

8种观赏水湿生植物对重金属Cd和Pb的吸收固定能力

唐宇力¹, 钱萍¹, 张海珍^{2,*}, 周虹¹

1. 杭州西湖风景名胜區(杭州市园林文物局)灵隐管理处(杭州花圃), 杭州 310013

2. 杭州西湖风景名胜區(杭州市园林文物局)湖滨管理处, 杭州 310004

摘要 水体沉积物是水体污染物的重要汇和源,水湿生植物具有净化水体的重要功能。采用人工污染土壤的盆栽方法,对8种不同生活型水湿生植物吸收富集土壤Cd和Pb的分析结果发现,莎草地上部分和地下部分Cd含量随着土壤中Cd浓度的增加而增加,在土壤中Cd添加浓度(干重)为 $5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,Cd的累积浓度分别 $1.13\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ DW}$ 和 $1.63\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ DW}$;供试植物的地下部分Pb含量是地上部分的10~20倍,莎草和香蒲的地下部分Pb含量在高浓度Pb土壤中达到 $20\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ DW}$ 左右。黄花鸢尾、莎草以及睡莲这3种植物对土壤Cd的转运系数和富集系数大于1,结合生物量因素可以认为,莎草具有富集土壤Cd能力,而莎草和香蒲具有固定土壤Pb的能力。

关键词 莎草;香蒲;富集能力;生物量

中图分类号 X131.3 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2017)09-5313-07 DOI 10.12030/j.cjee.201701060

Capacity for absorbing and fixing heavy metal of Cd and Pb of eight species of ornamental aquatic plants

TANG Yuli¹, QIAN Ping¹, ZHANG Haizhen^{2,*}, ZHOU Hong¹

1. Lingyin Administration (Hangzhou Flower Nursery) of Hangzhou West Lake Scenic Area (Hangzhou Municipal Bureau of Landscape and Cultural Relic), Hangzhou 310013, China

2. Hubin Administration of Hangzhou West Lake Scenic Area (Hangzhou Municipal Bureau of Landscape and Cultural Relic), Hangzhou 310004, China

Abstract Aquatic sediment is the main source of water pollutant. Aquatic plants have the ability to purify water. Potted planting by polluted soil was conducted to analyze the ability to absorb Cd and Pb by eight different aquatic plants. The results indicated that the concentration of Cd in *Cyperus proflifer* increased with the concentration in soil. When the concentration of Cd in soil is $5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ DW}$, the accumulated concentration is $1.13\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ DW}$ and $1.63\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ DW}$ in aboveground parts and belowground parts respectively. The content of Pb in belowground parts of experimental plants are 10 to 20 times to the aboveground parts. The content of Pb in belowground parts of *Cyperus proflifer* and *Typha orientalis* planted in soil with high concentration of Pb reached $20\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ DW}$. Transfer and accumulation coefficient of Cd in soil of *Iris wilsonii*, *Cyperus proflifer*, *Nymphaea* are larger than 1, which suggested that *Cyperus proflifer* has the ability to accumulate Cd from soil while *Cyperus proflifer*, *Typha orientalis* have the ability to capture Pb from soil.

Key words *Cyperus proflifer*; *Typha orientalis*; enrichment ability; biomass

美国科学家 CHANEY^[1]于1983年首次提出利用超积累植物治理土壤重金属污染的思想,即植物修复(phytoremediation)。植物修复技术与物理、化学等常规的污染土壤修复方式相比,优点是成本低、效果好,且不会破坏土壤结构;因此,在重金属污染土壤的治理中具有巨大的应用潜力。近年来该技术受到众多研究人员^[2-4]的关注,并已取得一定的研究成果。植物修复技术应用的特殊植物对重金属具有较强忍耐和富集能力,并要求这些植物具有生物量大、生长快、抗病虫害能力强及重金属耐性高的特点,可以富集

基金项目:杭州市科技发展计划项目(20130533B23)

收稿日期:2017-01-10;录用日期:2017-04-14

第一作者:唐宇力(1968—),男,本科,教授级高级工程师,研究方向:园林花卉育种及风景园林建设和管理。E-mail:tangyl1008@163.com

*通信作者,E-mail:haizhenzhang@hotmail.com

多种重金属^[5]。20 世纪 90 年代以来,我国有学者已发现了一批具有较高研究价值和应用前景的积累或超积累植物,能对 Pb、Cu、As、Cd 和 Cr 等重金属进行富集作用^[6-8]。植物稳定修复技术是利用植物的吸收、螯合、络合、沉淀、分解以及氧化还原等多种过程,将土壤中的重金属污染物进行钝化或固定,以降低其生物有效性及迁移性,将其转化为相对环境友好的形态,从而防止其进入食物链和地下水,避免或减轻污染物对生物和环境的危害^[9-10]。CUNNINGHAM 等^[11]在研究植物固定土壤中的 Pb 时发现,一些植物可以降低土壤中 Pb 的生物有效性,而 DUSHENKOV 等^[12]进一步研究发现 Pb 可与植物分泌的磷酸盐结合,形成难溶的磷酸铅固定于植物根部,从而减轻 Pb 对环境的毒害作用。

水湿生植物是湿地生态系统的重要组成部分。我国共有水湿生植物约 250 种,根据其生活习性及形态,可以分为 3 大类,分别为挺水植物、浮水植物和沉水植物。许多水湿生植物既是园林观赏植物,对净化水体也有重要作用。黄永杰等^[13]野外调查研究结果发现,浮萍、香蒲和芦苇等水湿生植物在重金属复合污染水域中种植具有富集重金属的潜力。王敏等^[14]研究了 6 种水生植物对水体重金属的去除效果,发现鸢尾、马蔺和菖蒲对 Cd 的净化效果较好,去除率可达到 95% 以上;旱生美人蕉、水生美人蕉、旱伞草、鸢尾、马蔺和菖蒲对 Pb 的去除率均达到 98% 以上^[15]。王谦等^[16]的研究结果发现,睡莲对水体中 Cr^{6+} 的去除率可达 93%。由此可见,水湿生植物在水体净化中具有重要功能和潜力。现有研究多集中于水湿生植物对水体重金属的固定和净化能力,对于植物吸收固定底泥中重金属的研究报道较少。湖泊沉积物重金属污染是水体中各种沉积物和水生生物腐败体的混合物^[17],是大多数水体生物赖以生存的主要基质。近年来,由于城市化和工业化急剧发展,大量重金属污染物随着大气沉降、废水排放和地表径流等途径进入水体,并最终汇集到沉积物中;另一方面,随着水体物理化学环境的变化,沉积物中的重金属污染物也会再次释放出来随着水流扩散,所以水体沉积物是水体污染物的重要汇和源。

本研究对 8 种主要园林观赏水湿生植物对重金属 Cd 和 Pb 的吸收固定能力进行了分析,旨在筛选出具有重金属 Cd 和 Pb 吸收固定能力,又能够用来净化水体环境的水湿生植物,达到兼顾美化和净化环境的园林植物配置的目的。

1 实验部分

1.1 实验条件

盆栽实验地点设在杭州市园林文物局灵隐管理处花卉分部,位于杭州市西湖区。由于受冬夏季风的影响,该实验地点具有光、热、水同季配合良好的气候特点。开春后气温回升,雨热增加;5—6 月由春入夏,降水开始进入高峰期,气温适中;7—8 月盛夏季节是全年的高温期,降水减少;9 月入秋后光温下降,秋雨来临;10—11 月则为秋高气爽天气,光照充足,气温日差较大;而冬季光、热、水均处在一年中的低值期。所有的实验均在透明塑料大棚中进行。

1.2 供试土壤的制备

为了方便混合污染物并考虑到实验材料的可得性,本研究采用西湖区典型土壤经过以下处理来模拟沉积物。

首先,将醋酸铅(优级纯)和氯化镉(优级纯)分别碾磨粉碎,按照 50.0 kg 土壤的量分成小包。所需要的药品量按照如下计算,Cd 元素的添加浓度(干重)为:0、1.00 和 5.00 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;Pb 元素的添加浓度为:0、50.0 和 100 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。由于本研究的目的是选择能够用于净化环境的水湿生园林植物,所以选择未达到严重环境污染的重金属浓度来进行实验。各处理中 Cd 和 Pb 的添加浓度根据西湖风景区土壤中 Cd 和 Pb 的中低面源污染水平而定^[18]。其次,采用逐步混合的方法完成重金属添加过程,即先取出 0.50 kg 左右准备好的土壤与称好的药品以过筛的方式混合,再逐步往里添加土壤,反复过筛混合,直至 50.0 kg 土壤混合完全。最后,将已充分混合的各种处理土壤分别装盆,置于透明塑料大棚中老化 3 个月左右。盆规格为:高 25.0 cm,直径 28.0 cm,每盆装土 5.00 kg。每个处理 3 个重复,其中 2014 年盆栽实验共 90 盆,2015 年盆栽实验共 120 盆。老化结束后,每个花盆取 3 个土壤样品(共 50 g 左右)形成一个混合土壤样品,测定其 Cd 与 Pb 含量。供试土壤的理化性质如表 1 所示。

1.3 供试植物

水湿生植物种类繁多,在挑选参试植物时,根据植物本身生长习性 & 特点,参考植物根、茎和叶等部位的一些指标,选择分布面积广、抗逆性强、有观赏价值,且能在重金属污染较为严重的地区正常生长的植物。除此之外,植物的生育期、生物量、株高、抗病性、抗虫性和休眠期等也是实验考虑的因素^[19-20]。

通过查阅相关文献,并结合本课题组已有的水湿生植物种植实践经验。本实验选取的水湿生植物为休眠期短、生长周期短和抗病虫能力强的一些植物种类。最终确定分布面积广、抗逆性强、生长周期短且具有观赏价值的 8 种草本水湿生植物作为供试植物。黄花鸂尾、荷花、黄菖蒲、美人蕉、莎草、睡莲和香蒲这 7 种植物用来作为对 Cd 的供试植物;黄花鸂尾、荷花、美人蕉、莎草、睡莲、香蒲和再力花这 7 种植物用来作为对 Pb 的供试植物。

这些供试植物的优势主要有:

- 1) 分布普遍,生命力顽强,易成活,可大面积推广和种植;
- 2) 生命周期短,从种植到成熟大概只需五六个月,便于实验进度的安排;
- 3) 都为园林种植植物,具有很好的观赏价值,可美化环境;
- 4) 植物来源广泛,价格低廉且易于获取;
- 5) 种植后管理方便,不用专门打理,可节省时间和精力。

本次实验所选用的参试植物来自杭州西湖风景名胜区内(杭州市园林文物局)灵隐管理处(杭州花圃)花卉分部,其生态类型特征列于表 2。

1.4 盆栽实验

将按设计浓度处理过并老化的土壤装入黑色塑料盆,每盆装干重为 5.00 kg 的人工污染土壤。选择生长量相同的幼苗或大小相近的繁殖块茎分别移栽入各处理浓度的花盆中。各种植物的种植量根据其所需的生长空间和塑料盆的大小而定,一般 2~3 棵苗或芽,各重复间苗量一致,3 次重复。实验在透明塑料大棚中进行,依据天气情况不定期浇灌,使土壤保持淹水状态,用水中未检测出重金属 Cd 和 Pb。待植物成熟后,收获植株,整个生长季从 4 月份到 10 月份。

收获时分别采割植株地上部分和地下部分,用自来水冲洗干净后,挂在大棚中晾干表面水分,称取地上部分鲜重后,将植株各部分放在 75 ℃ 恒温干燥箱内烘至恒重,再称量烘干样品中地上部分的重量。烘干后的植株样品先用粉碎机搅碎,再用混合球磨仪(德国莱驰公司,MM400)磨成粉末,保存备用,测定其 Pb 和 Cd 含量。

1.5 植物和土壤重金属分析

准确称取 0.50 g 的粉末样品于洗净的坩埚中,加入 8.00 mL 硝酸和 4.00 mL 高氯酸,置于电热板上,缓慢升温到 180 ℃,保持 180 ℃ 加热到开始冒烟且坩埚内液体体积小于 3.00 mL;取出坩埚,再加入 4.00 mL 硝酸和 1.00 mL 盐酸,保持 180 ℃ 加热至冒白烟且体积小于 1.00 mL,然后慢慢赶酸至结晶状态;取出坩埚,室温下冷却,再用 0.5% 硝酸定容到 50.00 mL 离心管中^[21]。整个消解过程在通风橱中进行,并时常轻轻摇晃,防止爆沸,且所用的酸液为优级纯。消解并定容后的植物样品用注射器吸取,并加滤膜过滤至 15.00 mL 离心管中,冷藏待测。每批样设置 2 个空白对照和 2 个标准物质,其中标准物质使用灌木枝叶

表 1 供试土壤物理化学性质

Table 1 Physical and chemical properties of sampled soil

重金属含量/ (mg · kg ⁻¹)		土壤质地/ %			有机质/ (mg · kg ⁻¹)	pH
Cd	Pb	砂粒	粉粒	黏粒		
0.340	58.8	63.5	25.2	11.3	5.98	6.45

表 2 供试植物生态类型特征

Table 2 Characteristics of ecological form of test plants

植物种类	科	生活型	花期 (月份)	生活习性
美人蕉	美人蕉科	多年生草本	6—10	喜温暖水湿、不耐寒
黄花鸂尾	鸂尾科	多年生草本	5	喜光耐寒、不抗高温
莎草	莎草科	多年生草本	5—7	喜水湿、适应性强
睡莲	睡莲科	多年生水生花卉	4—8	喜水湿、喜光
香蒲	香蒲科	多年生草本	5—8	喜温暖潮湿
荷花	睡莲科	多年生花卉	6—8	喜温、喜水湿
再力花	竹芋科	多年生草本	4—10	喜温暖水湿、耐半阴
黄菖蒲	鸂尾科	多年生草本	8—10	喜光喜湿、耐阴耐寒

国家一级标准物质 GBW 07603 (GSV-2) 进行质量控制。

采用四酸法电热板加热法消解。称取通过 100 目筛的土壤样品 0.25 g 于聚四氟乙烯坩锅中,用少量超纯水润湿加入 10 mL HCl 放置过夜。分别加入 3 mL HF、3 mL HNO₃、1 mL HClO₄,放置电热板上消解至大量白烟冒出,蒸至近干,重复加入 HNO₃ 和 HF 1~2 次,直至样品呈晶体状时转移至 50 mL 比色管中定容。用注射器吸取 5 mL 比色管中已定容溶液,加滤膜过滤至新的 50 mL 比色管中,定容后转移至 10 mL 离心管中冷藏待测。采用土壤标准物 GSS-5 进行质量控制。重金属元素 Cd 和 Pb 采用 ICP-MS 分析。

1.6 数据统计分析

不同处理之间采用 SPSS18 进行方差分析和多重比较,采用 EXCEL2010 进行作图。

2 结果与分析

2.1 供试植物种类重金属 Cd 累积情况

如图 1 所示,供试的 7 种植物地上部分累积 Cd 的能力差异较大,在不添加 Cd 以及添加 1 mg · kg⁻¹ Cd 的水平下,莎草地上部分 Cd 浓度最高,都高于 0.5 mg · kg⁻¹,显著高于其余植物;其次为黄花鸢尾,分别为 0.187 和 0.314 mg · kg⁻¹。在添加 5 mg · kg⁻¹ Cd 以后,7 种植物的地上部分 Cd 都明显增加,其中,莎草、黄花鸢尾、黄菖蒲和睡莲增加幅度最为明显,莎草仍然是 7 种植物中累积 Cd 浓度最高的植物种类,地上部分 Cd 浓度为 1.13 mg · kg⁻¹;其次为黄花鸢尾,地上部分 Cd 浓度为 0.958 mg · kg⁻¹。

供试植物的地下部分 Cd 浓度受到土壤 Cd 水平的影响较大。随着土壤 Cd 浓度的增加,每一种供试植物的地下部分 Cd 浓度都明显增加。其中莎草的地下部分 Cd 累积浓度显著较其余植物种类高,平均值达到 1.6 mg · kg⁻¹。比较供试植物种类地上部分与地下部分 Cd 含量发现,美人蕉和荷花的地上部分 Cd 含量较低,地下部分 Cd 含量较高。睡莲的地上部分 Cd 含量较高,地下部分 Cd 含量较低。

2.2 供试植物种类重金属 Pb 累积情况

由图 2 所示,供试的 7 种植物对 Pb 的累积总体较弱,尤其是地上部分的累积量。在 3 个浓度梯度下,除了睡莲,其他 6 种植物地上部分 Pb 浓度都低于 1 mg · kg⁻¹,没有任何一种植物的 Pb 含量甚至达到植物 Pb 的平均含量 5 mg · kg⁻¹。

与 Cd 处理类似,Pb 处理下,供试的 7 种植物地下部分 Pb 含量明显比地上部分高,大约为地上部分的 10~20 倍。随着土壤中 Pb 浓度的增加,除了美人蕉,其他植物的地下部分 Pb 含量随之增加。其中,莎草和香蒲的地下部分 Pb 含量在高浓度 Pb 土壤中达到 20 mg · kg⁻¹左右。

2.3 供试植物对 Cd 与 Pb 的转运能力

植物对重金属的转运能力可以采用地上部分与地下部分的重金属浓度之比来表示。转运能力越强,说明可以采用收获地上部分的方式来去除土壤中的重金属。如图 3(a) 所示,黄花鸢尾、莎草以及睡莲这 3 种植物出现了转运系数大于 1 的现象,其中黄花鸢尾在不同土壤 Cd 浓度下,转运系数均大于 1,但是随着 Cd 浓度的增加,转运系数没有显著变化;莎草只有在空白对照中转运系数大于 1,而随着土壤 Cd 浓度的增加,转运系数下降;睡莲的情况与前 2 种植物相反,尽管在空白对照中转运系数没有达到 1,但是随着土壤 Cd 处理浓度的增加,转运系数显著增加,并超过了 1。

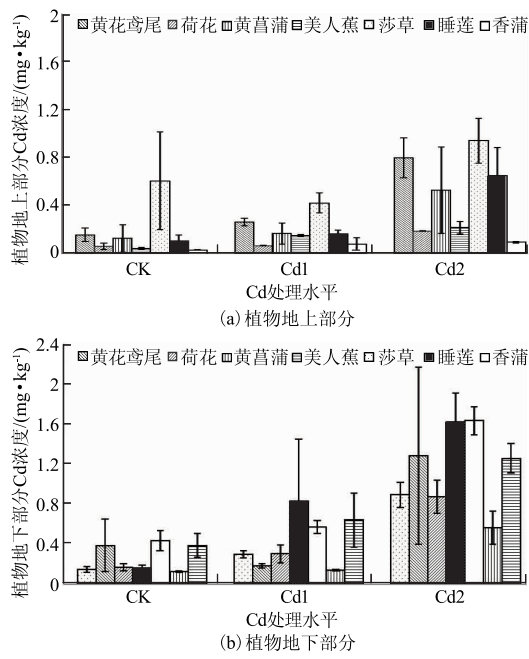


图 1 植物地上部分与植物地下部分累积 Cd 情况
Fig. 1 Accumulated Cd in aboveground parts and underground parts of plant

对 Pb 的转运能力的分析结果如图 3(b) 所示,与 Cd 相比,植物对 Pb 的转运能力较小,所有植物在所实验的 Pb 浓度下均未达到 1。

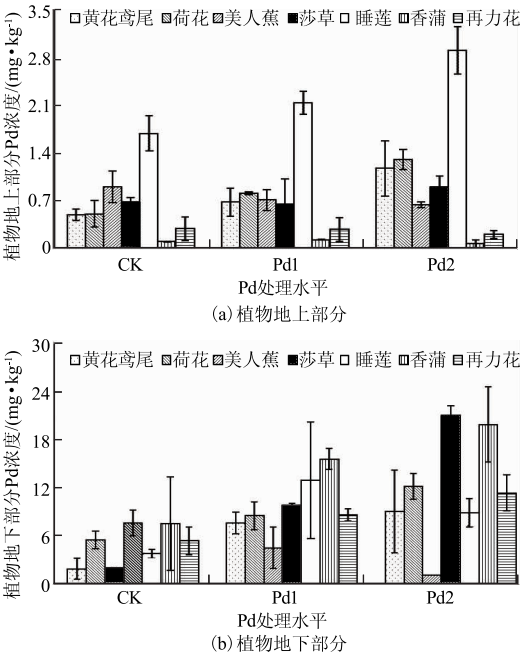


图 2 植物地上部分与地下部分累积 Pb 情况
Fig. 2 Accumulated Pb in aboveground parts and underground parts of plant

2.4 供试植物对 Cd 和 Pb 富集能力

由图 4(a) 可知,供试的 7 种水湿生植物对土壤 Cd 的富集能力在对照土壤中较高,而在人工污染土壤中较低。莎草、睡莲、黄花鸢尾和荷花这 4 种植物在对照土壤中的富集系数都大于 1,其中莎草的富集系数高达 9.94。

对 7 种植物的 Pb 富集能力的分析结果表明(见图 4(b)),所有植物的富集系数都没有超过 0.1。只有黄花鸢尾的 Pb 富集能力在高 Pb 浓度下最高,其余植物种类对 Pb 的富集能力与 Cd 相似都是在对照土壤中最高。

2.5 供试植物的生物量及植株 Cd 和 Pb 总量的变化

如图 5(a) 所示,香蒲和莎草的生物量最大,对照土壤中生物量(干重)达到了每株 80 g 以上,而睡莲的生物量最低,只有每株 29 g。土壤添加 Cd 以后,香蒲、睡莲和莎草的生物量都有不同程度下降,香蒲的生物量下降了 20% 以上,而莎草的生物量下降了 30% 以上。尽管如此,香蒲和莎草的生物量也明显高于其他几种植物。

图 5(b) 显示了不同 Pb 添加下 7 种植物的生物量。香蒲、莎草和再力花的生物量较其他植物种类高

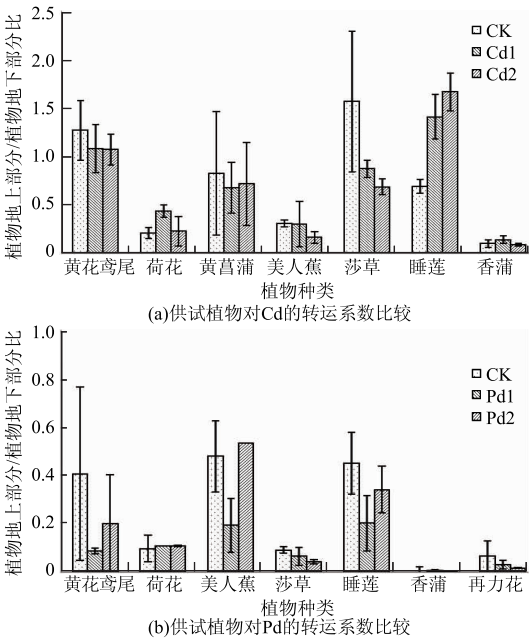


图 3 供试植物对 Cd 和 Pb 的转运系数比较
Fig. 3 Comparison between Cd and Pb transport coefficient of sampled plants

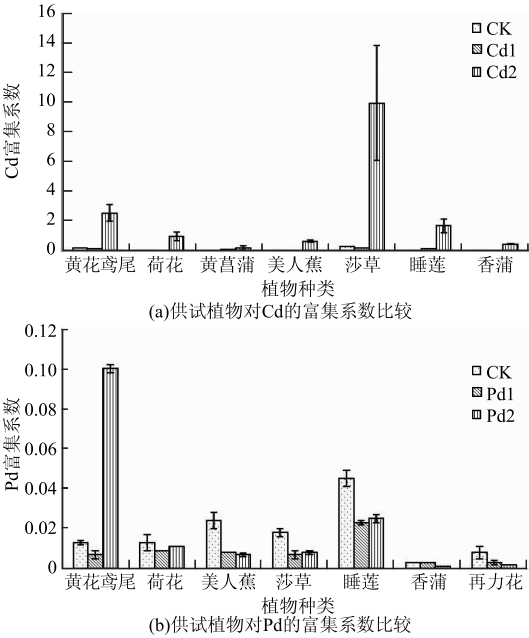


图 4 供试植物对 Cd 和 Pb 的富集系数比较
Fig. 4 Comparison between Cd and Pb accumulation coefficient of sampled plants

50% 或以上,添加 Pb 使生物量有所下降,但是下降幅度都不到 20%。

不同 Cd 和 Pb 处理下供试植物植株体内重金属 Cd 和 Pb 总量的变化如图 6 所示。莎草累积 Cd 含量明显比其他植物种类高很多,在对照 Cd 水平下,莎草吸收 Cd 的平均总量达到 $71\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (见图 6(a))。然而随着土壤中 Cd 浓度的增加,莎草累积的 Cd 总量并没有显著变化。这是由于随着土壤中 Cd 浓度的增加,莎草的生物量减少的原因。由此可见,在 Cd 浓度较低的情况下,利用莎草来吸附固定底泥中的 Cd 较为理想。莎草对 Pb 的累积量也是 7 种实验植物中最高的,但是随着 Pb 处理浓度的增加,累积总量没有显著变化,这也是因为随着 Pb 处理浓度的增加,生物量下降的原因。其次是美人蕉和睡莲,在不同 Pb 处理下累积 Pb 的总量也没有显著差别。

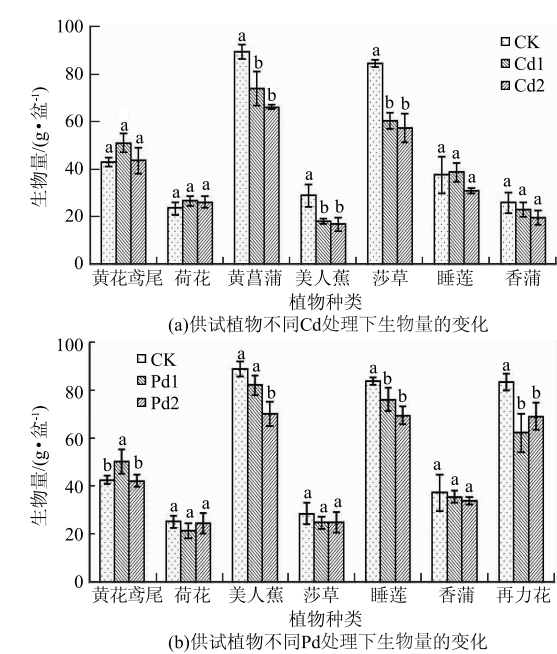


图 5 供试植物不同 Cd 和 Pb 处理下生物量的变化
Fig. 5 Changes in biomass of tested plants under different Cd and Pb treatment

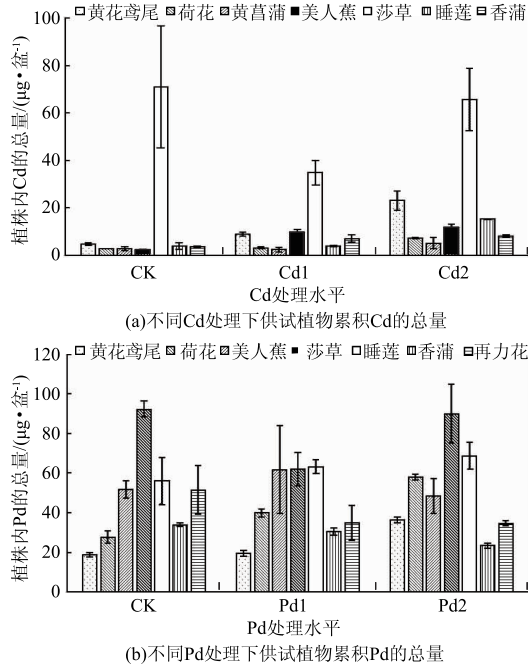


图 6 供试植物不同 Cd 和 Pb 处理
下植株累积的重金属总量
Fig. 6 Total accumulation of heavy metal in tested plants under different Cd and Pb treatment

3 讨论

一般情况下重金属超积累植物的认定需要符合以下 3 个标准: 1) 植物地上部分富集重金属的量要达到一定临界标准,在较低污染水平下也有较高的吸收速率。由于不同元素在土壤和植物中的自然浓度不同,因此临界值的确定取决于植物富集的元素类型,常见重金属在土壤和植物中的平均浓度以及超积累植物的临界标准见表 3; 2) 转运系数 TF 和富集系数 BCF 都大于 1,转运系数和富集系数越大,该植物作为超积累植物就越理想; 3) 在污染地生长旺盛,生物量大,能够正常完成生活史。

本研究供试植物没有一种达到 Cd 的临界值,但是黄花鸢尾、莎草以及睡莲这 3 种植物对土壤 Cd 的转运系数和富集系数都大于 1。本研究中尽管添加 Cd 使生物量有所下降,但是莎草是生物量最大的植

表 3 重金属在土壤和植物中的平均浓度
以及超积累植物的临界标准

Table 3 Critical standards of average concentration of heavy metals in soil and plants and hyperaccumulator plants $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

重金属种类	土壤平均浓度	植物平均浓度	超积累植物临界标准
Cd	—	—	100
Cr	60	—	1 000
Cu	20	10	1 000
Zn	50	100	10 000
Mn	850	80	10 000
Ni	40	2	1 000
Pb	10	5	1 000

物种类之一,而且在环境Cd浓度下,莎草累积Cd的平均总量达到70 μg 左右,所以对净化水体底泥中的Cd具有较好的应用前景。

植物对Pb的吸收能力较低,植物中Pb的平均浓度(干重)只有5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。但是植物对土壤Pb的固定能力较强,随着土壤Pb浓度的增加,植物地下部分Pb的含量也会随之增加。本研究发现莎草的地下部分Pb含量在100 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理下可以达到20 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,并且这种植物的生物量随着土壤Pb浓度的增加下降不到20%。环境Pb浓度下,莎草植株累积Pb的总量可以达到90 μg 。因此,可以认为莎草植物具有固定和吸收水体底泥Pb的能力。在园林设计中用莎草作为主要配置植物,不仅能够起到美化作用,还可以起到净化底泥的作用。同时在园林管理中需要注意的是定期收割地上部分,以免植株残体引起水体的再次污染。

4 结论

1) 莎草的地下部分和地上部分Cd含量都是几种供试植物中最高,分别为1.13 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和1.63 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2) 供试的7种植物地下部分Pb含量明显比地上部分高,大约为地上部分的10~20倍,莎草和香蒲的地下部分Pb含量在高浓度Pb土壤中达到20 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 左右。

3) 黄花鸢尾、莎草以及睡莲这3种植物对土壤Cd的转运系数和富集系数大于1。

4) 添加Cd和Pb的情况下,莎草都属于生物量最大的植物之一。

5) 莎草具有吸收固定水体底泥中Cd和Pb的能力,具有净化水体底泥的功能。

参考文献

- [1] CHANEY R L. Plant uptake of inorganic waste constituents[M]//PARR J F, MARSH P B, KIA J M. Land Treatment of Hazardous Wastes. Park Ridge, N J, USA: Noyers Data Corporation, 1983:50-76
- [2] 王海慧, 郇恒福, 罗瑛, 等. 土壤重金属污染及植物修复技术[J]. 中国农学通报, 2009, 25(11):210-214
- [3] 张芳芳, 赵立伟, 苏亚勋, 等. 城市土壤重金属污染的大生物量植物修复技术研究进展[J]. 天津农业科学, 2014, 20(3):47-51
- [4] 陈磊, 胡敏予. 重金属污染土壤的植物修复技术研究进展[J]. 化学与生物工程, 2014, 31(4):6-8
- [5] 陈婧, 林振景, 孟媛媛, 等. 土壤重金属污染的植物修复及超富集植物的研究进展[J]. 中国环境管理干部学院学报, 2011, 21(1):69-71
- [6] 胡鹏杰, 李柱, 钟道旭, 等. 我国土壤重金属污染植物吸取修复研究进展[J]. 植物生理学报, 2014, 50(5):577-584
- [7] TANG M D, HU F, WU L H, et al. Effects of copper-enriched composts applied to copper-deficient soil on the yield and copper and zinc uptake of wheat[J]. International Journal of Phytoremediation, 2009, 11: 82-94
- [8] CAO X D, MA L N, SHIRALIPOUR A, et al. Biomass reduction and arsenic transformation during composting of arsenic-rich hyperaccumulator *Pteris vittata* L. [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2010, 17:586-594
- [9] COTTER-HOWELLS J D, CHAMPNESS P E, CHARNOCK J M. Mineralogy of Pb-P grains in the roots of *Agrostis capillaris* L. by ATEM and EXAFS[J]. Mineralogical Magazine, 1999, 63(6):777-789
- [10] 邢艳帅, 乔冬梅, 朱桂芬, 等. 土壤重金属污染及植物修复技术研究进展[J]. 中国农学通报, 2014, 30(17):208-214
- [11] CUNNINGHAM S D, BERTI W R, HUANG J W. Phytoremediation of contaminated soils[J]. Trends in Biotechnology, 1995, 13(9):393-397
- [12] DUSHENKOV V, KUMAR P B, MOTTO H, et al. Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams[J]. Environmental Science & Technology, 1995, 29(5):1239-1245
- [13] 黄永杰, 刘登义, 王友保, 等. 八种水生植物对重金属富集能力的比较研究[J]. 生态学杂志, 2006, 25(5):541-545
- [14] 王敏, 唐景春, 王斐. 常见水生植物对富营养化和重金属复合污染水体的修复效果研究[J]. 水资源与水工程学报, 2013, 24(2):50-56
- [15] 张海锋, 胥焘, 黄应平, 等. 水生植物修复沉积物中重金属污染的机制及影响因素研究进展[J]. 亚热带水土保持, 2015, 27(1):37-41
- [16] 王谦, 成水平. 大型水生植物修复重金属污染水体研究进展[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(5):96-102
- [17] 季斌, 杭小帅, 梁斌, 等. 湖泊沉积物重金属污染研究进展[J]. 污染防治技术, 2013, 26(5):33-40
- [18] 张海珍, 唐宇力, 陆骏, 等. 西湖景区土壤典型重金属污染物的来源及空间分布特征[J]. 环境科学, 2014, 35(4):1516-1522
- [19] 邵泽强, 李翠兰, 张晋京. 花卉植物修复铅污染土壤的研究现状及展望[J]. 环境科学与管理, 2010, 35(9):23-25
- [20] 陆成云, 黎霞, 王代旺, 等. 花卉修复污染环境的研究现状及发展潜力[J]. 江西农业学报, 2015, 27(2):49-53
- [21] 王晓雯. 不同酸消解方法在土壤重金属测定中的比较研究[J]. 中国环境管理干部学院学报, 2014, 24(6):66-68