

中文核心期刊/CSCD

请通过网上投稿系统投稿 网址:http://www.aes.org.cn

Cd在地肤[Kochia scoparia (L.)Schrad.]中的化学形态及亚细胞分布

吴亮,朱姝,张皓,谭菊,王凡,牛鸿宇,谭璐,杨海君

引用本文:

吴亮,朱姝,张皓,谭菊,王凡,牛鸿宇,谭璐,杨海君. Cd在地肤[Kochia scoparia (L.)Schrad.]中的化学形态及亚细胞分布[J].农业环境科学学报,2023,42(5):1011-1022.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0869

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

地肤对硼的耐受及富集能力研究

陆俏, 代政, 崔梦萦, 马成仓, 刘春光 农业环境科学学报. 2017, 36(12): 2407-2413 https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1529

施硒对花生镉吸收与抗性及化学形态的影响

卞威乐斯, 闫家普, 崔良, 张磊 农业环境科学学报. 2018, 37(6): 1094-1101 https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1436

外源硫化钠对土壤-水稻体系中镉迁移积累的影响

官迪,吴家梅,刘昭兵,陈山,纪雄辉 农业环境科学学报. 2021, 40(7): 1460-1469 https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0067

磷灰石、石灰对Cd胁迫下黑麦草根形态及Cd吸收影响研究

杜志敏, 向凌云, 杜凯敏, 杨文玲, 王继雯, 雷高, 郭雪白, 郭亮, 周静, 巩涛, 陈国参, 甄静 农业环境科学学报. 2021, 40(1): 92-101 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0376

蚯蚓粪对镉在土壤-水稻系统中迁移转化影响

张晓绪,张嘉伟,孙星星,徐轶群,许健,朱靖 农业环境科学学报. 2020, 39(8): 1723-1733 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0110



关注微信公众号,获得更多资讯信息

吴亮,朱姝,张皓,等.Cd在地肤[Kochia scoparia(L.) Schrad.]中的化学形态及亚细胞分布[J].农业环境科学学报, 2023, 42(5): 1011-1022. WU L, ZHU S, ZHANG H, et al. Chemical species and subcellular distribution of cadmium in Kochia scoparia(L.) Schrad.[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2023, 42(5): 1011-1022.

Cd 在地肤[Kochia scoparia(L.) Schrad.]中的化学形态 及亚细胞分布

吴亮^{1,3},朱妹^{1,3},张皓^{1,3},谭菊⁴,王凡⁵,牛鸿宇²,谭璐²,杨海君^{2*}

(1.核工业二三〇研究所,长沙 410007;2.湖南农业大学资源环境学院,长沙 410128;3.湖南省伴生放射性矿产资源评价与综合利用工程技术研究中心,长沙 410007;4.湖南省长沙生态环境监测中心,长沙 410001;5.长沙环境保护职业技术学院,长沙 410004)

摘 要:为探究镉(Cd)在地肤[Kochia scoparia(L.) Schrad.]茎部与根系中的亚细胞分布特征,在不同 pH 和不同 Cd浓度胁迫下,对 成熟期地肤生物量及 Cd 在地肤根系、茎部的积累状况和化学形态特征进行研究。结果表明:所有处理地肤茎部生物量均高于根系,当Cd 添加量为1.5~3.0 mg·kg⁻¹时,T处理(pH 6.1)地肤总生物量高于 TS处理(pH 5.0);地肤将 58.09%~89.35% 的 Cd 积累在茎 部,所有处理地肤 Cd 的富集系数大小为茎>根系,表明地肤茎对 Cd 的积累能力强于根系,且在 Cd 添加量为 1.5~9.0 mg·kg⁻¹时,T处 理地肤茎 Cd 积累量高于 TS处理;地肤根系和茎中超过 85% 的 Cd 贮存在细胞壁与液泡中,表明二者是地肤细胞中 Cd 区室化分布 和解毒的重要场所;地肤根系细胞器 Cd 所占比例低于地肤茎部,这也是地肤将更多的 Cd 富集在茎部的一个重要原因;地肤茎和 根系中均以移动性和毒性相对较低的醋酸提取态、氯化钠提取态及乙醇提取态 Cd 分配比例最大(T 为 82.96%~88.17%; TS 为 83.70%~89.70%),其中醋酸提取态含量最高(T 为 37.31%~56.24%; TS 为 40.98%~52.32%),氯化钠提取态与乙醇提取态 Cd 含量接近,这种 Cd 赋存形式是地肤降低 Cd 生物有效性和减少 Cd 毒害的一种重要防御机制。当土壤 pH 为 6.1 和 Cd 添加量为 1.5 mg·kg⁻¹时,地肤对土壤 Cd 的解毒较好。研究表明,地肤具有对不同 Cd 胁迫水平的耐性,且对酸性土壤有较强的适生性,因此适用于湖南地区酸性农田土壤的修复治理。

关键词:镉;地肤;积累;亚细胞分布;化学形态

中图分类号:X173 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2023)05-1011-12 doi:10.11654/jaes.2022-0869

Chemical species and subcellular distribution of cadmium in *Kochia scoparia*(L.) Schrad.

WU Liang^{1,3}, ZHU Shu^{1,3}, ZHANG Hao^{1,3}, TAN Ju⁴, WANG Fan⁵, NIU Hongyu², TAN Lu², YANG Haijun^{2*}

(1. Changsha Uranium Geology Research Institute, CNNC, Changsha 410007, China; 2. School of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China; 3. Hunan Provincial Engineering Research Centre for the Evaluation and Comprehensive Utilization of Associated Radioactive Mineral Resources, Changsha 410007, China; 4. Changsha Ecological Environment Monitoring Center of Hunan Province, Changsha 410001, China; 5. Changsha Environmental Protection College, Changsha 410004, China) **Abstract:** To verify the subcellular distribution and characteristics of cadmium (Cd) in the stems and root system of *Kochia scoparia* (L.) Schrad., the biomass at maturity, accumulation of Cd in roots and stems, and chemical morphology of Cd were studied under varying pH and concentrations of Cd to induce stress. Results showed that the stem biomass at all treatments was higher than that of the root. When the Cd concentration was 1.5–3.0 mg·kg⁻¹, the total biomass of the T treatment(pH 6.1) was higher than that of the TS treatment(pH 5.0). The

*通信作者:杨海君 E-mail:vhj@hunau.edu.cn

收稿日期:2022-08-31 录用日期:2022-11-10

作者简介:吴亮(1989—),男,湖南涟源人,硕士,工程师,从事污染物检测技术及其环境行为研究。E-mail:LiangWU230@126.com

基金项目:湖南省科教联合基金项目(2022JJ60096)

Project supported : The Natural Science and Edudation Joint Project of Hunan Province , China (2022JJ60096)

enrichment coefficient of Cd in all treatments was higher in the stem than that in the root, indicating that the bioconcentration ability of Cd in the stem of *K. scoparia* was stronger than that in the root system. At a concentration of $1.5-9.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, the accumulation of Cd in the stem in the T treatment was higher than that in the TS treatment. More than 85% of the Cd in the root system and stems of *K. scoparia* was stored in cell walls and vacuoles, indicating that both were important sites for the compartmentalized distribution and detoxification of Cd in *K. scoparia* plant cells. The proportion of Cd in the root organelles of *K. scoparia* was lower than that in the stem, which was an important reason for the high Cd concentration in the stem. The largest proportion of Cd was distributed in the acetic acid extraction, sodium chloride extraction, and ethanol extraction (T:82.96% – 88.17%; TS:83.70% – 89.70%) in the stem and root systems of the *K. scoparia*, which were relatively less mobile and toxic. The acetic acid extraction had the highest content (T:37.31% – 56.24%; TS:40.98% – 52.32%), and the sodium chloride extraction and ethanol extraction were close to each other. This Cd fraction was an important defense mechanism to reduce Cd bioavailability and toxicity. When the soil was under pH 6.1 and the Cd stress was 1.5 mg \cdot kg^{-1}, *K. scoparia* had a good detoxification effect on the Cd in the soil. Studies have reported that *K. scoparia* has tolerance to different levels of Cd stress and has strong adaptability to acidic soil, which is conducive to the restoration and treatment of acidic farmland soil in the Hunan region.

Keywords: cadmium; Kochia scoparia(L.) Schrad.; accumulation; subcellular distribution; chemical form

《2020中国生态环境状况公报》显示,影响农用 地土壤环境质量的主要污染物是重金属,其中Cd为 首要污染物。据统计,全国农田土壤Cd污染面积已 超过 2.8×10⁵ hm², 受到 Cd 污染的谷类作物高达 1.46× 10⁸ kg^[1]。耕地Cd污染已严重威胁到农产品质量安全 和人民群众身体健康,对耕地Cd污染的治理迫在眉 睫。重金属在土壤中具有隐蔽性、滞后性、形态多样 性、累积性、消除难度大等特点,如何采取有效的技术 方法修复土壤Cd污染已成为当前研究的重点和热 点。常见的土壤重金属污染治理方法有土壤置换、电 动修复等物理法和化学固定、化学淋洗等化学法,但 采用这些方法治理Cd污染存在可实施范围窄、成本 高、会破坏土壤原有结构,且易造成土壤和地下水的 二次污染等问题,因此至今未能大规模推广应用,也 不适宜于大面积Cd污染农田土壤的修复治理。而植 物修复技术具有安全、廉价等特点,不仅可用于重金 属重度污染区(如矿山)的复垦,而且还可用于重金属 中轻度污染土壤的改良,同时对修复后的植物进行资 源化利用,可能产生一定的经济效益。相比于其他方 法,植物修复技术引起次生环境问题的可能性小,且 可通过回收与集中处置修复后的高富集性植物,彻底 将重金属从土壤中移除四。植物修复被认为是重金 属污染土壤修复治理最有效的方法[3-4],其关键是筛 选获取超富集植物以及对收获植物的资源化利用。 随着对重金属耐受性植物与超富集植物研究的日渐 增多,植物修复作为一种净化土壤的生态技术被推 广,相关的工程性试验研究以及实际应用效果也显示 了植物修复技术商业化的可行性[5-6]。目前,国内研 究者已筛选出Cd超富集植物80种,隶属于29科69 属^[7]。这些超富集植物在修复土壤Cd污染的过程中

生产者收入等诸多问题制约,其中某些超富集植物的 推广应用受到限制。因此,探寻高富集、生物量大、易 管理、适生性强、资源化利用程度高、经济价值高及 有助于改良土壤的先锋植物是目前植物修复研究的 重点。 地肤[Kochia scoparia(L.) Schrad.]别名扫帚菜,为 藜科地肤属一年生草本植物,成熟期株高 50~100

发挥了较大作用[8-10],但受自身生物量小、或本身具有

入侵性、或栽培成本高、或经济价值低而影响到农业

藜科地肤属一年生草本植物,成熟期株高50~100 cm,冠幅 50~60 cm,花期 7-9月,果期 8-10月。地 肤极耐旱、耐盐碱和贫瘠、适生性强、根系发达、生长 快、生物量大。地肤被人们广泛栽种,其幼嫩部分可 入药或食用,成熟后可用于制作扫帚。目前对地肤的 研究主要集中于其营养成分[11-12]、耐盐生理特性[13-17]、 栽培与园林应用等方面,也有研究报道了地肤对矿区 土壤重金属的累积特性[18-20]、耐受和富集能力[21-22],但 尚未见到有关酸性土壤和Cd胁迫对地肤生长及耐性 机制的研究报道,该方面研究是对地肤开展实际应用 的前提。因此,本研究采用盆栽控制试验,测定Cd胁 迫下地肤生物量及不同器官中的Cd含量,分析地肤 对Cd的生长响应、各器官中Cd的迁移转化规律以及 亚细胞分布和化学形态,揭示地肤对Cd的积累和耐 性机制,以期为其在耕地Cd污染修复实践中应用提 供理论基础和科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验地点与材料

试验地位于湖南农业大学耘园基地(30°07′N, 111°18′E)。试验时间为2021年5月3日至10月14 日。供试盆栽土壤由自然土和营养土按体积比4:1 混合而成,混合后盆栽土壤pH 6.10,含水量 25.88%, 总 Cd 1.253 mg·kg⁻¹,有效态 Cd 0.942 mg·kg⁻¹。自然 土采自试验地附近农田表层土(0~20 cm),去除土壤 中植物残体和石子后,将土样用竹筒充分碾细,碾细 后自然土 pH 6.23, 总 Cd 1.005 mg·kg⁻¹, 有效态 Cd 0.895 mg·kg⁻¹。营养土购于厦门市花仙谷农业有限 公司, pH 5.78, 含水量 31.15%, 有机质 43.5%, 总 Cd 0.246 mg·kg⁻¹,碱解氮 337.6 mg·kg⁻¹,有效磷 660.6 mg·kg⁻¹, 速效钾 8 771 mg·kg⁻¹, 阳离子交换量 54.6 cmol·kg⁻¹, 交换性钙 31.2 cmol·kg⁻¹, 交换性镁 10.9 cmol·kg⁻¹, 电导率0.262 mS·cm⁻¹(水土比10:1), 铵态 氮 85.5 mg·kg⁻¹, 硝态氮 306.8 mg·kg⁻¹, 通气孔隙度 25.89%, 持水孔隙度 49.97%。

本试验所用地肤苗来自湖南省长沙县黄花镇长 湖村科研合作基地。地肤在移栽培植期间仅发生少 量蚜虫危害(为保障试验结果不受干扰未喷施任何杀 虫剂产品)。在地肤移栽培植期,每间隔7~10 d浇水 1次,待植株生长至25~30 cm,追施有机肥水溶液(N+ P₂O₅+K₂O≥5%,总Cd 0.07 mg·kg⁻¹),第一次追肥后,每 间隔35d追肥一次。

1.2 试验设计

本试验盆栽土为混合土,土壤总Cd含量1.253 mg·kg⁻¹,设定每盆土壤质量为10 kg(约占盆体积的 4/5),Cd²⁺添加量(CdSO₄溶液制备)依次为0、0.3、0.9、 1.5、3.0、9.0 mg·kg⁻¹, 盆栽土壤中最终实测 Cd 含量分 别为 1.253、1.553、2.153、2.753、4.253、10.253 mg· kg⁻¹。结合长株潭地区耕地土壤 pH 特征(pH 在 4.5~ 6.5之间的土壤占比89.34%),本试验盆栽土壤初始 pH分别设定为6.1(T处理)和5.0(TS处理),试验各处 理设计见表1。每盆土壤平衡14d后,于2021年5月 17日统一移栽株高、长势、生物量等均较一致的地肤 幼苗。每盆移栽3株地肤,株距均匀分布,盆下垫一 浅托盘,植苗后统一移入活动式塑料大棚内,移栽当

日浇足水。移栽后1周左右根据盆中土壤干湿情况 进行适量补水,借助便携式土壤水分含量测定仪,使 土壤含水量保持在70%左右。当气温升至35℃及以 上时,定期补水使土壤湿润,并保证光照充分,在强光 照射和高温天气对地肤采取遮阳网防护。成熟期地 肤样品采集时间为2021年10月14日。

1.3 测定项目与方法

在T1~T6和TS1~TS6处理中,每处理选取3盆株 高、长势、冠幅等均较一致的地肤进行采样,并在洗取 的3盆中各拔出1株完整地肤植株,用陶瓷剪刀剪下其 根系和茎(上、中、下部混合剪取约5g)鲜样用于Cd的 亚细胞及化学形态分析。将每盆中剩余的2株地肤用 陶瓷剪刀分离植株根系和地上部,分装于密封袋中并 编号,进行地肤的根系和茎Cd含量测定(因在采集成 熟期地肤时,大部分叶已凋落,加之地肤叶生物量小, 故未对地肤叶单独进行Cd含量检测与分析)。

1.3.1 样品Cd的测定

采用湿式消解法[23],分别称取一定量干燥后的根 系、茎样品粉末置于硬质消解管中,加入10mL浓硝 酸(14.5 mol·L⁻¹),盖上弯颈漏斗浸泡过夜,用管式消 解炉消解,升温程序为70℃保持30min,90℃保持 30 min, 120 ℃保持 120 min, 140 ℃保持 120 min, 然后 赶酸至1mL左右定容讨滤,保存待测。

1.3.2 亚细胞组分的测定

亚细胞组分的分离采用差速离心法[24]。剪碎称 取地肤鲜样(根系、茎)0.2g,加入10mL预冷的提取 液进行研磨,提取液组成如下:0.25 mol·L⁻¹蔗糖溶 液,50 mmol·L⁻¹ Tris-HCl(pH 7.5)缓冲液,1 mmol·L⁻¹ 二硫苏糖醇溶液。提取液少量多次加入,在4℃低温 下用研钵将样品研磨成匀浆,然后转移到50mL离心 管中,使用高速冷冻离心机(4 ℃)以4 000 r·min⁻¹离心 10 min,下部沉淀为细胞壁组分(Few),将上清液继续 在10 000 r·min⁻¹下离心分离45 min,得到的下部沉淀

表1	试验设计	ŀ

Γ_{abl}	. 1	Fund		dealar
1 2016	· ·	E.XDP	rimeni	nesion

		_	
编号Experiment No.	试验处理Treatment	编号 Experiment No.	试验处理Treatment
T1	去离子水 100 mL	TS1	5 mol·L ⁻¹ 的 H₂SO₄溶液 14.10 mL+去离子水 100 mL
Т2	0.03 mg·mL ⁻¹ CdSO₄溶液 100 mL	TS2	5 mol·L ⁻¹ 的H ₂ SO ₄ 溶液14.10 mL+0.03 mg·mL ⁻¹ CdSO ₄ 溶液100 mL
Т3	0.09 mg·mL ⁻¹ CdSO₄溶液 100 mL	TS3	5 mol·L ⁻¹ 的H ₂ SO ₄ 溶液14.10 mL+0.09 mg·mL ⁻¹ CdSO ₄ 溶液100 mL
Τ4	0.15 mg·mL ⁻¹ CdSO₄溶液 100 mL	TS4	5 mol·L ⁻¹ 的H ₂ SO ₄ 溶液14.10 mL+0.15 mg·mL ⁻¹ CdSO ₄ 溶液100 mL
Т5	0.30 mg·mL ⁻¹ CdSO₄溶液 100 mL	TS5	5 mol·L ⁻¹ 的H ₂ SO ₄ 溶液14.10 mL+0.30 mg·mL ⁻¹ CdSO ₄ 溶液100 mL
Т6	0.90 mg⋅mL ⁻¹ CdSO₄溶液 100 mL	TS6	5 mol·L ⁻¹ 的H ₂ SO ₄ 溶液 14.10 mL+0.90 mg·mL ⁻¹ CdSO ₄ 溶液 100 mL

注:每个处理设3个空白对照,4个重复,T处理和TS处理各42盆。

Note: 3 blank controls and 4 replicates are set for each treatment, with 42 pots each for T treatment and TS treatment.

1014

为细胞器组分(For),上清液则为可溶性组分(Fs)。 1.3.3 Cd化学结合形态测定

参照Lu等^[25]的方法,利用化学试剂对地肤根系、 茎细胞中不同化学形态的Cd进行逐步提取。称取地 肤冰冻样品 0.5g, 少量多次加入 20 mL 提取剂, 用研 钵将样品研磨成匀浆后转移至50mL离心管中,放入 25 ℃的恒温培养箱振荡 24 h 后, 以 4 000 r · min⁻¹的转 速离心15 min,将上清液分离,向离心管内的沉淀物 中再加入10mL同种提取剂,25℃恒温振荡1h后,于 4 000 r·min⁻¹离心 15 min,将两次离心后的上清液合 并,形成以下由5种提取剂依次逐步提取得到的Cd 形态:F_E,由80%乙醇提取后的硝酸盐、氯化物为主的 无机盐及氨基酸等;F_w,由去离子水提取后的水溶性 有机酸盐、重金属的一代磷酸盐[M(H₂PO₄)₂]等;F_{NaCl}, 由1 mol·L⁻¹ NaCl溶液提取后的果胶酸盐、与蛋白质 呈结合态或吸着态的重金属Cd等;F_{HAc},由2%HAc提 取后的难溶的金属Cd磷酸盐等;F_{HCl},由0.6 mol·L⁻¹ HCl提取后的草酸盐等;F_B,残渣态。将上述分离的 上清液和沉淀组分装入三角瓶中,并置于电热板 (70 ℃)上蒸发至近干后,用HNO₃-HClO₄消解定容, 采用ICP-MS测定Cd含量。

1.4 数据处理

试验数据采用3个重复样的算术平均值±标准偏差(SD)表示。采用SPSS 25.0软件中的单因素方差(ANOVA),及最小显著差数法(LSD)进行显著性检验(P<0.05)。采用LSD对数据进行多重比较,用重复度量法分析不同pH值、不同添加量Cd处理及二者交互效应对地肤根系、茎中亚细胞Cd含量的影响,采用GraphPad Prime 8.3制图。

富集系数(BCF)为地肤植株体内(根系、茎)Cd含量($mg\cdot kg^{-1}$)与土壤Cd含量($mg\cdot kg^{-1}$)的比值。

转运系数(TF)为地肤植株地上部分(茎)Cd含量 (mg·kg⁻¹)与地肤植株地下部分(根系)Cd含量(mg· kg⁻¹)的比值。

Cd积累量(mg)为地肤植株各部位Cd含量(mg·kg⁻¹)与植株各部位干质量(kg)的乘积。

2 结果与分析

2.1 不同处理对成熟期地肤生物量的影响

表2为土壤Cd胁迫对地肤生物量的影响。在 T3~T6处理下,地肤总生物量和茎生物量均逐渐升高,而根系生物量在T1~T5处理下逐渐升高。T5和 T6处理下的地肤总生物量相比T1处理显著增加(P<

中文核心期刊

农业环境科学学报 第42卷第5期

表 2 不同处理地肤的生物量(g,以干质量计) Table 2 Biomass of *Kochia scoparia*(L.) Schrad. in different

treatmente	œ	calculated by dry weight)	

\$= 0	(8,0400	area aj arj nerg		
编号 E · · · N	茎生物量	根系生物量	总生物量	
Experiment No.	Stem biomass	Root biomass	Total biomass	
T1	$31.07{\pm}4.57\mathrm{b}$	$7.01 \pm 1.12 \mathrm{b}$	$38.08{\pm}5.69{\rm c}$	
Т2	46.86±7.13a	$8.84 \pm 1.42 ab$	$55.69{\pm}8.55{\rm ab}$	
Т3	$35.15{\pm}9.50{\rm ab}$	$10.28 \pm 4.37 \mathrm{ab}$	$45.43{\pm}13.87{\rm bc}$	
Τ4	$36.45{\pm}8.07{\rm ab}$	12.67±4.95ab	$49.12{\pm}13.03{\rm abc}$	
Т5	43.25±4.70a	15.57±7.03a	58.81±11.72a	
Т6	47.16±10.07a	13.11±7.87ab	60.27±17.94a	
TS1	56.33±11.07a	23.31±7.30a	79.64±18.36a	
TS2	39.29±7.95ab	18.54±9.38ab	57.84±17.33a	
TS3	$32.26{\pm}12.14\mathrm{b}$	$16.64{\pm}5.67{\rm abc}$	48.90±17.81a	
TS4	$34.45{\pm}8.96\mathrm{b}$	$12.31 \pm 4.31 \text{bc}$	46.76±13.27a	
TS5	$42.30{\pm}11.50{\rm ab}$	$8.90 \pm 3.36c$	51.21±14.86a	
TS6	49.12±10.71ab	$11.37{\pm}3.58{\rm bc}$	60.50±14.29a	
$T_{ { m b}{ m fi}}$	39.99±7.34	11.24±4.46	51.23±11.80	
TS _{均值}	42.29±10.39	15.18±5.60	57.47±15.99	

注:同列不同小写字母代表处理间差异达显著水平(P<0.05)。下同。

Note: Different lowercase letters in the same column represent a significant difference between treatments (P<0.05). The same below.

0.05),且T6处理地肤茎生物量达到最高,比T1处理 增加了51.79%。地肤根系生物量在T5处理下达到最高,为T1处理的2.22倍。在TS处理组中,随着Cd添 加量的升高,地肤总生物量、根系生物量均呈先降低 后升高的趋势。在TS3和TS4处理下,地肤茎生物量 相比TS1处理显著降低(P<0.05),分别下降了42.73% 和38.84%。在TS4、TS5及TS6处理下,地肤根系生物 量相比TS1处理显著降低,分别下降了47.19%、 61.82%和51.22%。对比发现,T4和T5处理下的地肤 总生物量分别高于对应的TS4和TS5处理,且TS1处 理的地肤茎和根系生物量在所有Cd处理中均最高, 显著高于对应的T1处理(P<0.05),说明地肤在设定 的酸性土壤环境中均能正常生长,进一步证实了地肤 对酸性土壤的适应性强。

2.2 地肤植株对Cd的积累及其富集与转移特性

图 1(a)为 Cd 胁迫下地肤根系、茎中 Cd 含量及根 系与茎混合样品 Cd 含量。T处理组地肤根系 Cd 含量 变化范围为 3.27~13.36 mg·kg⁻¹,茎部 Cd 含量变化范 围为 3.66~21.4 mg·kg⁻¹,约为根系的 1.12~1.60 倍。随 着 Cd 添加量增加,地肤根系中 Cd 含量呈降低-升高-降低-升高的变化趋势,茎中 Cd 含量呈升高-降低-升 高-降低-升高的变化趋势,且相同 Cd 添加量处理下 茎中 Cd含量均高于根系。TS处理组地肤根系中 Cd 含量呈升高-降低-升高-降低-升高的变化趋势,茎 中 Cd含量呈先降低后升高的趋势,除TS2处理外,其 余相同 Cd添加量处理下茎中 Cd含量均高于根系。 从图 1还可知,T4和T6处理的地肤茎中 Cd含量均显 著高于T1处理(P<0.05),且T6处理下地肤根系与茎 中 Cd含量均达到最高值,分别为13.36 mg·kg⁻¹和 21.40 mg·kg⁻¹,分别为T1处理下的3.23倍和4.91倍; TS6处理下地肤根系与茎中 Cd含量均显著高于TS1处 理(P<0.05),且TS6处理时地肤根系与茎中 Cd含量均 达到最高值,为15.67 mg·kg⁻¹和16.08 mg·kg⁻¹,分别 是TS1处理下的4.65倍和4.12倍。对比不同 pH 值、 相同 Cd添加量处理得知,除 Cd添加量为0.9 mg·kg⁻¹ 时 TS处理地肤茎部 Cd含量高于T处理外,在其余 Cd 添加量下,T处理地肤茎部 Cd含量均高于TS处理。

图 1(b)为Cd胁迫下地肤根系、茎中Cd积累量及 根系与茎混合样品Cd积累量。所有处理下茎部Cd 积累量均大于根系,说明Cd主要积累在地肤茎部。T 处理组,随着Cd添加量升高,地肤根系中Cd积累量 呈现升高-降低-升高-降低-升高的变化趋势,在茎 中则呈现升高-降低-升高的变化趋势,且茎中的增 幅尤为明显。T6处理下根系和茎的Cd积累量均达 到最高值,为175.15 µg·pot⁻¹和1009.22 µg·pot⁻¹。 T处理组中地肤茎的Cd积累量为根系的4.01~6.50 倍。TS处理组地肤根系的Cd积累量变化趋势与T处 理组大体相同,而茎的Cd积累量则呈先降低后升高 的趋势,TS6处理下根系和茎的Cd积累量均达到最 高值,分别为178.24 µg·pot⁻¹和789.75 µg·pot⁻¹。TS 处理组中茎的Cd积累量为根系的1.39~8.40倍。此 外,对比不同pH值、相同Cd添加量处理可知,T4~T6 处理地肤茎部Cd积累量均高于TS4~TS6处理。

表3为Cd胁迫下地肤根系、茎及其混合样品Cd 含量和Cd积累量的相关性分析结果。可以看出,地 肤根系Cd含量、根系与茎Cd含量在T处理与TS处理 组间相关系数均高于0.98,达极显著相关水平(P< 0.01),茎Cd含量、茎Cd累积量和根系与茎Cd累积量 组间相关系数均高于0.96,达显著相关水平(P<0.05), 但根系Cd累积量组间相关系数仅为0.76,相关性不显 著(P>0.05),表明地肤茎是积累Cd的主要器官,地肤 在不同土壤pH条件下,其茎部对Cd的富集能力不同。

图 2 为地肤根系和茎在 Cd 胁迫下的富集系数和转运系数。T和TS处理组中地肤根系和茎 Cd 富集能



Figure 1 Cd content and accumulation in the root and stem of Kochia scoparia(L.) Schrad. under Cd stress

农业环境科学学报 第42卷第5期

表3 地肤根系、	、根系与茎的 Cd 含量和 Cd 差	积累量的相关性分析
----------	--------------------	-----------

Table 3 Correlation analysis of Cd content and accumulation in roots, stems, roots and stems of Kochia scoparia(L.) Schrad.

рН 6.1 vs рН 5.0	根系Cd含量 Root Cd content	茎Cd含量 Stem Cd content	根系与茎Cd含量 Root and stem Cd content	根系 Cd 累积 Root Cd accumulation amount	茎Cd 累积 Stem Cd accumulation amount	根系与茎Cd累积 Root and stem Cd accumulation amount
相关系数	0.982	0.977	0.991	0.760	0.967	0.975
P值	< 0.001	0.001	< 0.001	0.079	0.002	0.001



图2 Cd胁迫下地肤根系、茎的富集系数及转运系数

Figure 2 BCF and TF in the roots and stems of Kochia scoparia(L.) Schrad. under Cd stress

力均为茎>根。T处理组中地肤根系和茎的富集系数 均大于1,均值分别为2.09和2.84;TS处理组地肤根 系和茎的富集系数也大于1,均值分别为2.06和2.34。 从图2还可知,随着土壤Cd添加量增加,T处理组地 肤茎部对Cd的富集能力呈现降低-升高-降低的变化 趋势,茎富集系数在T3处理时最低,为1.70,而在T4 处理时最高,是T3处理的2.48倍。TS处理组的变化 趋势与T处理组大致相同,茎富集系数在TS6处理时 最低,为1.57,在TS1处理时最高,其次是TS4处理。 除TS2处理外,所有处理地肤的转运系数均大于1,且 在T4~T6和TS3~TS5处理时,地肤对Cd的转运能力 较强。对比不同 pH 处理和相同土壤 Cd 添加量下地 肤茎部富集系数发现,除T6处理外,其余Cd处理下T 处理组地肤茎部富集系数均高于对应的TS处理组, 且T4~T6处理组地肤的转运系数高于TS4~TS6处理 组。结合前文分析可知,地肤对pH 6.1 和 Cd 含量范 围在 2.0~10.0 mg·kg⁻¹下的土壤富集能力较好,尤其 对Cd含量为2.753 mg·kg⁻¹(T4处理)下的土壤富集能 力更佳。

2.3 地肤根系与茎中Cd的亚细胞分布

图 3(a)为 Cd 在地肤根系亚细胞组分中的分布情况。Cd 胁迫下,细胞壁组分中 Cd 的占比显著高于可溶性组分和细胞器组分。T处理组地肤细胞壁组分占比为 56.65%~84.33%, TS 处理组地肤细胞壁组分占比

为68.76%~84.51%;其次是可溶性组分,T处理组地肤可溶性组分占比为11.54%~31.89%,TS处理组为11.02%~23.47%;T处理组地肤细胞器组分占比为2.40%~6.67%,TS处理组为2.12%~4.26%。从细胞内Cd的分布比例来看,随着Cd添加量增加,T处理组地肤根系细胞器组分和可溶性组分中Cd占比均呈现增加-减少-增加-减少的变化趋势,并在T3处理时达到最高,分别占比6.67%和31.89%,而细胞壁组分中的Cd占比随Cd添加量的增加呈减少-增加-减少-增加的变化趋势。TS处理组中,地肤根系细胞器组分和可溶性组分中Cd占比呈现先减后增的趋势,其中TS1处理时占比最高,分别占比4.26%和23.47%,而细胞壁组分中Cd的占比随Cd添加量增加呈先增后减的趋势。

图 3(b)为 Cd 在地肤茎部亚细胞组分中的分布情况。T和TS处理组地肤茎部亚细胞中的 Cd 含量分布与根部一致,为细胞壁组分>可溶性组分>细胞器组分。各组分中的分布比例随 Cd 添加量的增加变化幅度较小,茎 Cd 主要贮存于细胞壁组分和可溶性组分, 其分布比例分别为 T 处理 53.35%~72.12%、TS 处理 46.26%~60.06%和 T 处理 19.23%~35.73%、TS 处理 29.12%~39.68%,而 TS 处理组细胞器组分占比比根系 中略高,为4.73%~10.84%。可以看出,地肤根部细胞 壁的固持作用和液泡的区隔化作用较强,使得根系中 细胞器 Cd 含量较少,基本维持在 2%~3%,而地肤茎部



Figure 3 Distribution ratio of Cd in subcellular fractions of the roots and stems of Kochia scoparia(L.) Schrad.

是主要受 Cd 胁迫的器官,其细胞器组分 Cd 含量在 4%~11%之间。对比不同 pH、相同 Cd 添加量处理下 茎部亚细胞 Cd 含量发现,T1~T5 处理组茎部细胞壁组 分和可溶性组分中 Cd 含量之和高于 TS1~TS5 处理组, 可见在 pH 6.1 的土壤中,地肤对 Cd 的抵御能力更强。 2.4 地肤根系与茎中 Cd 的化学形态特征

图 4(a)为地肤根中不同提取态 Cd 含量分布特 征,其中以移动性和毒性相对较低的醋酸提取态 (F_{HAc})Cd分配比例最大,T处理为37.31%~56.24%,TS 处理为40.98%~52.32%。随着 Cd添加量增加,各处 理组地肤根系中不同提取态 Cd占比无明显变化。地 肤根系中 Cd主要以醋酸提取态、氯化钠提取态(F_{NaCl}) 和乙醇提取态(F_E)为主,T处理组三者占总提取态的 82.96%~88.17%,其中醋酸提取态和氯化钠提取态 Cd 分别占总提取态的37.31%~56.24%和15.80%~ 27.68%,乙醇提取态、盐酸提取态(F_{HCl})、去离子水提 取态(F_W)所占比例分别为13.47%~24.01%、4.08%~ 5.53%和0.41%~1.89%,残渣态(F_R)占比最小,仅占总 提取态的0.81%~1.39%,且各处理间变化不明显;TS 处理组三者占总提取态的83.70%~89.70%,其中醋酸 提取态和氯化钠提取态分别占总提取态的40.98%~52.32%和14.59%~21.04%,乙醇提取态、盐酸提取态、去离子水提取态所占比例分别为17.94%~25.89%、3.88%~7.97%和0.96%~1.22%,残渣态占比最小,为0.63%~1.13%。

图 4(b)为地肤茎中不同提取态 Cd 含量分布特征,与根部情况一致,Cd 主要以醋酸提取态、氯化钠提取态和乙醇提取态为主。氯化钠提取态和乙醇提取态占比接近,残渣态Cd含量最低。整体上看,茎中各化学形态Cd含量比根部低。从所占比例来看,醋酸提取态所占比例最高(T处理为33.20%~43.70%,TS处理为30.39%~45.81%),氯化钠提取态和乙醇提取态占比较为接近,T处理组分别为23.25%~29.32%和21.99%~33.20%,TS处理组分别为19.13%~32.00%和19.35%~45.02%,其次为盐酸提取态、残渣态和去离子水提取态,T处理组中占比分别为2.66%~5.99%、0.46%~1.16%和0.35%~0.83%,TS处理组中分别为1.69%~5.20%、0.44%~1.16%和0.41%~0.92%。可见,地肤植株体内的Cd主要以醋酸提取态为主,说明Cd在地肤植株体内主要以难溶于水的重金属磷酸盐形

1018 1018



Figure 4 Distribution ratios of Cd with different chemical forms in the roots and stems of Kochia scoparia(L.) Schrad.

式存在。此外通过对比发现,TS1~TS4处理组的乙醇提取态和去离子水提取态所占比例高于T1~T4处理组,该两种提取态的Cd对植物细胞毒害最大,说明本研究地肤在pH 6.1、Cd添加量小于2.153 mg·kg⁻¹的土壤中对Cd污染的抵御能力较好。

3 讨论

3.1 Cd胁迫对地肤生长及其Cd含量的影响

重金属胁迫直接反映在植物生长状况和生物量 的变化程度上。不同重金属元素对植物生长影响有 不同的阈值^[26],当环境中重金属浓度超过阈值时,植 物的生长发育就会受到抑制,表现为生长迟缓、植株 矮小甚至死亡,进而影响到植物的生物量^[27]。本试验 表明,在地肤成活率方面,所有处理组地肤在移植初 期均能正常生长,到移植中期,48盆供试材料中仅有 T5和TS6处理各有1株死亡,成活率为98.6%;在病虫 害方面,除少部分地肤在移栽中期发生轻微蚜虫危害 外,未见其他病虫害发生;在Cd毒害症状方面,未发 现明显的外观反应症状,如叶片斑点或枯黄、植株矮 小等生长异常现象。综合表明,当重金属Cd进入地 肤体内之后,植株表现出较强的适应能力,生长过程未

受到显著抑制,未发生如其他植物受到重金属毒害时 所表现出的叶片褪绿、牛长迟缓、植株矮小、产量下降 甚至死亡等症状。由表2可知,Cd胁迫对地肤植株生 物量产生了一定影响,说明地肤对不同程度Cd污染土 壤具有不同的耐受性。在T处理组中,T6处理的地肤 茎部生物量达到最高,比T1处理增加了51.79%;根系 生物量在T5处理时达到最高,为T1处理的2.22倍。 这进一步说明在 pH 6.1 和 Cd 添加量为 0~9.0 mg·kg⁻¹ 的土壤中,地肤生长受Cd胁迫影响较小。在TS1、TS2 及TS3处理下,地肤根系生物量分别与对应的T1、T2、 T3处理相比均更大,但在TS4、TS5及TS6处理下,地肤 根系生物量分别与对应的T4、T5及T6处理相比显著 降低,从而反映了在pH 5.0下低 Cd 含量处理(1.2~2.1 mg·kg⁻¹)一定程度刺激了地肤根系的生长发育,但在 高Cd含量(2.7~9.0 mg·kg⁻¹)胁迫下,地肤根系作为主 要的Cd积累部位受到了显著影响,说明高含量的 Cd 在弱酸性土壤中对地肤根系具有抑制作用,该研 究结果与张杨杨等[28]的结论一致。就此来看,同一植 株不同器官对Cd胁迫响应结果不同的现象有待进一 步研究。

植物应对重金属胁迫通常采用排斥和积累两种

策略。就积累策略而言,一些植物大量富集Cd离子 后,将少量的Cd储存在根部,其余转移到地上部 分^[29]。本研究发现地肤植株中的Cd含量及积累量均 表现为茎>根系,T和TS处理组的地肤茎部Cd积累量 分别占植株总积累量的 80.03%~86.67% 和 58.09%~ 89.35%,这与洋野黍、粗毛牛膝菊、珊瑚树等植物对 重金属的积累分布规律[30-31]一致,可见地肤适用于南 方酸性土壤的 Cd 污染修复。刘欢^[32]的研究结果表 明,低浓度的低分子量有机酸能促进植物体内的Cd 从地下部向地上部转移,因此地肤地上部Cd含量大 于地下部的原因可能与试验土壤均呈弱酸性有关。 Baker 等[33]将地上部 Cd 富集量达到 100 µg·g⁻¹以上的 植物称为Cd超积累植物。在已报道的超积累植物 中^[34],天蓝遏蓝菜地上部Cd含量为213 mg·kg⁻¹,商陆 地上部Cd的最高富集量达482.25 mg·kg⁻¹, 宝山堇菜 地上部Cd含量高达1168 mg·kg⁻¹。与之相比,本研 究对象地肤的Cd富集量最高未达到50 mg·kg⁻¹,原因 之一是本试验设计的Cd胁迫量显著低于上述报道的 土壤背景值。富集系数可衡量植物从土壤/基质中富 集重金属的能力,也可以间接反映植物对重金属的耐 性[35]。富集系数越大,富集能力越强,越有利于植物 修复。同时,转运系数是用来指示重金属从植物根系 转移到其他器官的能力的值,转移系数越大表示重金 属运送能力越强,植物对重金属的耐性也越强[36]。本 研究中,T和TS处理组(除TS2外)地肤的根和茎在不 同添加量Cd胁迫下的富集系数均大于1,且根茎转移 系数也大于1,表明地肤在酸性土壤中对Cd有较强的 富集能力。由此可见,地肤是一种较具潜力的土壤 Cd污染修复植物。T6处理地肤根系和茎的富集系数 相较T1处理分别下降了60.96%和39.94%,TS6处理 地肤根系和茎的富集系数相较TS1处理分别下降了 43.12%和49.37%。Sun等^[37]的研究也表明,低污染土 壤中植物对重金属的富集系数要高于严重污染的土 壤,这可能是因为高浓度重金属污染导致植物的生命 活动受到抑制,造成植物富集能力降低。

需要说明的是,本研究为盆栽控制试验,这在一 定程度上与大田生产实际存在差异。盆栽过程限制 了地肤根部的生长和拓展,相同种植条件下对比测定 结果显示,地肤盆栽植株根部生物量相比大田降低 17%~22%,根部生物量的降低直接减少了植株对土 壤Cd的积累和修复效果;从生长基质来看,本研究采 用混合土壤作为栽培基质,与大田的全自然土壤存在 差别,Cd在其中的赋存形态、生物有效性等均有一定

差异,这些都是可导致地肤对Cd富集效率、修复效果 等方面的不确定性的因素;此外,盆栽环境在一定程度 上缩短了地肤的生长周期,据观测,盆栽地肤的花果期 相比田间开敞环境下提前了8~12d,这直接造成了成 熟期植株整株生物量和分蘖数量的下降,从而进一步 影响了其修复效果。彭云霄等[38]比较了大田与盆栽条 件下重金属Cd赋存形态的差异,通过数据对比验证了 盆栽试验的可行性。本研究采用人工模拟和人工控 制方式完成,对地肤的生长习性、Cd富集效率及土壤 修复潜力均进行了较深入完备的探索,为后续研究奠 定了较好的基础。如何更精准地阐明地肤在不同生 长环境中的修复表现并将本成果更好地应用于生产 实际,是开展下一步工作的方向。

3.2 Cd在地肤亚细胞中的分布

重金属被植物吸收后,会选择性地分布在植物细 胞的不同区域,以减轻重金属的毒害作用。例如,植 物对重金属的耐受性表现在细胞壁的区室化固定作 用,或以低毒、无毒的形式将其储存在液泡中^[39]。Cd 在细胞中的区室化效应可极大地影响细胞中游离 Cd 的水平,从而影响Cd在植物中的活动[40]。因此,Cd在 植物中的亚细胞分布被认为是影响其迁移、积累和植 物耐受程度的重要因素,不同植物在Cd的吸收、积累 和分布方面存在显著差异[41]。本研究对象地肤根和 茎细胞中Cd的分布均表现为细胞壁>可溶性组分>细 胞器,表明细胞壁和可溶性组分是贮存Cd的主要位 点,这与唐敏等[42]的研究结果相一致。但也有研究认 为植物体内大部分Cd储存在细胞的可溶性组分 (53.7%~68.3%)^[43],这种差异可能由土壤Cd含量不同 以及植物对Cd的耐受机制不同所致。细胞壁可沉淀 Cd²⁺,并可抑制其跨膜运输以降低细胞器中的Cd并维 持正常生理功能,从而保护原生质体免受Cd毒害[44]。 从细胞壁结构组成看,其主要由多糖(包括纤维素、半 纤维素和果胶)和蛋白质组成,可提供大量官能团,包 括羧基、羟基、氨基和醛基等[45],这些基团可与Cd2+以 配位键的方式结合,从而有效阻止Cd²⁺进入细胞。当 细胞壁中的结合位点达到饱和时,Cd即被转运到液 泡中,液泡中的细胞液是植物细胞重要的可溶性组 分[46]。已有研究表明,细胞液中存在多种氨基酸、无 机盐、有机酸和有机碱[47],Cd2+一旦进入细胞质基质, 大部分即被转运至液泡中,植物便可通过形成金属螯 合物来减少细胞质基质中游离 Cd 的浓度以避免 Cd 胁迫^[48],从而极大地降低Cd对细胞器结构和功能的 损伤。由此可见,细胞壁固定和液泡区室化作用均是

植物提高重金属解毒和耐受性的重要机制[49]。

3.3 Cd在地肤植株体内的化学形态特征

除亚细胞分布外,Cd在植物体内的毒性和迁移 能力也与其化学形态紧密相关^[50]。在Wang等^[51]的研 究中,重金属的生物有效性随着提取剂极性的增加而 下降,对植物的毒害作用也逐渐减弱,6种化学形态 的Cd 毒性大小顺序为F_E>F_w>F_{NaCl}>F_{HAc}>F_{HCl}>F_R,以无 机盐态(F_E,80%乙醇提取)和水溶态(F_w,去离子水提 取)赋存的金属离子对植物细胞毒害最大:其次是果 胶酸盐态、蛋白结合态(F_{Nacl}, NaCl提取)和难溶性磷 酸盐态(F_{HAc}, 2% 醋酸提取);草酸盐态(F_{HCl}, HCl提 取)的毒性最低。本研究中,地肤植物体内Cd的主要 赋存形态为醋酸提取态、氯化钠提取态和乙醇提取 态,氯化钠提取态和乙醇提取态Cd含量相近,这与 Wang等^[52]的研究结果一致。而在有些研究中^[53-54],植 物体内Cd的主要赋存形态为1mol·L⁻¹NaCl、2%HAc 和0.6 mol·L⁻¹ HCl作为提取剂的提取态, 这表明不同 化学形态的 Cd 在不同植物中的作用差异很大。目 前,人们认识到难溶于水的重金属磷酸盐主要存在于 细胞壁和液泡中[55],而果胶酸盐态、蛋白质结合态或 吸附态的重金属主要存在于液泡内^[56]。由此可知,Cd 化学形态的分析结果与Cd的亚细胞分布相关性显 著,即Cd主要存在于地肤的细胞壁组分和可溶性组 分中。此外本研究还发现,地肤根部80%乙醇和去 离子水的提取态Cd在大部分处理中高于茎部,这两 种提取态的Cd主要与细胞中硝酸盐、氯化物为主的 无机盐、氨基酸盐以及水溶性有机酸盐相结合,具有 较强流动性^[57]。流动性强的Cd在植物根和茎中分布 比例较高将有利于Cd通过共质体途径运输至地上 部,这可能是地肤将更多的Cd富集在茎中的一个重 要原因。综上所述,地肤根和茎中大量的Cd以毒性 较弱的醋酸提取态和氯化钠提取态赋存是其降低Cd 生物有效性、减少Cd毒害的一种重要防御机制。

4 结论

(1)地肤具有对不同Cd胁迫水平的耐性,且对酸 性土壤有较强的适生性,适合用于南方酸性农田土壤 的修复治理。

(2)地肤根系和茎在不同水平Cd胁迫下的富集 系数和转运系数均大于1,茎部是积累Cd的主要器 官。本试验在1.5~9.0 mg·kg⁻¹的Cd添加量下,pH6.1 土壤中地肤的转运系数高于pH5.0的土壤,说明土壤 基质的酸碱度直接影响地肤的修复效果。 (3)亚细胞水平上Cd含量分布规律表现为细胞 壁>可溶性组分>细胞器。地肤根部细胞器Cd所占比 例比茎部低。在0~3.0 mg·kg⁻¹的Cd胁迫下,pH 6.1 的土壤中,Cd在地肤茎部细胞壁和可溶性组分中的 占比高于pH 5.0的土壤。

(4)地肤植株中Cd的主要赋存形态为醋酸提取 态(F_{HAc})、氯化钠提取态(F_{NaCl})和乙醇提取态(F_E),表 明地肤体内的Cd主要与磷酸盐、果胶酸盐、蛋白质 及以硝酸盐、氯化物为主的无机盐等物质相结合, Cd的这种赋存形态是地肤植株耐受Cd污染的重要 机制之一。

参考文献:

- FRIŠTÁK V, PIPÍŠKA M, LESNÝ J, et al. Utilization of biochar sorbents for Cd²⁺, Zn²⁺, and Cu²⁺ ions separation from aqueous solutions: comparative study[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2015, 187(1):1–16.
- [2] 杨启良, 武振中, 陈金陵, 等. 植物修复重金属污染土壤的研究现状及其水肥调控技术展望[J]. 生态环境学报, 2015, 24(6):1075-1084. YANG Q L, WU Z Z, CHEN J L, et al. Research status of phytoremediation of heavy metals contaminated soil and prospects of water and fertilizer regulating technology[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2015, 24(6):1075-1084.
- [3] 陈英旭. 土壤重金属的植物污染化学[M]. 北京:科学出版社, 2008. CHEN Y X. Plant pollution chemistry of heavy metals in soil[M]. Beijing:Science Press, 2008.
- [4] 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.
- [5] 赵怡阳, 陶祥运, 张易旻, 等. 农田重金属污染土壤的植物修复工程研究[J]. 浙江农业科学, 2022, 63(2):391-395. ZHAO Y Y, TAO X Y, ZHANG Y M, et al. Comparative study of phytoremediation for heavy metal contamination in farmland[J]. Journal of Zhejiang Agricultural Sciences, 2022, 63(2):391-395.
- [6] 李敏. 铁尾矿土壤化利用过程中重金属污染的植物修复和土壤改良技术[D]. 济南:山东大学, 2017:18-19. LI M. Phytoremediation technology on pollution control of heavy metals and soil improvement in utilization of iron tailings[D]. Jinan: Shandong University, 2017:18-19.
- [7] 李熠, 陈熹, 肖丕显, 等. 中国 Cd 超富集植物种类组成及分布特征 研究[J]. 中国野生植物资源, 2020, 39(6):11-16. LI Y, CHEN X, XIAO P X, et al. Study on the species composition, geographical distribution and flora characteristics of Cd hyperaccumulators in China[J]. *Chinese Wild Plant Resources*, 2020, 39(6):11-16.
- [8] 张云霞, 宋波, 宾娟, 等. 超富集植物藿香蓟(Ageratum conyzoides L.) 对 Cd 污染农田的修复潜力[J]. 环境科学, 2019, 40(5):2453-2459. ZHANG Y X, SONG B, BIN J, et al. Remediation potential of Ageratum conyzoides L. on cadmium contaminated farmland[J]. Environmental Science, 2019, 40(5):2453-2459.

- [9] 刘周莉,何兴元,陈玮.忍冬:一种新发现的Cd超富集植物[J].生态 环境学报,2013,22(4):666-670. LIU Z L, HE X Y, CHEN W. Lonicera japonica Thunb: a newly discovered Cd hyper-accumulator[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2013, 22(4):666-670.
- [10] 杨晓远, 王海娟, 王宏镇. 龙葵(Solanum nigrum L.)超富集 Cd 的生 理和分子机制研究进展[J]. 生态毒理学报, 2020, 15(6):72-81. YANG X Y, WANG H J, WANG H B. Advances in physiological and molecular mechanisms of cadmium hyperaccumulation by Solanum nigrum L.[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2020, 15(6):72-81.
- [11] 郑艺梅, 卿中全, 刘汉珍, 等. 地肤营养成分研究[J]. 饲料研究, 1999(9):20-21. ZHENG Y M, QING Z Q, LIU H Z, et al. Study on nutritional components of *Kochia scoparia*[J]. *Feed Research*,1999(9): 20-21.
- [12] 霍艳林,关正君.晋南地区五种野菜营养成分分析[J].北方园艺, 2012(14):32-34. HUO Y L, GUAN Z J. Analysis of the nutrients of common potherbs in Shanxi South[J]. Northern Horticulture, 2012 (14):32-34.
- [13] 麻莹, 王晓苹, 姜海波, 等. 盐碱胁迫下地肤体内的有机酸积累及 其草酸代谢特点[J]. 草业学报, 2017, 26(7):158-165. MA Y, WANG X P, JIANG H B, et al. Characteristics of organic acids accumulation and oxalate metabolism in *Kochia sieversiana* under salt and alkali stresses[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2017, 26(7):158-165.
- [14] ENDO T, KUBO-NAKANO Y, LOPEZ R A, et al. Growth characteristics of kochia (*Kochia scoparia* L.) and alfalfa(*Medicago sativa* L.) in saline environments[J]. *Grassland Science*, 2014, 60(4):225–232.
- [15] GUL B, ANSARI R, AZIZ I, et al. Salt tolerance of Kochia scoparia: a new fodder crop for highly saline arid regions[J]. Pakistan Journal of Botany, 2010, 42(4):2479–2487.
- [16] SALEHI M, KAFI M. Suitable growth stage to start irrigation with saline water to increase salt tolerance and decrease ion accumulation of "Kochia scoparia" (L. Schrad)[J]. Spanish Journal of Agricultural Research, 2011, 9(2):650–653.
- [17] NABATI J, KAFI M, NEZAMI A, et al. Effect of salinity on biomass production and activities of some key enzymatic antioxidants in kochia(*Kochia scoparia*)[J]. *Pakistan Journal of Botany*, 2011, 43(1):539–548.
- [18] YANG D, ZHAO Q, MAO R, et al. Accumulative characteristics of some plant species to magnesium around a magnesite mine area in northeast China[J]. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 2014, 23(5):497-503.
- [19] AIHEMAITI A, JIANG J, LIU N, et al. The interactions of metal concentrations and soil properties on toxic metal accumulation of native plants in vanadium mining area[J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 222:216–226.
- [20] HUANG N, TANG L, ZHU F, et al. Salt ions accumulation and distribution characteristics of pioneer plant species at a bauxite residue disposal area, China[J]. *Journal of Central South University*, 2019, 26 (2):323-330.
- [21] 陆俏,代政,崔梦萦,等.地肤对硼的耐受及富集能力研究[J].农业环境科学学报,2017,36(12):2407-2413. LU Q, DAI Z, CUI M Y, et al. Boron tolerance and accumulation in *Kochia scoparia*[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(12):2407-2413.

- [22] 张家洋, 冯明, 许飞, 等. 锌、镉单一胁迫荠菜和地肤子的生长特性及对重金属的积累特征[J]. 西南林业大学学报(自然科学), 2019, 39(1):43-49. ZHANG JY, FENG M, XU F, et al. The growth characteristics and accumulation abilities of heavy metals of *Brassica juncea* and *Kochia scoparia* under Zn and Cd stress[J]. Journal of Southwest Forestry University(Natural Sciences), 2019, 39(1):43-49.
- [23] ZHANG Q, CHEN H, HUANG D, et al. Water managements limit heavy metal accumulation in rice: dual effects of iron-plaque formation and microbial communities[J]. Science of the Total Environment, 2019, 687:790-799.
- [24] YANG L P, ZHU J, WANG P, et al. Effect of Cd on growth, physiological response Cd subcellular distribution and chemical forms of *Koelreuteria paniculata*[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 160:10–18.
- [25] LU H, LI Z, WU J, et al. Influences of calcium silicate on chemical forms and subcellular distribution of cadmium in *Amaranthus hypo*chondriacus L.[J]. Scientific Reports, 2017, 7(1):1–9.
- [26] RAČKO M, OZDÍN D, KUČEROVÁ G, et al. Occurrence and uptake of heavy metals by selected terrestrial orchids in extreme conditions of initial soils on previous mining sites[J]. *Biologia*, 2021, 76(7): 2113-2122.
- [27] 熊敏先,吴迪,许向宁,等.土壤重金属镉对高等植物的毒性效应 研究进展[J]. 生态毒理学报, 2021, 16(6):133-149. XIONG M X, WU D, XU X N, et al. Advances in toxic effects of soil heavy metal cadmium on higher plants[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2021, 16 (6):133-149.
- [28] 张杨杨,李希铭,高鹏,等.不同浓度镉胁迫下6种草本植物的耐性及富集特征的比较[J]. 草地学报,2021,29(6):1265-1276. ZHANGYY,LIXM,GAOP, et al. Comparison of tolerance and enrichment characteristic for six herbaceous plant under different levels Cd stress[J]. Acta Agrestia Sinica, 2021, 29(6):1265-1276.
- [29] ZHANG S, LIN H, DENG L, et al. Cadmium tolerance and accumulation characteristics of *Siegesbeckia orientalis* L. [J]. *Ecological Engineering*, 2013, 51:133–139.
- [30] 陈迪, 李伯群, 杨永平, 等. 4种草本植物对镉的富集特征[J]. 环境 科学, 2021, 42(2):960-966. CHEN D, LI B Q, YANG Y P, et al. Cadmium accumulation characteristics of four herbs[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(2):960-966.
- [31] 曾鹏, 曹霞, 郭朝晖, 等. 珊瑚树(Viburnum odoratissinum)对污染土 壤中镉的耐受和富集特征[J]. 生态学报, 2017, 37(19):6472-6479. ZENG P, CAO X, GUO Z H, et al. Tolerance and accumulation characteristics of Viburnum odoratissinum to cadmium in contaminated soil[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(19):6472-6479.
- [32] 刘欢. 外源低分子量有机酸对镉胁迫下美洲商陆的超累积和解 Cd 毒的机制研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2016. LIU H. The effects and mechanism of Cd contaminated soils by differentlevels of exogenous low-molecular-weight organic acids withphytolacca americana [D]. Changsha; Hunan University, 2016.
- [33] BAKER A J M, BROOKS R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry[J]. *Biorecovery*, 1989, 1(2):81–126.

- [34] 杨佳节, 游少鸿, 吴佳玲, 等. 间套轮作超积累植物技术模式修复Cd 污染土壤的研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(10):
 2122-2133. YANG J J, YOU S H, WU J L, et al. Research progress of intercropping, interplanting, and crop rotation models on remediation of cadmium contaminated soil by hyperaccumulators[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2020, 39(10):2122-2133.
- [35] TAKARINA N D, PIN T G. Bioconcentration factor (BCF) and translocation factor (TF) of heavy metals in mangrove trees of Blanakan fish farm[J]. Makara Journal of Science, 2017, 21(2):77-81.
- [36] 阳雨平,杨田杰,陈国国.湘南某钨矿区土壤重金属污染评价与植物修复研究[J].安全与环境学报,2019,19(5):1752-1760. YANG Y P, YANG T J, CHEN G G. Evaluation of soil heavy metal pollution and phytoremediation in a tungsten mine in southern part of Hunan[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2019, 19(5):1752-1760.
- [37] SUN Y, ZHOU Q, DIAO C. Effects of cadmium and arsenic on growth and metal accumulation of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L.
 [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(5):1103-1110.
- [38] 彭云霄, 彭炜东, 余江, 等. 大田与盆栽条件下重金属镉赋存形态 差异[J]. 江苏农业学报, 2019, 35(6):1368-1373. PENG Y X, PENG W D, YU J, et al. Differences of heavy metal cadmium fractions in field-pot planting[J]. Jiangsu Journal of Agricultural Sciences, 2019, 35(6):1368-1373.
- [39] SHENG Y, YAN X, HUANG Y, et al. The WRKY transcription factor, WRKY13, activates PDR8 expression to positively regulate cadmium tolerance in *Arabidopsis*[J]. *Plant, Cell & Environment*, 2019, 42 (3):891–903.
- [40] KALAIVANAN D, GANESHAMURTHY A N. Mechanisms of heavy metal toxicity in plants[M]//Abiotic Stress Physiology of Horticultural Crops, Springer, New Delhi. 2016:85-102.
- [41] TIAN S, XIE R, WANG H, et al. Uptake, sequestration and tolerance of cadmium at cellular levels in the hyperaccumulator plant species *Sedum alfredii*[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2017, 68 (9) : 2387-2398.
- [42] 唐敏,张欣,刘燕,等. 镉在3种乔木中的积累及其亚细胞分布和 化学形态研究[J]. 环境科学学报, 2021, 41(6):2440-2447. TANG M, ZHANG X, LIU Y, et al. Accumulation, subcellular distribution and chemical forms of cadmium in three tree species[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021, 41(6):2440-2447.
- [43] FU X, DOU C, CHEN Y, et al. Subcellular distribution and chemical forms of cadmium in *Phytolacca americana* L.[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 186(1):103–107.
- [44] GUO J, YANG J, YANG J, et al. Subcellular cadmium distribution and antioxidant enzymatic activities in the leaves of four *Hylotelephium spectabile* populations exhibit differences in phytoextraction potential [J]. International Journal of Phytoremediation, 2019, 21(3):209–216.
- [45] PAN G, ZHANG H, LIU W, et al. Integrative study of subcellular distribution, chemical forms, and physiological responses for understanding manganese tolerance in the herb *Macleaya cordata*(papaveraceae)

农业环境科学学报 第42卷第5期

[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 181:455-462.

- [46] ZHAO L, LI T, YU H, et al. Changes in chemical forms, subcellular distribution, and thiol compounds involved in Pb accumulation and detoxification in *Athyrium wardii* (Hook) [J]. *Environmental Science* and Pollution Research, 2015, 22(16):12676–12688.
- [47] ZHAO Y, WU J, SHANG D, et al. Subcellular distribution and chemical forms of cadmium in the edible seaweed, *Porphyra yezoensis*[J]. *Food Chemistry*, 2015, 168:48–54.
- [48] OUYANG J, LI B, XUE W, et al. Cadmium uptake and accumulation, subcellular distribution and chemical forms in young seedlings of Salix babylonica L.[J]. Fresenius Environmental Bulletin, 2019, 28(5): 3637-3648.
- [49] SHARMA S S, DIETZ K J, MIMURA T. Vacuolar compartmentalization as indispensable component of heavy metal detoxification in plants[J]. *Plant, Cell & Environment*, 2016, 39(5):1112–1126.
- [50] YU Y, FU P, HUANG Q, et al. Accumulation, subcellular distribution, and oxidative stress of cadmium in *Brassica chinensis* supplied with selenite and selenate at different growth stages[J]. *Chemosphere*, 2019, 216:331-340.
- [51] WANG S T, DONG Q, WANG Z L. Differential effects of citric acid on cadmium uptake and accumulation between tall fescue and *Kentucky bluegrass*[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 145:200–206.
- [52] WANG J, SU L, YANG J, et al. Comparisons of cadmium subcellular distribution and chemical forms between low-Cd and high-Cd accumulation genotypes of watercress (*Nasturtium officinale* LR Br.) [J]. *Plant and Soil*, 2015, 396(1):325-337.
- [53] JIANG Y, HAN J, XUE W, et al. Overexpression of SmZIP plays important roles in Cd accumulation and translocation, subcellular distribution, and chemical forms in transgenic tobacco under Cd stress[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 214:112097.
- [54] WU H, WANG J, LI B, et al. Salix matsudana koidz tolerance mechanisms to cadmium: uptake and accumulation, subcellular distribution, and chemical forms[J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2016, 25(4):1739–1747.
- [55] JIANG H M, YANG J C, ZHANG J F. Effects of external phosphorus on the cell ultrastructure and the chlorophyll content of maize under cadmium and zinc stress[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 147(3): 750–756.
- [56] QIU Q, WANG Y, YANG Z, et al. Effects of phosphorus supplied in soil on subcellular distribution and chemical forms of cadmium in two Chinese flowering cabbage(*Brassica parachinensis* L.) cultivars differing in cadmium accumulation[J]. *Food and Chemical Toxicology*, 2011, 49(9):2260-2267.
- [57] SU Y, LIU J, LU Z, et al. Effects of iron deficiency on subcellular distribution and chemical forms of cadmium in peanut roots in relation to its translocation[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2014, 97:40–48.

(责任编辑:李丹)

