

不同镉处理对两种生态型水蜈蚣镉富集特性的影响

郝小青¹, 李廷轩^{1*}, 张锡洲¹, 余海英¹, 张树金^{1,2}

(1.四川农业大学资源环境学院, 成都 611130; 2.眉山市农业质量检测中心, 四川 眉山 620010)

摘要:采用室内盆栽试验,研究了在不同浓度Cd处理下,两种生态型水蜈蚣的生长和对Cd的吸收和富集特性。结果表明:(1)在 $2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd处理时,Cd对两种生态型水蜈蚣生物量的影响较小。之后随着Cd处理浓度的增加,两种生态型水蜈蚣生物量均呈降低的趋势,且差异显著。在 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd处理时,矿山生态型水蜈蚣死亡,而非矿山生态型仍能维持一定生长,表现出较强的Cd耐性。(2)在高浓度Cd处理下,非矿山生态型水蜈蚣比矿山生态型具有更强的Cd富集能力。在2、10、50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd处理时,两种生态型水蜈蚣Cd含量和积累量均呈增加的趋势。在 $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd处理时,非矿山生态型水蜈蚣地上部和地下部Cd含量分别达到 $498.66\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $1\,016.09\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,积累量分别为 $86.00\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ 和 $123.82\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$,具有较强的Cd富集能力。(3)在不同浓度Cd处理下,两种生态型水蜈蚣地上部富集系数均大于1,表现出较强的Cd富集能力;矿山生态型水蜈蚣转移系数最大值为0.55,非矿山生态型为0.53。两种生态型水蜈蚣对Cd均有一定的富集特性,而在高浓度Cd处理时非矿山生态型水蜈蚣的Cd富集能力更强。

关键词:水蜈蚣;Cd;富集特性;生态型

中图分类号:X173 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2013)12-2352-08 doi:10.11654/jaes.2013.12.007

Effect of Cadmium on Accumulation Characteristics of Cadmium in the Two Ecotypes of *Kyllinga brevifolia* Rottb

HAO Xiao-qing¹, LI Ting-xuan^{1*}, ZHANG Xi-zhou¹, YU Hai-ying¹, ZHANG Shu-jin^{1,2}

(1.College of Resource and Environmental Science, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 2.Meishan Agricultural Quality Inspection and Testing Center, Meishan 620010, China)

Abstract: *Kyllinga brevifolia* Rottb, a perennial herb, is reported to accumulate Pb from soil. However, little is known about its ability to accumulate cadmium (Cd) from soil. Here we examined the plant growth and Cd accumulation of two ecotypes of *K. brevifolia* Rottb (mining ecotype-ME and non-mining ecotype-NME) grown at different levels of Cd for 60 days using a pot experiment. The biomass of two ecotypes was not affected by $2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd treatment, while it decreased significantly at higher Cd concentrations. At $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, the ME plants died, whereas the NME still grew, showing a higher Cd tolerance than ME. The Cd concentrations and accumulation of *K. brevifolia* Rottb increased with soil Cd. Exposed to $200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, the NME contained $498.66\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $1\,016.09\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd, and accumulated $80.00\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ and $123.82\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ Cd in the shoots and roots, respectively. The Cd bioaccumulation coefficient of two ecotypes of *K. brevifolia* Rottb was greater than 1, indicating their Cd enrichment ability. The maximum translocation factor was 0.55 and 0.53 for the ME and NME, respectively. The results show that two ecotypes of *K. brevifolia* Rottb have ability to tolerate and accumulate Cd, with the NME showing better performance in higher Cd soils.

Keywords: *Kyllinga brevifolia* Rottb; cadmium; accumulation characteristics; ecotypes

镉(Cd)广泛存在于土壤、沉积物和水体中,具有极大的毒性和移动性,在植物体大量累积后会破坏植

物细胞,影响植物的呼吸和光合作用等^[1-3]。农作物中Cd含量超过一定限度不仅严重影响作物产量和品质,而且可通过食物链富集而对人体的肝、肾、骨等产生危害^[4]。受工业“三废”排放、污水灌溉和采矿活动等的影 响,农田土壤的Cd污染问题日益严峻^[5]。目前,修复Cd污染土壤的方法主要有淋洗法、固化法和客土法等,但这些修复技术因费用昂贵、过程复杂和易

收稿日期:2013-04-23

基金项目:国家自然科学基金(40901138);四川省科技厅应用基础项目(2010JY0083)

作者简介:郝小青(1988—),女,河南开封人,在读硕士研究生,主要从事土壤生态等方面的研究。E-mail:xiaoqhao@126.com

*通信作者:李廷轩 E-mail:litinx@263.net

引起二次污染等而不能解决土壤 Cd 污染问题^[6-7]。植物修复技术(Phytoremediation)因具有廉价高效、易于操作和生态协调性等优势而被人们所接受^[8-11]。但目前发现的绝大多数超富集植物存在种类少、生长速度慢、地域性强等问题,限制了其在大面积污染土壤修复中的应用^[12]。因此,筛选生长迅速、生命力强、能够适应不同气候的植物对 Cd 污染土壤进行修复,具有重要的意义。受环境的影响,生长在不同生态条件或地理区域的植物对重金属的富集能力不同,从而分化出不同的生态型,根据植物生长的环境可分为矿山生态型和非矿山生态型^[13]。目前关于两种生态型植物对 Cd 富集能力的研究较多,且研究结果多为矿山生态型植物 Cd 富集特性优于非矿山生态型。Lombi 等发现,矿山生态型天蓝遏蓝菜比非矿山生态型具有更强的 Cd 富集能力^[14]。龙新宪等的研究表明,矿山生态型东南景天有更强的忍耐和吸收土壤 Cd 的能力^[15]。李元等^[16]通过研究发现,矿山生态型续断菊的 Cd 积累能力比非矿山生态型强。秦建桥等^[17]的研究也表明,矿山生态型五节芒能够比非矿山生态型富集更高含量的 Cd。

水蜈蚣(*Kyllinga brevifolia* Rottb)为多年生草本植物,生长速度快,生命力强。有研究表明,水蜈蚣对 Pb 有明显的积累效果^[18],而水蜈蚣对 Cd 的富集特性未见报道。本研究通过盆栽试验,探索两种生态型水蜈蚣对 Cd 的吸收富集能力及其差异,以期为 Cd 污染农田土壤的修复提供植物材料和理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试植物:水蜈蚣(*Kyllinga brevifolia* Rottb),莎草科水蜈蚣属,多年生草本植物。生须根,根茎带紫色。茎瘦长,秃净,高 10~50 cm,芳香。叶质软,狭线形,长短不一,长 3~10 cm,宽 1.5~3 mm,下部带紫色,鞘状。头状花序,单生,卵形,绿色,长 4~8 mm,稠密。瘦果呈稍压扁的倒卵形,褐色。生长于水边、路旁、水田及旷野湿地,全国大部分地区有分布。矿山生态型(Mining ecotypes, ME)采自雅安市荥经县三合乡铅锌矿区(102°31'E, 29°47'N),该地属亚热带湿润气候区,年均气温 15.3℃,海拔 1358~1445 m,区域内土壤类型为黄壤,其基本理化性质为:pH 值 7.29、有机质 2.3 g·kg⁻¹、全氮 0.48 g·kg⁻¹、碱解氮 22.74 mg·kg⁻¹、有效磷 13.96 mg·kg⁻¹、速效钾 63.53 mg·kg⁻¹、Zn 3 533.71 mg·kg⁻¹、Cd 18.53 mg·kg⁻¹。矿区土壤表面被矿渣覆

盖,植物以草本植物为主。非矿山生态型(Non-mining ecotypes, NME)采自雅安市雨城区大兴镇(102°51'~103°12'E, 29°40'~30°14'N),区域内土壤类型为紫色土,其基本理化性质为:pH 值 7.70、有机质 18.95 g·kg⁻¹、全氮 1.31 g·kg⁻¹、碱解氮 90.93 mg·kg⁻¹、有效磷 10.00 mg·kg⁻¹、速效钾 69.72 mg·kg⁻¹、Zn 168.25 mg·kg⁻¹、Cd 0.21 mg·kg⁻¹。

供试土壤:采自雅安市雨城区大兴镇的潮土。其基本性质为:pH 值 6.32、有机质 12.13 g·kg⁻¹、全氮 1.10 g·kg⁻¹、碱解氮 36.43 mg·kg⁻¹、有效磷 11.58 mg·kg⁻¹、速效钾 72.86 mg·kg⁻¹、Zn 171.50 mg·kg⁻¹、有效态 Zn 3.43 mg·kg⁻¹、全 Cd 0.30 mg·kg⁻¹、有效态 Cd 未检测出。

1.2 试验设计与处理

试验设 0、2、10、50、200 mg·kg⁻¹ 共 5 个 Cd 处理,分别用 Cd0、Cd2、Cd10、Cd50、Cd200 表示。每个处理重复 4 次,随机排列。将供试土壤风干后,过筛,装入塑料盆,每盆 3 kg。添加的重金属形态为 CdCl₂·2.5H₂O,以溶液形式加入到土壤中,土壤平衡 4 周待用。水蜈蚣幼苗从野外采回后稳定 2 周,于 2010 年 4 月,选择大小一致、长势良好的水蜈蚣幼苗移栽到各培养盆中,每盆 4 株。根据盆栽土壤缺水情况,不定期浇自来水(水中未检测出 Cd),使土壤保持一定的湿度。盆栽试验在四川农业大学教学科研园区有防雨设施的网室内进行。

种植 60 d 后,采集植物样品。用自来水冲洗后再用去离子水润洗,洗净后用吸水纸擦干,将植物分地上部和地下部两部分,装袋后 105℃杀青 30 min,再 75℃烘至恒重,称重,粉碎备用。

1.3 测定项目及方法

土壤基本理化性质采用常规方法测定^[19]。植物 Cd 含量用 HNO₃-HClO₄(5:1/V/V)消化,土壤 Cd 全量用 HNO₃-HClO₄-HF(5:1:1/V/V/V)消化,有效态 Cd 采用 DTPA 提取。待测液 Cd 含量采用原子吸收分光光度计(AA6300, Shimadzu, Japan)测定^[20]。

1.4 数据处理

数据采用 DPS(11.0)进行统计分析,图表制作采用 Origin(8.0)和 Excel(2007)。计算公式如下:

富集系数=植株地上部 Cd 含量/土壤中 Cd 含量

转移系数=植株地上部 Cd 含量/植株地下部 Cd 含量^[21]

净化率=植株 Cd 积累量/土壤有效 Cd 总量×100%^[22]

2 结果与分析

2.1 不同 Cd 处理对两种生态型水蜈蚣生物量的影响

从图 1A 分析可知,两种生态型水蜈蚣地上部生物量随着 Cd 处理浓度的增加显著下降。矿山生态型水蜈蚣地上部生物量在 2、10、50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时分别比对照降低了 5.21%、36.26%、58.41%,非矿山生态型在 2、10、50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时分别比对照降低了 38.45%、38.44%、42.61%。相同浓度 Cd 处理下,两种生态型地上部生物量差异明显。在 2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时,矿山生态型地上部生物量是非矿山生态型的 1.45 倍,而在 50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时,非矿山生态型地上部生物量是矿山生态型的 1.33 倍,均达到显著差异。

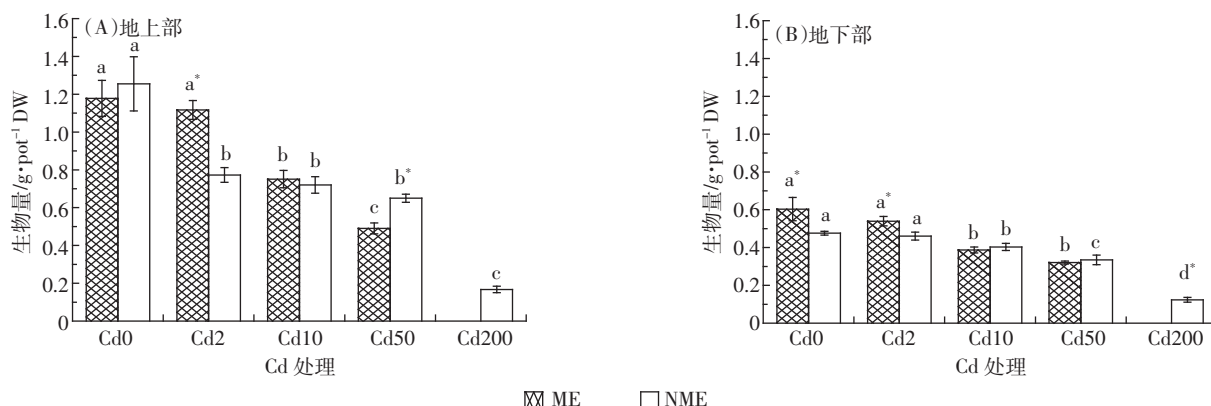
两种生态型水蜈蚣地下部生物量随着 Cd 处理

浓度的增加逐渐下降(图 1B),且两种生态型均在 10 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时显著下降。相同 Cd 处理下,两种生态型地下部生物量差异明显。在 2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时,两种生态型之间达到显著差异,矿山生态型是非矿山生态型的 1.17 倍,在 10、50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时,两种生态型之间无显著差异。在 200 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时,矿山生态型死亡,非矿山生态型仍能生长。表明在 2、10 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时,矿山生态型水蜈蚣的 Cd 耐性强于非矿山生态型,而在 50、200 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时,非矿山生态型比矿山生态型有更强的 Cd 耐性。

2.2 不同 Cd 处理对两种生态型水蜈蚣 Cd 富集特性的影响

2.2.1 植株 Cd 含量

从图 2A 分析可知,矿山和非矿山生态型水蜈蚣



图中 ME 为矿山生态型;NME 为非矿山生态型;不同小写字母表示同一生态型在不同 Cd 处理下差异显著($P < 0.05$),

* 表示同一处理下不同生态型之间差异显著($P < 0.05$)。下同

ME—Mining ecotype; NME—Non mining ecotype. Different letters within an ecotype indicate significant difference among Cd levels ($P < 0.05$).

Star sign indicates significant difference between ecotypes at the same Cd level ($P < 0.05$). The same below

图 1 不同 Cd 处理对两种生态型水蜈蚣地上部(A)和地下部(B)生物量的影响

Figure 1 Biomass of shoots (A) and roots (B) of two ecotypes of *Kyllinga brevifolia* Rottb at different Cd levels

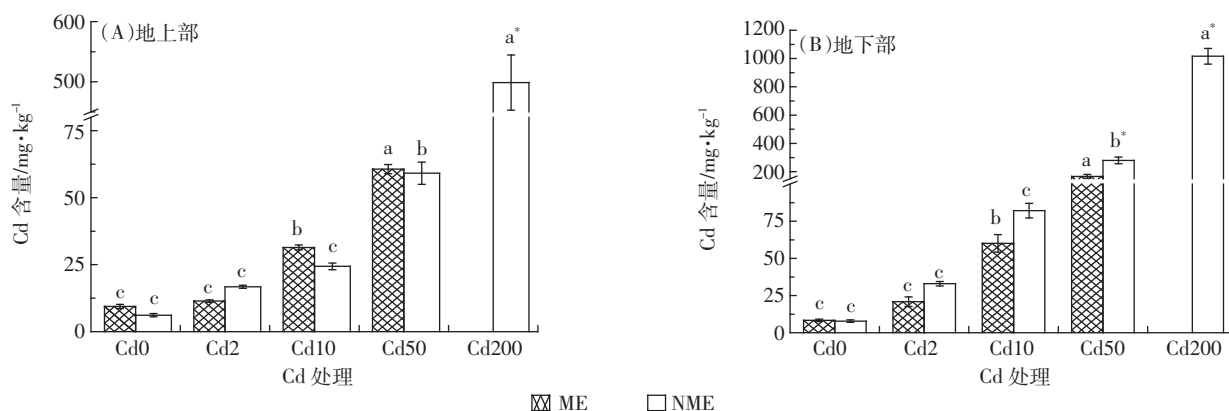


图 2 不同 Cd 处理对两种生态型水蜈蚣地上部(A)和地下部(B)Cd 含量的影响

Figure 2 Cadmium concentrations in shoots (A) and roots (B) of two ecotypes of *Kyllinga brevifolia* Rottb at different Cd levels

地上部 Cd 含量随着 Cd 处理浓度的增加逐渐增加,两种生态型地上部 Cd 含量分别在 50、200 mg·kg⁻¹ Cd 处理时达到最大值。矿山生态型水蜈蚣地上部 Cd 含量在 10 mg·kg⁻¹ Cd 处理时显著增加,是 2 mg·kg⁻¹ Cd 处理时的 2.75 倍,非矿山生态型在 50 mg·kg⁻¹ Cd 处理时显著增加,是 10 mg·kg⁻¹ Cd 处理时的 2.43 倍。在 2、10、50 mg·kg⁻¹ Cd 处理时,矿山生态型地上部 Cd 含量分别是非矿山生态型的 1.46、0.78、0.98 倍。在 200 mg·kg⁻¹ Cd 处理时,非矿山生态型地上部 Cd 含量为 498.66 mg·kg⁻¹。表明在高浓度 Cd 处理下非矿山生态型水蜈蚣具有较强的 Cd 富集能力。

两种生态型水蜈蚣地下部 Cd 含量随着 Cd 处理浓度的增加逐渐增加(图 2B)。矿山生态型水蜈蚣地下部 Cd 含量在 10 mg·kg⁻¹ Cd 处理时开始显著增加,而非矿山生态型在 50 mg·kg⁻¹ Cd 处理时表现出显著的增加趋势。在 50、200 mg·kg⁻¹ Cd 处理时,两种生态型地下部 Cd 含量差异明显。在 50 mg·kg⁻¹ Cd 处理时,非矿山生态型地下部 Cd 含量是矿山生态型的 1.67 倍。在 200 mg·kg⁻¹ Cd 处理时,非矿山生态型地下部 Cd 含量达到最大值 1 016.09 mg·kg⁻¹。这表明非矿山生态型水蜈蚣对高浓度 Cd 具有较强的吸收富集能力。

2.2.2 Cd 积累量

从图 3A 分析可知,两种生态型水蜈蚣地上部 Cd 积累量随着 Cd 处理浓度的增加逐渐增加,且分别在 10、50 mg·kg⁻¹ Cd 处理时开始表现出显著的增加趋势。在 10 mg·kg⁻¹ Cd 处理时,矿山生态型水蜈蚣地上部 Cd 积累量是非矿山生态型地上部 Cd 积累量的 1.35 倍,而在 2、50 mg·kg⁻¹ Cd 处理时,非矿山生态型分别是矿山生态型的 1.02、1.21 倍。在 200 mg·kg⁻¹ Cd

处理时,非矿山生态型地上部 Cd 积累量达到最大值 86.00 μg·pot⁻¹。

两种生态型水蜈蚣地下部 Cd 积累量随着 Cd 处理浓度的增加逐渐增加(图 3B),也在 10、50 mg·kg⁻¹ Cd 处理时开始表现出显著的增加趋势。在 50 mg·kg⁻¹ Cd 处理时,非矿山生态型是矿山生态型的 1.74 倍,且达到显著差异。在 200 mg·kg⁻¹ Cd 处理时,非矿山生态型地下部 Cd 积累量达到最大值 123.82 μg·pot⁻¹。这表明高浓度 Cd 处理时,非矿山生态型水蜈蚣对 Cd 具有较强的积累能力。

2.2.3 富集系数和转移系数

由表 1 可知,随着 Cd 处理浓度的增加,两种生态型水蜈蚣富集系数呈现出不同的变化趋势。矿山生态型富集系数随着 Cd 处理浓度的增加而降低,而非矿山生态型先降低后增加。在 50 mg·kg⁻¹ Cd 处理时,两种生态型水蜈蚣富集系数均降至最小值。在 10、50 mg·kg⁻¹ Cd 处理时,矿山生态型富集系数均大于非矿山生态型。在 200 mg·kg⁻¹ Cd 处理时非矿山生态型水

表 1 不同浓度 Cd 处理下两种生态型水蜈蚣的富集系数和转移系数

Table 1 Bioaccumulation coefficients and translocation factors of two ecotypes of *Kyllinga brevifolia* Rottb under different levels of Cd

Cd 处理 Cd treatment	富集系数 Bioaccumulation coefficient		转移系数 Translocation factor	
	ME	NME	ME	NME
Cd2	5.11	7.48	0.55	0.53
Cd10	3.33	2.59	0.53	0.27
Cd50	1.18	1.16	0.37	0.21
Cd200	—	2.51	—	0.51

注:ME 为矿山生态型;NME 为非矿山生态型。

Note: ME—Mining ecotype; NME—Non mining ecotype.

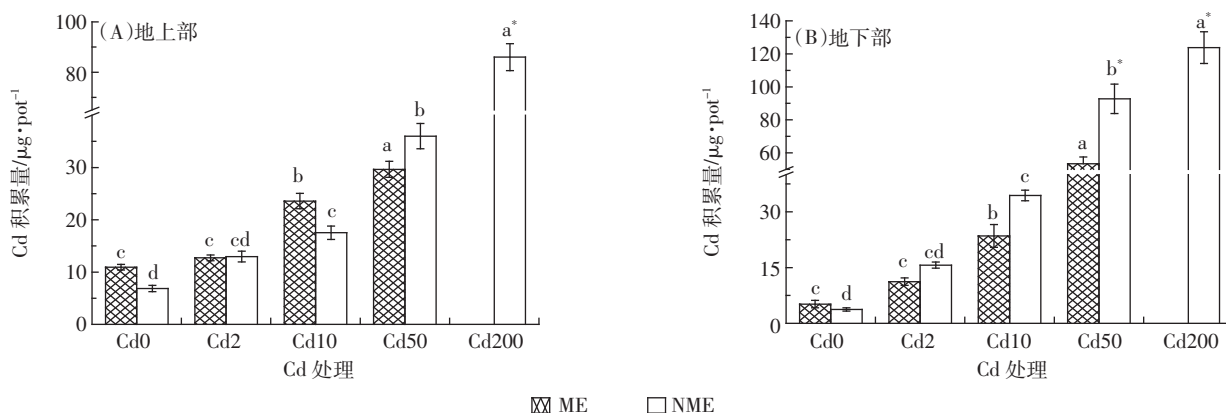


图 3 不同 Cd 处理对两种生态型水蜈蚣地上部(A)和地下部(B)Cd 积累量的影响

Figure 3 Cadmium accumulation in shoots(A) and roots(B) of two ecotypes of *Kyllinga brevifolia* Rottb at different Cd levels

蜈蚣富集系数为 2.51,表明在 2、10、50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时两种生态型水蜈蚣对 Cd 均具有一定的富集能力,特别是在 200 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时,非矿山生态型表现出更强的 Cd 富集特性。

转移系数主要用来评价植物根系从土壤中吸取重金属元素后,向地上部的迁移转化能力。由表 1 可知,两种生态型水蜈蚣转移系数与富集系数的变化趋势一致。在 10、50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时,矿山生态型水蜈蚣转移系数均大于非矿山生态型。在 50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时,两种生态型水蜈蚣转移系数降至最低值,分别为 0.37、0.21,表明两种生态型水蜈蚣将吸收的 Cd 转移到地上部的能力较低。在 200 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时,非矿山生态型水蜈蚣转移系数增至 0.51。受生物量、Cd 含量和 Cd 积累量的影响,两种生态型水蜈蚣 Cd 富集能力的差异在高浓度 Cd 处理时表现得更为显著。

2.3 两种生态型水蜈蚣对 Cd 污染土壤的净化能力

由表 2 可知,两种生态型水蜈蚣的净化率随着 Cd 处理浓度的增加逐渐降低,矿山生态型的净化率在 50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时最低,非矿山生态型在 200 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时最低。矿山生态型地上部和地下部净化率在 10、50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时差异较小,而非矿山生态型地上部和地下部净化率之间差异较大。这表明地下部净化率的不同使两种生态型水蜈蚣对 Cd 污染土壤的净化能力表现出较大的差异。相同浓度 Cd 处理条件下,非矿山生态型全株净化率和地下部净化率均大于矿山生态型,在 2、10、50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时分别是矿山生态型的 1.20、1.09、1.64 倍和 1.39、1.13、1.71 倍。两种生态型地上部净化率差异则不显著。

3 讨论

植物对 Cd 的吸收、转运和积累受多种因素的影响,如土壤类型、土壤环境条件以及共存离子的种类和浓度等,但最主要的是取决于植物的种类和环境

Cd 的浓度^[23]。目前发现的 Cd 超富集植物主要有:宝山堇菜 (*Viola baoshanensis*)、商陆 (*Phytolacca acinosa*)、三叶鬼针草 (*Bidens pilosa*) 和龙葵 (*Solanum nigrum* L.)^[24-27]。研究表明,已发现的超富集植物存在地域性强、生物量小、生长速度慢、不利于机械作业或大面积栽培困难等缺点,影响植物修复技术的有效性和广泛应用^[28-31]。因此,若采用某些分布广泛、生物量大、生命力强且对 Cd 具有一定富集能力的植物对 Cd 污染土壤进行修复,将为大规模的工程应用提供可能性。例如,已有研究表明,我国广泛种植的油菜、水稻、白菜、黑麦草等的某些品种对 Cd 的富集能力很强,在 Cd 污染土壤的修复中有很好的应用前景^[14,30-31]。

多年生草本植物水蜈蚣 (*Kyllinga brevifolia* Rottb) 具有生命力强、生长迅速、分布广泛等特点。矿山生态型水蜈蚣地上部和地下部生物量在 2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时与对照差异不显著,表明其受低浓度 Cd 影响较小,而非矿山生态型地上部和地下部 Cd 含量显著下降,表明 Cd 处理对其生长产生了一定影响。随着 Cd 处理浓度的增加,两种生态型水蜈蚣地上部和地下部生物量下降,在 200 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd 处理时矿山生态型水蜈蚣死亡,而非矿山生态型仍能生长,表现出较强的 Cd 耐性。作为一种常见的农田杂草,非矿山生态型水蜈蚣既有野生植物的性状又有某些栽培性状,与一般作物相比,抗逆能力强,经过长期的自然进化和人工选择,具有广泛的适应性和顽强的生命力,这些特征可能是其对 Cd 具有较强耐性的原因之一。而其较强的争光、争水、争肥能力体现了其较强的吸收特性,有利于其对 Cd 的富集^[32]。富集系数被用来反映土壤-植物体系中重金属元素迁移的难易程度,富集系数越高,表明植物地上部重金属富集质量分数越大^[33]。有研究表明,Cd 超富集植物宝山堇菜富集系数平均值达 2.38^[24],本研究结果显示,在不同浓度 Cd 处理下,两种生态型水蜈蚣富集系数均大于 1(表 1),平均值分别达到 3.21 和 3.44,表明两种生态型水蜈

表 2 两种生态型水蜈蚣对 Cd 污染土壤的净化能力

Table 2 Cadmium removal efficiency of two ecotypes of *Kyllinga brevifolia* Rottb from cadmium contaminated soil

Cd 处理 Cd treatment	有效态 Cd/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Available Cd	全株净化率/% Cd removal by whole plants		地上部净化率/% Cd removal by shoots		地下部净化率/% Cd removal by roots	
		ME	NME	ME	NME	ME	NME
Cd2	0.85	0.94	1.13	0.50	0.51	0.33	0.46
Cd10	4.81	0.33	0.36	0.16	0.12	0.16	0.18
Cd50	25.63	0.11	0.18	0.04	0.04	0.07	0.12
Cd200	103.70	—	0.07	—	0.02	—	0.04

蜈蚣对 Cd 均有较强的富集能力。在 $200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 处理时,非矿山生态型水蜈蚣地上部 Cd 含量达到 $498.66 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,地下部 Cd 含量达到 $1016.10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。而 Cd 超富集植物龙葵地上部 Cd 含量在 $200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 处理时仅为 $167.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [27],可见非矿山生态型水蜈蚣有更强的 Cd 富集能力。

Meerts 等 [34] 的研究发现,生长在非污染土壤中的天蓝遏蓝菜比污染环境中的对重金属 Zn 积累能力强,本研究结果与其发现相似。由于水蜈蚣本身已经具有一定的 Cd 富集能力,因此生长在 Cd 的生物有效性极低的土壤中的水蜈蚣能够极大增加积累 Cd 的能力,最终导致非矿山生态型水蜈蚣比矿山生态型有更强的富集能力。也有可能是非矿山生态型体内存在特殊的、高选择性的 Cd 转运体而使其 Cd 富集能力强于矿山生态型。Assuncao 等的研究比较了天蓝遏蓝菜的污染生态型和非污染生态型 Zn 富集能力的差异,发现非污染生态型比污染生态型有较高的 Zn 富集能力,这既不是由两者的不同活化金属能力造成的,也没有发现 Zn 转运体 1 和 Zn 转运体 2 的增加,故认为可能在非污染生态型中还存在别的转运体,需要做进一步的研究 [35]。Whiting 等的研究也发现,两种生态型天蓝遏蓝菜的 Zn 富集能力相似,主要原因是其根部对污染土壤中 Zn 的寻找作用,而这种作用对其他重金属的吸收也是有利的。此外,较高的根茎比、较高的专性化的根长、有效的细胞解毒作用等也是非矿山生态型水蜈蚣 Cd 耐性与富集能力强于矿山生态型的可能原因 [36-37]。Whiting 等证明了两种生态型天蓝遏蓝菜根分布情况的差异与其富集 Cd 的能力有很大的关系 [36]。而有关两种生态型水蜈蚣 Cd 耐性与富集机理的解释,还有待进一步的研究。

随着 Cd 处理浓度的增加,两种生态型水蜈蚣地上部对 Cd 的净化率呈现降低的趋势,主要是受土壤中 Cd 含量增加的影响,水蜈蚣生命活动受到影响所致。研究结果显示,非矿山生态型水蜈蚣的净化率大于矿山生态型,表明非矿山生态型水蜈蚣对 Cd 污染土壤具有更强的净化能力。由于非矿山生态型水蜈蚣生长于农田及旷野湿地,且在我国大部分地区均有分布,与矿山生态型相比具有分布广泛、便于取材和适于大面积种植等优势,因此这种植物在 Cd 污染农田土壤的修复中具有更大的应用潜力。

4 结论

在 Cd 胁迫条件下,两种生态型水蜈蚣生物量随

着 Cd 处理浓度的增加而下降,在 $2、10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 处理时,矿山生态型的 Cd 耐性强于非矿山生态型,而在 $50、200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 处理时非矿山生态型比矿山生态型有更强的 Cd 耐性。两种生态型水蜈蚣富集系数在不同 Cd 处理条件下均大于 1,将土壤中的 Cd 吸收转移到体内的能力较强,对低浓度 Cd 处理土壤均具有较强的净化能力。在 $200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 处理时,非矿山生态型 Cd 含量和积累量较高,对 Cd 具有较强的富集能力,在 Cd 污染农田土壤的修复中具有较好的应用前景。

参考文献:

- [1] Fu X P, Dou C M, Chen Y X, et al. Subcellular distribution and chemical forms of cadmium in *Phytolacca Americana* L. [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 186: 103-107.
- [2] 叶新新,周艳丽,孙波. 适于轻度 Cd、As 污染土壤种植的水稻品种筛选[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(6): 1082-1088.
YE Xin-xin, ZHOU Yan-li, SUN Bo. Screening of suitable rice cultivars for the adaption to lightly contaminated soil with Cd and As[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(6): 1082-1088.
- [3] 李铭红,李侠,宋瑞生. 受污农田中农作物对重金属镉的富集特征研究[J]. 中国生态农业学报, 2008, 16(3): 675-679.
LI Ming-hong, LI Xia, SONG Rui-sheng. Cadmium accumulation in crops grown in polluted farmlands[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2008, 16(3): 675-679.
- [4] 陈瑛,李廷强,杨肖娥,等. 不同品种小白菜对镉的吸收积累差异[J]. 应用生态学报, 2009, 20(3): 763-740.
CHEN Ying, LI Ting-qiang, YANG Xiao-e, et al. Differences in cadmium absorption and accumulation of *Brassica varieties* on cadmium-polluted soil[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(3): 763-740.
- [5] 茹淑华,苏德纯,王激清. 土壤镉污染特征及污染土壤的植物修复技术机理[J]. 中国生态农业学报, 2001, 14(4): 29-33.
RU Shu-hua, SU De-chun, WANG Ji-qing. Characteristics of Cd pollution in soil and the mechanisms of phytoremediation for soil contamination[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2001, 14(4): 29-33.
- [6] Zhu Q H, Huang D Y, Liu S L, et al. Accumulation and subcellular distribution of cadmium in ramie (*Boehmeria nivea* L. Gaud.) planted on elevated soil cadmium contents[J]. *Plant Soil Environ*, 2013, 2: 57-61.
- [7] 何永美,湛方栋,徐渭渭,等. 镉和 UV-B 辐射增强复合胁迫对冬小麦幼苗生长和生理的影响[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(3): 450-455.
HE Yong-mei, ZHAN Fang-dong, XU Wei-wei, et al. Combined effects of Cd and enhanced UV-B radiation on growth and physiology of winter wheat seedling[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(3): 450-455.
- [8] Salt D E, Smith R D, Raskin I. Phytoremediation[J]. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 1998, 49(5): 643-668.
- [9] 韦朝阳,陈同斌. 重金属超富集植物及植物修复技术研究进展[J]. 生

- 态学报, 2001, 21(7):1196-1203.
- WEI Chao-yang, CHEN Tong-bin. Hyperaccumulators and phytoremediation of heavy metal contaminated soils: A review of studies in China and abroad[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(7):1196-1203.
- [10] 韦朝阳, 陈同斌. 重金属污染植物修复技术的研究与应用现状[J]. 地球科学进展, 2002, 17(6):833-838.
- WEI Chao-yang, CHEN Tong-bin. An preview on the status of research and application of heavy metal phytoremediation[J]. *Advance in Earth Sciences*, 2002, 17(6):833-838.
- [11] 胡鹏杰, 周小勇, 仇荣亮, 等. Zn 超富集植物长柔毛委陵菜对 Cd 的耐性与富集特征[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(6):2221-2224.
- HU Peng-jie, ZHOU Xiao-yong, QIU Rong-liang, et al. Cadmium tolerance and accumulation features of Zn-hyperaccumulator *potentilla Griffithiivar Velutina*[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(6):2221-2224.
- [12] 李凝玉, 卢焕萍, 李志安, 等. 籽粒苋对土壤中镉的耐性和积累特征[J]. 应用与环境生物学报, 2010, 16(1):28-32.
- LI Ning-yu, LU Huan-ping, LI Zhi-an, et al. Tolerance and accumulation of cadmium in soil by *Amaranthus hypochondriacus* L.[J]. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology*, 2010, 16(1):28-32.
- [13] 杨肖娥, 龙新宪, 倪吾钟, 等. 古老铅锌矿山生态型东南景天对镉耐性及超积累特性的研究[J]. 植物生态学报, 2001, 25(6):665-672.
- YANG Xiao-e, LONG Xin-xian, NI Wu-zhong, et al. Zinc tolerance and hyperaccumulation in a new ecotype of *Sedum alfredii* Hance[J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 2001, 25(6):665-672.
- [14] Lombi E, Zhao F J, Dunham S J, et al. Cadmium accumulation in populations of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi goesingense*[J]. *New Phytol*, 2000, 145:11-20.
- [15] 龙新宪, 王艳红, 刘洪彦. 不同生态型东南景天对土壤中 Cd 的生长反应及吸收积累的差异性[J]. 植物生态学报, 2008, 32(1):168-175.
- LONG Xin-xian, WANG Yan-hong, LIU Hong-yan. Growth response and uptake differences between two ecotypes of *Sedum alfredii* to soils Cd[J]. *Journal of Plant Ecology(Chinese Version)*, 2008, 32(1):168-175.
- [16] 李元, 方其仙, 祖艳群. 2 种生态型续断菊对 Cd 的积累特征研究[J]. 西北植物学报, 2008, 28(6):1150-1154.
- LI Yuan, FANG Qi-xian, ZU Yan-qun. Accumulation characteristics of two ecotypes *Sonchus asper*(L.) Hill to Cd[J]. *Acta Bot Boreal -Occident Sin*, 2008, 28(6):1150-1154.
- [17] 秦建桥, 夏北成, 赵鹏, 等. 镉在五节芒 (*Miscanthus floridulus*) 不同种群细胞中的分布及化学形态[J]. 生态环境学报, 2009, 18(3):817-823.
- QIN Jian-qiao, XIA Bei-cheng, ZHAO Peng, et al. Subcellular distribution and chemical forms of Cd in two *Miscanthus floridulus* populations[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2009, 18(3):817-823.
- [18] 黄免彦, 邓耀明, 戴松林, 等. 几种植物对土壤中重金属修复性能研究[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(7):3882-3891.
- HUANG Huan-yan, DENG Yao-ming, DAI Song-lin, et al. Study of phytoremediation of several plants for heavy metals pollution soil[J]. *Journal Agricultura of Anhui*, 2011, 39(7):3882-3891.
- [19] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000:146-315.
- LU Ru-kun. Analytical methods of soil and agricultural chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Sciencetech Press, 2000:146-315.
- [20] 李玉双, 孙丽娜, 孙铁珩, 等. 超富集植物叶用红苕菜 (*Beta vulgaris* var. *cicla* L.) 及其对 Cd 的富集特征[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(4):1386-1389.
- LI Yu-shuang, SUN Li-na, SUN Tie-heng, et al. Cadmium hyperaccumulator (*Beta vulgaris* var. *cicla* L.) and its accumulating characteristic [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(4):1386-1389.
- [21] 汤叶涛, 吴好都, 仇荣亮, 等. 滇苦菜 (*Picris divaricata* Vant.) 对镉的吸收和富集特性[J]. 生态学报, 2009, 29(4):1823-1831.
- TANG Ye-tao, WU Yu-du, QIU Rong-liang, et al. Zinc uptake and accumulation in *Picris divaricata* Vant[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(4):1823-1831.
- [22] 郑陶, 李廷轩, 张锡洲, 等. 水稻镉高积累品种对镉的富集特性[J]. 中国农业科学, 2013, 46(7):1492-1500.
- ZHENG Tao, LI Ting-xuan, ZHANG Xi-zhou, et al. Accumulation characteristics of cadmium-accumulated rice cultivars with high cadmium accumulation[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2013, 46(7):1492-1500.
- [23] 严明理, 刘丽莉, 王海华, 等. 3 种植物对红壤中镉的富集特性研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(1):72-77.
- YAN Ming-li, LIU Li-li, WANG Hai-hua, et al. Accumulation characteristics of cadmium for three plants in red soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(1):72-77.
- [24] 刘威, 束文圣, 蓝崇钰. 宝山堇菜 (*Viola baoshanensis*): 一种新的镉超富集植物[J]. 科学通报, 2003, 48(19):2046-2049.
- LIU Wei, SHU Wen-sheng, LAN Chong-yu. *Viola baoshanensis*: A new cadmium hyperaccumulator[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2003, 48(19):2046-2049.
- [25] 聂发辉. 镉超富集植物商陆及其富集效应[J]. 生态环境, 2006, 15(2):303-306.
- NIE Fa-hui. Cd hyper-accumulator *phytolacca acinosa* Roxb and Cd-accumulative characteristics[J]. *Ecology and Environment*, 2006, 15(2):303-306.
- [26] 魏树和, 杨传杰, 周启星. 三叶鬼针草等 7 种常见菊科杂草植物对重金属的超富集特征[J]. 环境科学, 2008, 29(10):2912-2918.
- WEI Shu-he, YANG Chuan-jie, ZHOU Qi-xing. Hyperaccumulative characteristics of 7 widely distributing weed species in composite family especially *Bidens pilosa* to heavy metals[J]. *Environmental Science*, 2008, 29(10):2912-2918.
- [27] 魏树和, 周启星, 王新. 超积累植物龙葵及其对镉的富集特征[J]. 环境科学, 2005, 26(3):167-171.
- WEI Shu-he, ZHOU Qi-xing, WANG Xin. Cadmium-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and its accumulating characteristics[J]. *Environmental Science*, 2005, 26(3):167-171.
- [28] Brooks R R, Chambers M F, Nicks L J, et al. Phytomining[J]. *Trends in Plant Science*, 1998, 3(9):359-362.

- [29] Ouyang Y. Phytoremediation: modeling plant uptake and contaminant transport in the soil-plant-atmosphere continuum[J]. *Journal of Hydrology*, 2002, 266:66-82.
- [30] Su D C, Wong J W C. Selection of mustard oilseed rape (*Brassica juncea* L.) for phytoremediation of cadmium contaminated soil[J]. *Environmental Contamination and Toxicology*, 2004, 72:991-998.
- [31] 吴启堂, 陈 卢, 王广寿. 水稻不同品种对 Cd 吸收累积的差异和机理研究[J]. 生态学报, 1999, 19(1):104-107.
WU Qi-tang, CHEN Lu, WANG Guang-shou. Differences on Cd uptake and accumulation among rice cultivars and its mechanism[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19(1):104-107.
- [32] 魏树和, 周启星, 任丽萍. 球果蕹菜对重金属的超富集特征[J]. 自然科学进展, 2008, 18(4):406-412.
WEI Shu-he, ZHOU Qi-xing, REN Li-ping. Hyperaccumulation characteristics of *Rorippa globosa* on cadmium[J]. *Progress in Natural Science*, 2008, 18(4), 406-412.
- [33] 聂发辉. 关于超富集植物的新理解[J]. 生态环境, 2005, 14(1):136-138.
NIE Fa-hui. New comprehensions of hyperaccumulator[J]. *Ecology and Environment*, 2005, 14(1):136-138.
- [34] Meerts P, Duchêne P, Gruber W, et al. Metal accumulation and competitive ability in metallicolous and non-metallicolous *Thlaspi caerulescens* fed with different Zn salts[J]. *Plant and Soil*, 2003, 249:1-8.
- [35] Assuncao A G L, De C M P, De F S, et al. Elevated expression of metal transporter genes in three accessions of the metal hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*[J]. *Plant Cell Environ*, 2001, 24:217-226.
- [36] Whiting S N, Leake J R, McGrath S P, et al. Positive response to Zn and Cd by roots of the Zn and Cd hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* [J]. *New Phytol*, 2000, 145:199-210.
- [37] Lolkema P C, Donker M H, Schouten A J, et al. The possible role of metallothioneins in copper tolerance of *Silene cucubalus* [J]. *Planta*, 1984, 162:174-179.