015, 46 (5): 1108-1113.
- [23] 许超, 夏北城, 林颖. 柠檬酸对低中污染土壤中重金属的淋洗动力学 [J]. *生态环境学报*, 2009, 18 (2): 507-510.
- [24] 邓红侠, 杨亚莉, 许岩, 等. 皂苷对污染(土娄)土中重金属 Cu、Pb 的淋洗动力学特征 [J]. *西北农业学报*, 2015, 24 (7): 171-178.
- [25] Miller R M. Biosurfactant-facilitated remediation of metal-contaminated soils [J]. *Environmental Health Perspectives*, 1995, 103 (Suppl 1): 59.
- [26] Mulligan C N. Environmental applications for biosurfactants [J]. *Environmental Pollution*, 2005, 133 (2): 183-198.
- [27] 陈玉娟, 符海文, 温琰茂. 淋洗法去除土壤重金属研究 [J]. *中山大学学报(自然科学版)*, 2001, 40 (增刊 2): 111-113.
- 第一作者: 王维大 (1984 -), 男, 讲师, 博士, 环境工程专业. wangweida888@163.com
通信作者: 韩剑宏. hjhlp@163.com

(上接第 148 页)

- [7] 林单, 任妮妮, 杨奇贤, 等. 近 10 年我国植物对重金属 Cd 耐受性研究文献分析 [J]. *农业图书情报学刊*, 2010, 22 (6): 13-18.
- [8] 王友保, 燕傲蕾, 张旭情, 等. 吊兰生长对土壤镉形态分布与含量的影响 [J]. *水土保持学报*, 2010, 24 (6): 163-167.
- [9] 吴丹, 王友保, 胡珊, 等. 吊兰生长对重金属镉、锌、铅复合污染土壤修复的影响 [J]. *土壤通报*, 2013, 44 (5): 1245-1252.
- [10] 杨远祥, 朱雪梅, 邵继荣, 等. 不同混种比例对白三叶和香根草镉富集的影响 [J]. *水土保持学报*, 2014, 28 (1): 266-270.
- [11] 王国夫, 徐智明. 吊兰不同营养液培养的比较试验 [J]. *中国园艺文摘*, 2010 (6): 25-26.
- [12] 彭东辉. 水培花卉 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2010.
- [13] 贾含帅, 刘汉湖, 胡舒, 等. 4 种环境因子对景观水体绿藻生长繁殖的影响 [J]. *中国城市林业*, 2011, 9 (6): 52-54.
- [14] 王爱云, 黄姗姗, 钟国锋, 等. 铬胁迫对 3 种草本植物生长及铬积累的影响 [J]. *环境科学*, 2012, 33 (6): 2028-2037.
- [15] 白向玉, 刘汉湖, 韩宝平, 等. 花卉植物修复剩余污泥中重金属的实验研究 [J]. *环境科学与技术*, 2010, 33 (10): 39-45.
- [16] 冯淑华. 三叶草对干旱胁迫的反应及适应性研究 [D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2012.
- [17] 刘燕, 谢阿娜. 三叶草对重金属镉的富集特性研究 [J]. *河南农业科学*, 2011, 40 (1): 82-84.
- [18] Schiewer S, Wong M H. Ionic strength effects in biosorption of metals by marine algae [J]. *Chemosphere*, 2000, 41 (1/2): 271-282.
- [19] 支田田, 程丽华, 徐新华, 等. 藻类去除水体中重金属的机理及应用 [J]. *化学进展*, 2011, 23 (8): 1782-1794.
- [20] 周旭东, 李彩云, 高鹏程, 等. 活体微藻吸附水体中 Cd²⁺ 的性能特征 [J]. *微生物学通报*, 2017, 44 (5): 1182-1188.
- [21] 李彩云, 高鹏程, 同延安, 等. 钝顶螺旋藻和小球藻富集 Cd²⁺ [J]. *环境工程学报*, 2016, 10 (6): 2997-3004.
- [22] Sung H C, Sung C J, Sung B H, et al. Optimum temperature and salinity conditions for growth of green algae *Chlorella Ellipsoidea* and *Nannochloris Oculata* [J]. *Fisheries Science*, 2007, 73: 1050-1056.
- [23] 陈丽萍, 周彦锋, 尤洋. 周丛藻类在水质监测及净化中应用的研究进展 [J]. *中国农学通报*, 2012, 28 (29): 87-91.
- 第一作者: 刘勇 (1987 -), 男, 博士生, 讲师, 主要从事环境生态与污染防治研究工作. Lyong821mmm@163.com
通信作者: 刘燕 (1968 -), 女, 教授, 主要研究方向为环境生态修复. gyly68@sina.com