

· 研究报告 ·

朱诚 博士, 二级教授, 博士生导师, 1984-2010年在浙江大学生命科学学院工作, 2010年起任中国计量大学生命科学学院院长, 2016年起任中国计量大学人事处处长。“海洋食品加工质量控制技术与仪器”国家地方工程实验室常务副主任, 浙江省“海洋食品品质及危害物控制技术”重点实验室副主任, 浙江省“食品科学”重点学科负责人, 浙江省植物生理与分子生物学学会副理事长, 浙江省“农产品安全标准与检测技术”重点科技创新团队带头人, 浙江省食品安全专家委员会委员。主持国家重点基础研究发展规划(973计划)项目课题、国家自然科学基金、国家科技支撑计划、省自然科学基金重点项目等国家省部级项目35项, 在国内外期刊上发表论文120余篇, 其中在 *Autophagy*、*Plant Physiol*、*Plant Cell*、*J Exp Bot*、*Planta* 等期刊上发表论文60余篇, 编著4本, 授权国家发明专利15项。获浙江省科学技术进步二等奖与三等奖各1项, 浙江省高等学校科研成果一等奖1项。



扫帚菜-白菜轮作对白菜镉吸收的影响

贺希格都楞*, 万家悦*, 杨佳敏, 丁艳菲, 王飞娟, 江琼, 朱诚

中国计量大学 生命科学学院 浙江省海洋食品品质及危害物控制技术重点实验室 浙江省生物计量及检验检疫技术重点实验室, 浙江 杭州 310018

贺希格都楞, 万家悦, 杨佳敏, 等. 扫帚菜-白菜轮作对白菜镉吸收的影响. 生物工程学报, 2020, 36(3): 508-517.

Bao Hexigeduleng, Wan JY, Yang JM, et al. Effects of *Kochia scoparia*-*Brassica rapa* rotation on Cd uptake by *Brassica rapa*. Chin J Biotech, 2020, 36(3): 508-517.

摘要: 通过盆栽和大田试验研究扫帚菜 *Kochia scoparia* 对土壤中镉 (Cd) 的富集效率, 并利用盆栽试验将其与4个白菜品种进行轮作试验, 验证扫帚菜对土壤 Cd 污染的修复效果。结果表明, 扫帚菜各部位富集能力表现为叶>根>茎, 富集系数分别为 15.07、5.44 和 2.96; 种植扫帚菜后土壤总 Cd 降低 6.02%–13.60%; 土壤脲酶和酸性磷酸酶活性也有所提高。盆栽轮作结果表明, 扫帚菜-白菜轮作系统中白菜地上部 Cd 含量与未轮作的对照组相比平均降低 17.21%, 生物量有略微增加, 地上部对 Cd 的转运系数无明显变化。结果显示, 通过扫帚菜与白菜轮作不仅可以增加白菜产量, 而且可以有效降低白菜可食部 Cd 含量, 实现边生产边治理的绿色农业理念。

关键词: 镉, 植物修复, 轮作, 扫帚菜, 白菜

Received: July 9, 2019; **Accepted:** September 25, 2019

Supported by: Key Research and Development Project of Zhejiang Province (No. 2015C03020-4), National Key Research and Development Plan Sub-topic (No. 2017YFD0801104-5), Natural Science Foundation of Zhejiang Province (LQ18C020001), Zhejiang Province University Student' Research and Innovation Program Support Project (No. 2018R409044).

Corresponding author: Cheng Zhu. Tel: +86-571-86836090; E-mail: pzhch@cjlu.edu.cn

*These authors contributed equally to this study.

浙江省重点研发计划课题 (No. 2015C03020-4), 国家重点研发计划子课题 (No. 2017YFD0801104-5), 浙江省自然科学基金 (No. LQ18C020001), 浙江省大学生科技创新活动计划 (No. 2018R409044)资助。

网络出版时间: 2019-11-12

网络出版地址: <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.1998.Q.20191111.1806.001.html>

Effects of *Kochia scoparia*-*Brassica rapa* rotation on Cd uptake by *Brassica rapa*

Hexigeduleng Bao*, Jiayue Wan*, Jiamin Yang, Yanfei Ding, Feijuan Wang, Qiong Jiang, and Cheng Zhu

Key Laboratory of Marine Food Quality and Hazard Controlling Technology of Zhejiang Province, Zhejiang Provincial Key Laboratory of Biometrology and Inspection & Quarantine, College of Life Sciences, China Jiliang University, Hangzhou 310018, Zhejiang, China

Abstract: In this study, pot and field experiments were conducted to study the enrichment of soil cadmium by *Kochia scoparia*. Further, rotations in pot experiments were carried out with four varieties of *Brassica rapa* to verify the remediation effect of *Kochia scoparia* on cadmium contamination in soil. The enrichment capacity of *Kochia scoparia* was leaf > root > stem with bioconcentration factors (BCF_{Cd}) of 15.07, 5.44 and 2.96, respectively. The total cadmium in soil decreased by 6.02% to 13.60% after planting *Kochia scoparia*, and the activities of soil urease and acid phosphatase also increased. The results of pot cultivation shows that the above-ground cadmium content of *Brassica rapa* in *Kochia scoparia*-*Brassica rapa* rotation system decreased by 17.21% on average compared with the control group without rotation, whereas the biomass increased slightly, and the above-ground translocation factors (TF_{Cd}) did not change significantly. These results suggest that the rotation of *Brassica rapa* with *Kochia scoparia* could increase the yield of *Brassica rapa*, and effectively reduce the cadmium content in edible parts of *Brassica rapa*, toward the purpose of realizing the green agricultural concept of “harnessing while producing”.

Keywords: cadmium, phytoremediation, crop rotation, *Kochia scoparia*, *Brassica rapa*

面对我国蔬菜地 Cd 污染日趋严重的现状,在筛选并推广 Cd 低积累蔬菜品种的基础上,加以开展 Cd 高积累植物修复技术等研究,满足我国农业安全、高效和可持续发展的迫切需要^[1]。植物修复技术在我国的研究虽然开展较晚,但近年来已有不少成功案例被报道,累计发现了几十种对重金属具有超富集能力的植物,并开始对其修复机制进行探究^[2]。

扫帚菜,学名地肤 *Kochia scoparia*,属于双子叶植物纲石竹目藜科地肤属,一年生草本植物,在我国分布极广,是传统山野菜之一^[3-4]。由于其生物量大、根系发达、抗逆性强、自播能力强等特点,被认为是具有修复土壤重金属污染潜力的植物^[5-6]。而轮作 (Rotation) 作为我国传统的精耕细作的种植模式之一,长期以来被用来提高土地利用率和生产效率,且通过轮作可以达到提高土壤酶活性及作物产量的效果^[7-8]。据报道,土壤酶活与土壤中 Cd 的生物有效性密切相关,最终可能对植物吸收土壤中的 Cd 产生影响^[9]。

本研究通过盆栽和大田试验探究了扫帚菜对

土壤 Cd 污染的修复效果,并结合对 Cd 富集能力较强的芸薹属蔬菜——白菜 *Brassica rapa* 与其轮作,以土壤中 Cd 含量、土壤酶活性及白菜体内 Cd 含量的变化来评价其调控白菜吸收土壤中 Cd 的效果。

1 材料与方法

1.1 材料与试剂

供试扫帚菜种子由浙江省台州农科院提供,白菜种子购于浙江省杭州市种子站。选用试验前期筛选出的 Cd 相对高、低积累的小白菜和大白菜品种各两个,小白菜品种分别选用 Cd 相对高积累品种夏绿 2 号 (*Brassica rapa* subsp. *chinensis* Xialv 2) 和 Cd 相对低积累品种上海青 (*Brassica rapa* subsp. *chinensis* Shanghaiqin); 大白菜品种分别选用 Cd 相对高积累品种早熟五号 (*Brassica rapa* subsp. *pekinensis* Zaoshu 5) 和 Cd 相对低积累品种四季快菜 (*Brassica rapa* subsp. *pekinensis* Sijikuaicai)。

盆栽供试土壤采自台州临海后山村

(N28°52'23.38", E121°08'11.14") 未被污染水稻土 (Paddy soil), 使用前铺开晾干, 去石子、植物残体等杂质后, 磨碎过 50 目筛 (0.3 mm), 备用。土壤理化性质见表 1, 土壤颗粒组成为 11.2% 沙粒 (0.02–2 mm), 52.7% 粉粒 (0.002–0.02), 36.1% 黏粒 (<0.002 mm)。

盆栽试验根箱选用 PE 材料的加厚塑料箱, 箱规格为 520 cm×380 cm×270 cm, 共计 20 只, 每个根箱装入风干土壤 25 kg。用 CdSO₄ 溶液进行 Cd 胁迫处理, 分别加入等量稀释的 CdSO₄ 溶液, 以渗入土壤后刚漫过土壤 2 cm 左右高度为准。处理后, 将根箱土壤搅拌均匀, 之后每隔 1 周彻底翻一次土, 根据气候情况适当加水 (土壤湿度控制在田间土壤含水量的 65% 左右), 以确保 Cd 分布均匀, 直至稳定至 60 d。稳定后测定土壤 Cd 含量为 2.96 mg/kg。

大田地点位于台州温岭市百亩坦村 (N28°35'12.45", E121°52'88.12"), 选择了两处土壤 Cd 含量分别为 0.83 mg/kg 和 0.59 mg/kg 的田块 (表 1 中 b、c)。大田试验分小区进行, 每个小区面积为 5.0 m×2.0 m, 各种植 10 株扫帚菜, 每个田块分别设 4 个小区。

1.2 试验方法

1.2.1 扫帚菜与白菜栽培与轮作方式

扫帚菜于 2018 年 3 月播种, 直接播种于农科院大棚内, 待幼苗长至 15 cm 左右后 (大约 20 d) 移栽到盆栽根箱中, 每盆定苗 2 株, 共种植 20 盆, 同时在温岭大田移栽两处, 每处移栽 10 株, 移栽过程中尽量不损伤根部, 定苗后适当浇灌去离子水。待作物成熟时收获采样 (120 d)。

扫帚菜收获后, 采用直播方式种植白菜, 每个根箱均匀播种 2 行白菜种子 (约 40 颗), 待幼苗长出 4 片真叶后进行一次间苗, 小白菜每盆留 6 株幼苗, 每行 3 株, 大白菜每盆留 4 株幼苗, 每行 2 株, 对照组在未种植扫帚菜的根箱中进行, 处理方法一致, 所有处理均设 4 个重复。试验期间根据天气和作物生长情况适当浇灌去离子水、施加复合肥、喷洒农药。待作物成熟时开始收获, 小白菜成熟期为 30 d, 大白菜成熟期为 55 d。

1.2.2 土壤及植物样品采集处理

土壤: 待作物采集后用五点法在每个根箱中采集土壤样品并混匀, 置于干燥通风处待自然风干, 再压碎、去杂物、过筛, 待测。

植物: 扫帚菜样品分为根、茎、叶三部分, 白菜样品分为地上部和地下部, 根部在 EDTA 溶液中浸置 20 min 以螯合吸附在根表面的重金属, 各部分采用四分法充分混匀后, 置于烘箱中 105 °C 杀青 30 min, 70 °C 烘干至恒重, 用研磨机将烘干的样品研碎, 待消化。

1.2.3 土壤 pH 值与土壤酶活性测定

pH 值: 称取 10.0 g 过 50 目筛风干土样, 放入 50 mL 高型烧杯, 加入 25 mL 水, 剧烈振荡 5 min, 静置 2 h。测定时充分搅动样品溶液后将电极插入, 待读数稳定后读取 pH 值。

脲酶活性: 土壤酶活测定均用过 50 目筛的土壤。土壤脲酶活性用 Solarbio 公司的土壤脲酶 (S-UE) 活性检测试剂盒进行测定。测定步骤如下。

1) 样品培养。按照要求配置培养体系后, 放入 37 °C 水浴培养 24 h, 10 000×g 常温离心 10 min, 取上清液。

表 1 供试土壤理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of soil used in experiment

	pH	Organic matter (g/kg)	Total nitrogen (%)	Exchangeable K (mg/kg)	Available P (mg/kg)	Total Cd (mg/kg)
a	6.32	14.4	0.09	120.0	57.2	0.02
b	5.74	28.3	0.12	204.9	81.2	0.83
c	5.57	26.8	0.11	175.6	96.4	0.59

a: potted soil; b, c: field soils.

2) 稀释。将上清液用蒸馏水稀释 10 倍,若计算得到的 ΔA 仍大于 0.5 继续稀释。

3) 标准品的准备。吸取适量的标准溶液,稀释至 10、8、6、4、2、1、0.5、0 $\mu\text{g/mL}$ 。

4) 测氮量。于 630 nm 处读吸光值,计算 $\Delta A = A_{\text{测定}} - A_{\text{对照}}$,并根据标准管的浓度 (y) 和吸光度做标准曲线。

5) 脲酶活性计算。计算公式如下:

$$\text{脲酶活力(U/g 土样)} = \frac{y \times 10 \times V_{\text{总}}}{W \times T} = 60 \times y$$

式中, 10: 稀释倍数; $V_{\text{总}}$: 反应体系总体积, 0.3 mL; W : 样品质量, 0.05 g; T : 反应时间, 1 d。

酸性磷酸酶活性: 土壤酸性磷酸酶用 Solarbio 公司的土壤酸性磷酸酶 (S-ACP) 活性检测试剂盒进行测定。测定前先进行粗酶液的提取,称取风干混匀土壤 0.1 g,加入反应试剂后摇匀,置于 37 $^{\circ}\text{C}$ 恒温培养箱催化反应 24 h;反应到后迅速加入试剂盒中配置好的试剂二溶液 1 mL 并充分混匀,以终止酶催化反应。7 500 \times g、25 $^{\circ}\text{C}$ 离心 10 min,取上清液待测。测定步骤如下: 1) 预热可见分光光度计,蒸馏水调零; 2) 测定分测定管、空白管、标准管,分别按照体系加入 1 mL 玻璃比色皿; 3) 待反应体系混匀,显色后再加入 830 μL 蒸馏水,室温静置 30 min,于 660 nm 处测定吸光度,分别记为 $A_{\text{测定}}$ 、 $A_{\text{空白}}$ 、 $A_{\text{标准}}$; 4) 酸性磷酸酶活性计算。计算公式如下:

酸性磷酸酶活性(nmol/d·g)=

$$\frac{C_{\text{标准液}} \times (A_{\text{测定}} - A_{\text{空白}})}{A_{\text{测定}} - A_{\text{空白}}} \times \frac{A_{\text{总}} \times 1000}{W \times T}; \text{ 式中,}$$

$C_{\text{标准液}}$: 0.5 $\mu\text{mol/mL}$; $V_{\text{总}}$: 催化体系总体积, 1.45 mL; W : 土壤样品质量, 0.1 g; T : 催化反应时间, 24 h= 1 d。

1.2.4 Cd 含量测定

植物样品中 Cd 含量测定参照《食品安全国家标准食品中镉的测定》(GB 5009.15-2014)^[10]石墨炉法,试样消解采用微波消解法。土壤中 Cd 含量测

定参照《土壤质量 铅、镉的测定石墨炉原子吸收分光光度法》(GB/T 17141-1997)^[11],试样消解采用微波消解法。

植物样品称取 0.3 g 至消化管中,加入 6 mL HNO_3 和 0.50 mL H_2O_2 ,静置 2 h 后,采用微波消解仪消解。土壤需称取 0.2 g 过 200 目筛风干样品至消化管中,加入 4 mL HNO_3 和 2 mL HF,静置过夜后,采用微波消解仪消解。样品消解完均需置于加热器赶酸至 1 mL,加超纯水定容至 10 mL,用带滤头 (水系 $\Phi 13 \text{ mm} \times 0.45 \mu\text{m}$) 的针管将消化液转移至 15 mL 离心管中,存储于 4 $^{\circ}\text{C}$ 冰箱待测。若样品消解不彻底,可适当延长消解时间或多加适量硝酸,直至消化液澄清为止。

利用原子吸收分光光度计测定样品中总 Cd 的含量,同时做试剂空白,进样量为 10 μL 。经测定,镉的标准曲线呈良好的线性关系, $r=0.9983$; 样品回收率测试结果显示 RSD 在 1.1%–3.6% 之间,回收率为 92.5%–104.9% 之间,说明该方法精密度较高^[12]。

1.2.5 数据处理

数据处理与分析主要利用 Excel 2016 和 SPSS Statistics 软件,图形绘制主要由 GraphPad Prism 5 完成。利用单因素方差分析 (LSD) 比较检测数据的差异性,当 $P < 0.05$ 时具有显著性差异。

2 结果与分析

2.1 扫帚菜 Cd 吸收效率及其土壤修复效果

2.1.1 扫帚菜各部位 Cd 含量

如图 1 所示, 3 种 Cd 污染条件下,扫帚菜各部位 Cd 含量分布极为相似,均表现为叶部>根部>茎部,且三者间差异显著,叶部与根茎部差异达到极显著水平。

在土壤 Cd 含量为 2.96 mg/kg 的盆栽试验中 (图 1a),扫帚菜根、茎、叶的干重 Cd 含量分别为 13.16 mg/kg、8.65 mg/kg 和 39.30 mg/kg; 在土壤 Cd 含量分别为 0.83 mg/kg 和 0.59 mg/kg。大田试验中 (图 1b、c),三者干重 Cd 含量分别为 4.36、2.22、

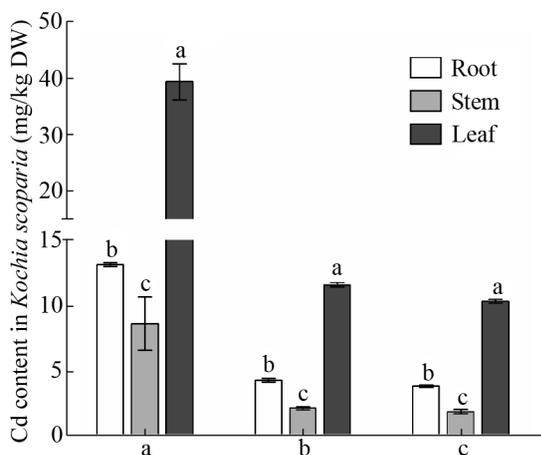


图1 不同土壤背景下扫帚菜各部位 Cd 含量

Fig. 1 Cd content in different parts of *Kochia scoparia* under different soil background. a: Potted soil with Cd content of 2.96 mg/kg; b, c: field soils with Cd contents of 0.83 mg/kg and 0.59 mg/kg, respectively. Different lower-case letters represent significant differences ($P < 0.05$).

表2 不同 Cd 污染水平下扫帚菜各部位 Cd 富集系数、转运系数和单株总 Cd

Table 2 BCF_{Cd}, TF_{Cd} and total Cd per plant of *Kochia scoparia* under different levels of Cd pollution

Cd content in soil (mg/kg)	Bioconcentration factors (BCF _{Cd})			Translocation factors (TF _{Cd})		Total Cd (mg)
	Root	Stem	Leaf	Stem	Leaf	
2.96	4.44±0.05 ^a	2.92±0.68 ^a	13.60±1.31 ^b	0.65±0.15 ^a	2.98±0.25 ^a	6.45±0.22 ^a
0.83	5.25±0.15 ^a	2.67±0.14 ^a	13.96±0.25 ^b	0.50±0.02 ^a	2.66±0.10 ^a	2.32±0.01 ^b
0.59	6.62±0.17 ^a	3.31±0.27 ^a	17.66±0.24 ^a	0.50±0.05 ^a	2.65±0.10 ^a	2.01±0.01 ^b

Note: different lower-case letters represent significant difference between the same column of data ($P < 0.05$).

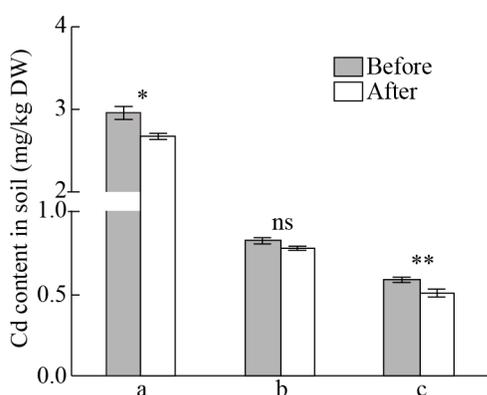


图2 扫帚菜修复前后土壤 Cd 含量变化

Fig. 2 Changes of soil Cd content before and after *Kochia scoparia* remediation. a: Potted soil with Cd content of 2.96 mg/kg; b, c: field soils with Cd contents of 0.83 mg/kg and 0.59 mg/kg, respectively. “*”, “**” and “ns” represent the significant level of $P < 0.05$, $P < 0.01$ and $P \geq 0.05$, respectively.

11.62、3.91、1.95 和 10.37 mg/kg。总体而言，根部 Cd 含量是茎部的 2 倍左右，叶部 Cd 含量大约是根部的 3 倍，茎部的 6 倍。

2.1.2 扫帚菜各部位对 Cd 的富集能力及转运效率

在不同 Cd 污染水平下，扫帚菜各部位对 Cd 的富集系数均大于 1，表现为叶 > 根 > 茎 (表 2)，且随着 Cd 污染水平的降低根和叶部的富集系数呈上升趋势。叶部的转运系数是茎部的转运系数的 4–6 倍，表明叶部对 Cd 的迁移能力比茎部强。从单株总 Cd 来看，3 种污染水平下单株扫帚菜分别能吸收 6.45 mg、2.32 mg 和 2.01 mg 的 Cd，等于吸收了对应土壤中 2.19 kg、2.79 kg 和 3.41 kg 土壤中的 Cd。

2.1.3 土壤 Cd 含量变化

如图 2 所示，种植扫帚菜后 3 种条件下土壤 Cd

含量均有所下降。盆栽土壤 Cd 含量从 2.96 mg/kg 降至 2.68 mg/kg，下降 9.46%；两处大田试验土壤 Cd 含量分别从 0.83 mg/kg 降至 0.78 mg/kg，从 0.59 mg/kg 降至 0.51 mg/kg，下降 6.02% 和 13.60%。扫帚菜对大田 Cd 含量为 0.59 mg/kg 的土壤修复效率最好，其次是盆栽试验。通过对修复前后土壤 Cd 含量差异分析，发现盆栽试验修复前后土壤 Cd 含量变化显著，但大田试验中分别呈现无显著差异和极显著差异，表明在不同土壤条件下，扫帚菜对土壤 Cd 污染的修复效率存在差异。

2.2 扫帚菜对土壤 pH 值与土壤酶活性的影响

2.2.1 土壤 pH 值

如图 3 所示，扫帚菜修复前后盆栽 (a) 土壤 pH 略微增加，从 6.25 增至 6.31；两处大田 (b, c)

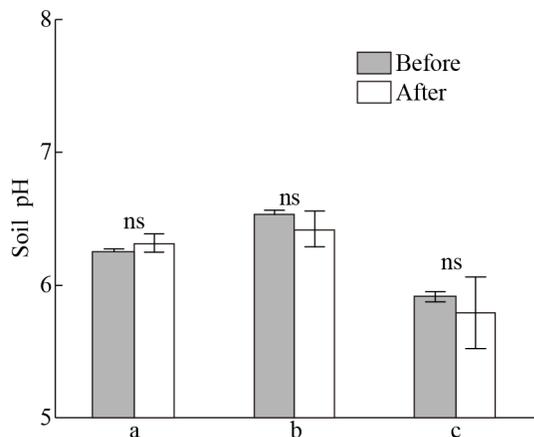


图3 扫帚菜修复前后土壤 pH 变化

Fig. 3 Changes of soil pH before and after *Kochia scoparia* remediation. a: Potted soil with Cd content of 2.96 mg/kg; b, c: field soils with Cd contents of 0.83 mg/kg and 0.59 mg/kg, respectively. “ns” represent the significant level of “ $P \geq 0.05$ ” between CK and treatment group.

土壤 pH 均呈下降趋势, 分别从 6.53 降至 6.41 和从 5.92 降至 5.80。pH 变化均未达显著水平, 说明种植扫帚菜对土壤的 pH 无明显影响。

2.2.2 土壤脲酶与酸性磷酸酶活性

如图 4A 所示, 3 种土壤条件下扫帚菜修复后土壤脲酶活性均有增加。其中, 盆栽 (a) 土壤脲酶活性平均增加 46.08%, 大田 (b, c) 土壤脲酶活性平均分别增加 25.60% 和 17.70%。盆栽土壤脲酶活性平均增加最多, 但样本间差异较大, 变化仍未

达显著水平。只有大田 (c) 在扫帚菜种植前后脲酶活性表现为显著增加。

如图 4B 所示, 3 种土壤条件下扫帚菜修复后土壤酸性磷酸酶活性变化与土壤脲酶活性相似, 均表现为修复后大于修复前。其中, 盆栽 (a) 土壤酸性磷酸酶活性平均增加 44.86%, 大田 (b, c) 土壤酸性磷酸酶活性平均分别增加 21.76% 和 27.03%。盆栽土壤酸性磷酸酶活性平均增加最多, 大田 (c) 其次, 两者变化量均达到显著水平。大田 (b) 酸性磷酸酶活性平均增加最少, 且变化仍未达显著水平。

通过对两种土壤酶活性变化分析可知, 种植扫帚菜能影响土壤中土壤脲酶和酸性磷酸酶活性变化, 主要表现为促进作用, 但在不同土壤条件下变化程度存在一定差异。

2.3 轮作模式下白菜 Cd 吸收积累、转运效率及生物量变化

2.3.1 白菜体内 Cd 含量

如图 5A 所示, 轮作组 (LZ) 与对照组 (CK) 相比, LZ 组上海青地上部干重 Cd 含量 (13.75 mg/kg) 略微低于 CK 组 (14.15 mg/kg), 相比 CK 组下降 2.82%, 未达到显著水平。另外 3 种白菜 LZ 组地上部干重 Cd 含量与 CK 组对比均显著下降, 其中

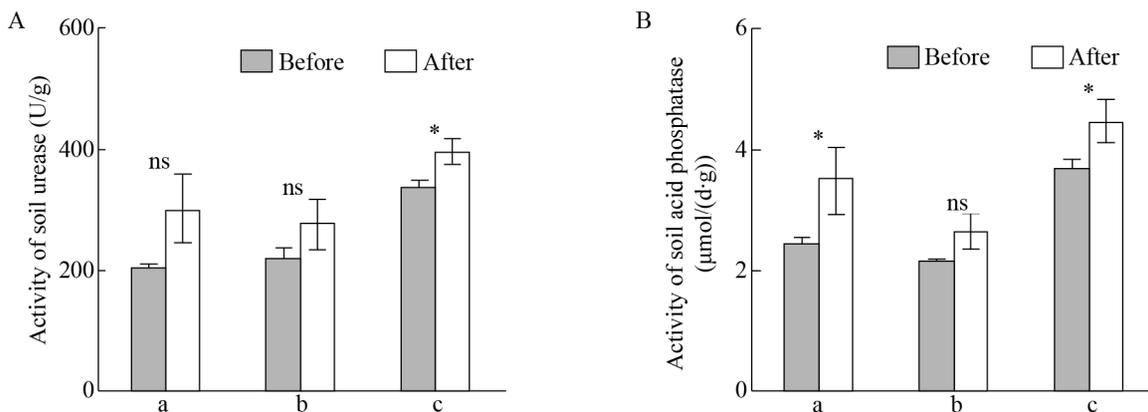


图4 扫帚菜修复前后土壤脲酶 (A) 和酸性磷酸酶 (B) 活性变化

Fig.4 Changes of soil urease (A), acid phosphatase (B) activities before and after *Kochia scoparia* remediation. a: Potted soil with Cd content of 2.96 mg/kg; b, c: field soils with Cd contents of 0.83 mg/kg and 0.59 mg/kg, respectively. “*” and “ns” represent the significant level of $P < 0.05$ and $P \geq 0.05$ between CK and treatment group, respectively.

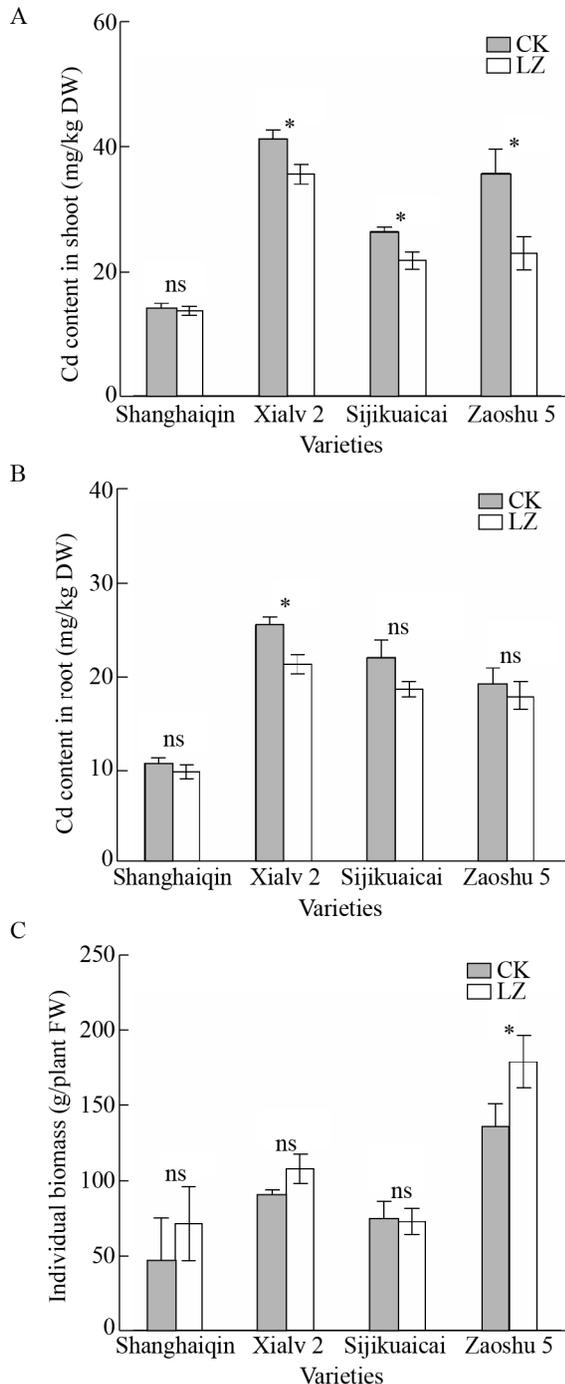


图 5 轮作对四种白菜地上 Cd 含量 (A)、地下部 Cd 含量 (B) 及单株生物量 (C) 的影响

Fig. 5 Effects of rotation on Cd content in shoot (A), root (B) and biomass (C) of four Chinese cabbages. “*” and “ns” represent the significant level of $P < 0.05$ and $P \geq 0.05$ between CK and LZ treatment (rotation) group, respectively.

夏绿 2 号从 41.22 mg/kg 下降至 35.86 mg/kg, 下降 13.00%; 四季快菜从 26.27 mg/kg 下降至 21.70 mg/kg, 下降 17.40%; 早熟五号从 35.56 mg/kg 下降至 22.90 mg/kg, 下降 35.60%。

如图 5B 所示, 轮作组 (LZ) 与对照组 (CK) 相比, 4 种白菜中只有夏绿 2 号地下部干重 Cd 含量显著下降, 从 25.46 mg/kg 降至 21.27 mg/kg, 下降 16.46%。其余 3 种地下部干重 Cd 含量有下降趋势, 但未达到显著水平。说明轮作对白菜地下部 Cd 含量的影响比地上部小。

相比于扫帚菜对盆栽土壤的修复效果 (土壤总 Cd 含量下降 9.46%), LZ 组上海青地上部 Cd 含量下降率反而低于扫帚菜对土壤的修复率, 表明轮作并未降低上海青对土壤中 Cd 的吸收。反之, 另外 3 种白菜地上部 Cd 含量下降率高于扫帚菜的修复率, 表明这 3 种白菜地上部 Cd 含量降低不仅是由修复后土壤总 Cd 下降这一单一原因引起的。

2.3.2 白菜生物量

如图 5C 所示, 轮作组 (LZ) 与对照组 (CK) 相比, 上海青、夏绿 2 号和早熟五号单株生物量分别从 92.67 g、90.01 g、135.12 g 增至 99.98 g、107.50 g、178.75 g, 分别增加 2.52%、19.44% 和 32.41%, 仅有早熟五号的增加量达到显著水平。四季快菜的单株生物量无明显变化。

2.3.3 白菜各部位 Cd 富集能力及转运效率

轮作组 (LZ) 与对照组 (CK) 4 种白菜地上、地下部对 Cd 的富集系数, 地上部转运系数及单株总 Cd 见表 3。轮作后, 与 CK 对照组相比, 夏绿 2 号地上、地下部富集系数均显著下降; 四季快菜与早熟五号地上部富集系数显著下降, 地下部富集系数无显著变化; 上海青的地上、地下部富集系数均无显著变化。

四种白菜地上部对 Cd 的转运系数在 1.16–1.86 之间, 所有 LZ 组与 CK 组间均无显著差异。轮作后, 与 CK 对照组相比, 2 种大白菜四季快菜和早熟五号地上部转运系数有所下降, 而 2 种

表 3 轮作后白菜各部位 Cd 富集系数、转运系数和单株总 Cd

Table 3 BCF_{Cd}, TF_{Cd} and total Cd per plant in various parts of Chinese cabbage after rotation

Varieties	Treatment	Bioconcentration factors (BCF _{Cd})		Translocation factors (TF _{Cd})	Total Cd (μg)
		Shoot	Root	Shoot	
Shanghaiqin	CK	4.78±0.49	3.58±0.46	1.35±0.20	60.86
	LZ	4.65±0.44	3.30±0.47	1.44±0.30	75.76
Xialv 2	CK	13.93±0.87	8.60±0.60	1.63±0.15	174.38
	LZ	12.11±1.02*	7.19±0.60*	1.69±0.01	181.18
Sijikuaicai	CK	8.87±0.57	7.44±1.22	1.23±0.28	76.13
	LZ	7.33±0.92*	6.31±0.52	1.16±0.09	61.84
Zaoshuwuhao	CK	12.01±2.26	6.47±1.01	1.86±0.22	90.24
	LZ	7.74±1.78*	6.06±1.02	1.30±0.35	110.52

Note: * represents the significant level between CK and LZ treatment (rotation) group at $P < 0.05$.

小白菜上海青和夏绿 2 号地上部转运系数有增加的趋势。表明轮作可能降低 Cd 从大白菜地下部向地上部的转运能力,但对小白菜体内 Cd 向地上部转运的作用与之相反。

从单株总 Cd 来看,与 CK 对照组相比,除四季快菜外其他 3 种白菜单株总 Cd 在轮作模式下均有所增加。结合轮作对 4 种白菜各部位 Cd 含量及生物量的影响,可以分析发现单株总 Cd 的增加是由生物量增加引起的。生物量未发生明显变化的四季快菜,地上、地下部 Cd 含量均呈现下降趋势,从而引起其单株总 Cd 降低。

3 讨论

由于我国人口众多,相对可利用的土壤资源较少,利用植物轮作修复成为了经济、环保、高效的新途径之一^[13]。本试验对 Cd 高积累植物——扫帚菜对土壤的修复效果进行探讨,并开展扫帚菜与白菜轮作试验研究其轮作模式对白菜吸收土壤中 Cd 的影响。扫帚菜对土壤中 Cd 的积累能力表现为叶部最强,根部其次,茎部最低,与较多已被发现的重金属超积累植物相似,地上部都具备超强的富集能力^[14-16]。从扫帚菜对土壤 Cd 污染的修复效果来看,经过一轮扫帚菜的种植后土壤 Cd 含量在盆栽试验中下降了 9.46%,两块大田试验分别下降了 6.02% 和 13.6%,分别从土壤中吸附了 6.45 mg、2.32 mg 和 2.01 mg 的 Cd。虽然不同土壤条件下扫帚菜对土壤修复的效果差异较大,但根围土壤 Cd

含量都具有一定程度降低,且 Zhao 等^[17]研究认为扫帚菜还能对 Pb、Cr 污染土壤进行修复。张然然等^[18]也通过调查发现扫帚菜是一种较有效的土壤重金属复合污染修复植物,综合富集系数达到 3.65,但修复能力低于蓖麻、荆芥 *Nepeta cataria*、滨蒿 *Artemisia scoparia* 等植物。

种植扫帚菜后其根系周围土壤 pH 变化较小,趋势不明显,但土壤脲酶及土壤酸性酶活性均呈增加趋势,部分土壤条件下该变化达到显著水平。土壤脲酶和酸性磷酸酶都是土壤中的重要酶类,土壤脲酶可通过水解尿素产出氨和碳酸,其中的氨在有氧条件下会经细菌转化最终氧化成硝酸,其活性高低能反映土壤氮素状况^[19]。而土壤酸性磷酸酶的功能是催化水解磷酸单酯以及释放无机磷酸,为植物提供可吸收形态的磷,也是土壤磷素状况的重要指标^[20]。有报道指出土壤脲酶与酸性磷酸酶具有降低 Cd 等重金属毒害植物的功能^[21]。部分 Cd 高积累耐受作物在 Cd 胁迫的情况下根围脲酶和酸性磷酸酶活性会明显增加,以恢复由 Cd 引起的对两者活性的抑制作用^[22]。扫帚菜对土壤中 Cd 的吸收富集能力大于一般植物且在污染较严重的矿区也能正常生长也可能是由土壤酶活性的恢复引起的^[23-24]。

通过种植扫帚菜不仅降低了土壤中的总 Cd 含量,而且恢复的土壤酶活性能降低土壤中的 Cd 对白菜的毒害作用,对继续轮作的白菜起到一定保护作用^[13,25]。本试验中,4 种白菜轮作种植后地上、地下部分 Cd 含量与未种植过扫帚菜的对照组相比

均有不同程度的下降,说明白菜与扫帚菜的轮作模式能有效降低白菜体内 Cd 的吸收积累。白菜的生物量大部分与对照组相比未有明显差异,但都有所增加,表明轮作不影响白菜正常的生长发育甚至可能对其生长有一定促进作用,Jetton 等^[26]的研究也得出了相似结论。但本研究同时也发现轮作模式并不会影响白菜体内对 Cd 的转运,这可能是由于植物对重金属的转运是由遗传性原因决定的。安婧等^[27]通过研究发现超积累植物体内具有对重金属耐受的基因,且对重金属有极强的转运能力,并可通过基因工程手段利用超积累植物优良性状实现土壤修复效果^[28]。通常这类作物的根系分泌物在根细胞质膜上的专一性金属还原酶的作用下,还能还原土壤中的高价重金属离子,从而使其溶解性增加,促进作物吸收^[29]。本试验中的扫帚菜也是一种对 Cd 具有高耐性的植物,本研究也发现利用其轮作可以有效降低其他植物对土壤中 Cd 的积累,但目前关于其对 Cd 的耐性机制的研究甚少,还有待深入研究与探索。

总体来说,扫帚菜可以达到土壤 Cd 污染修复的效果,且能恢复土壤中脲酶与酸性磷酸酶活性,利用其与白菜轮作能降低白菜体内 Cd 含量,增加其生物量。但由于扫帚菜的生物量较大,整个生长周期较长,只能与作物轮作,在修复土壤的同时也降低了土壤的利用效率^[6,30],因此需要利用土壤活化剂提高其短期内对土壤的修复效果或利用基因工程技术改良其性状以满足“边生产,边修复”的绿色农业理念。

REFERENCES

- [1] Xiao WD, Ye XZ, Zhang Q, et al. Evaluation of cadmium transfer from soil to leafy vegetables: Influencing factors, transfer models, and indication of soil threshold contents. *Ecotox Environ Safe*, 2018, 164: 355–362.
- [2] Krämer U. Metal hyperaccumulation in plants. *Annu Rev Plant Biol*, 2010, 61(2): 517–534.
- [3] Weiner J, Wright DB, Castro S. Symmetry of below-ground competition between *Kochia scoparia* individuals. *Oikos*, 1997, 79(1): 85–91.
- [4] Zand AD, Hoveidi H. Evaluation of the potential of burningbush (*Kochia scoparia* (L.) Schard) and maize (*Zea mays* L.) and the role of soil organic amendment in phytoremediation of gasoline- contaminated soils. *Int J Environ Res*, 2018, 12(1/3): 327–336.
- [5] Hao GX, Guo WC, Wang FR, et al. The physicochemical properties of reclaiming matrices and effects on growth of *Kochia scoparia*. *J Anhui Agri Sci*, 2016, 44(19): 137–140 (in Chinese). 郝桂喜, 郭文昌, 王芙蓉, 等. 复垦基质的理化性质及其对地肤生长的影响. *安徽农业科学*, 2016, 44(19): 137–140.
- [6] Chen BH, Guo WL, Wang GY, et al. Research of remediation effect of *Kochia scoparia* on heavy metal contaminated vegetable field soil in plastic shed. *Northern Hortic*, 2016(7): 170–174 (in Chinese). 陈碧华, 郭卫丽, 王广印, 等. 地肤对大棚菜田土壤重金属的修复效应研究. *北方园艺*, 2016(7): 170–174.
- [7] Shentu JL, He ZL, Yang XE, et al. Accumulation properties of cadmium in a selected vegetable-rotation system of southeastern China. *J Agric Food Chem*, 2008, 56(15): 6382–6388.
- [8] Xue B, Yin ZY, Xiao Q, et al. Effects of long-term straw returning on soil fertility under rice rape rotation system. *Chin Agric Sci Bull*, 2017, 33(7): 134–141 (in Chinese). 薛斌, 殷志遥, 肖琼, 等. 稻-油轮作条件下长期秸秆还田对土壤肥力的影响. *中国农学通报*, 2017, 33(7): 134–141.
- [9] Xin J, Zhao XH, Tan QL, et al. The effects of cadmium exposure on cadmium fractionation and enzyme activities in the rhizosphere of two radish cultivars (*Raphanus sativus* L.). *Bull Environ Contam Tox*, 2017, 98(2): 290–295.
- [10] GB 5009.15–2014. National food safety standard–Determination of cadmium in foods (in Chinese). GB 5009.15–2014. 食品安全国家标准食品中镉的测定.
- [11] GB/T 17141–1997. Soil quality–Determination of lead, cadmium–Graphite furnace atomic absorption spectrophotometry (in Chinese). GB/T 17141–1997. 土壤质量铅、镉的测定石墨炉原子吸收分光光度法.
- [12] Njaka NA, Elise OR, Herinirina NR, et al. Dealing with outlier in linear calibration curves: A case study of graphite furnace atomic absorption spectrometry.

- World J Appl Chem, 2018, 3(1): 10–16.
- [13] Shahid M, Arshad M, Kaemmerer M, et al. Long-term field metal extraction by *Pelargonium*: phytoextraction efficiency in relation to plant maturity. *Int J Phytoremediat*, 2012, 14(5): 493–505.
- [14] Stolpe C, Krämer U, Müller C. Heavy metal (hyper) accumulation in leaves of *Arabidopsis halleri* is accompanied by a reduced performance of herbivores and shifts in leaf glucosinolate and element concentrations. *Environ Exp Bot*, 2017, 133: 78–86.
- [15] Liang SX, Ning G, Li ZC, et al. Investigation of correlativity between heavy metals concentration in indigenous plants and combined pollution soils. *Chem Ecol*, 2016, 32(9): 1–12.
- [16] Hao GX, Guo WC, Wang FR. The physicochemical properties of reclaiming matrices and effects on growth of *Kochia scoparia*. *J Anhui Agri Sci*, 2016, 44(19): 137–140 (in Chinese).
郝桂喜, 郭文昌, 王芙蓉. 复垦基质的理化性质及其对地肤生长的影响. *安徽农业科学*, 2016, 44(19): 137–140.
- [17] Zhao SL, Shang XJ, Duo LA. Effects of ethylenediaminetetraacetic acid and ammonium sulfate on Pb and Cr distribution in *Kochia scoparia* from compost. *Int J Environ Sci Technol*, 2015, 12(2): 563–570.
- [18] Zhang RR, Luo PL, Liu YH, et al. Determination of heavy metal enrichment capacity of dominant herb plants in Tonglvshan Mine. *Chem Bioeng*, 2016, 33(11): 63–70 (in Chinese).
张然然, 罗鹏林, 刘远河, 等. 大冶铜绿山矿区优势草本植物重金属富集能力测定. *化学与生物工程*, 2016, 33(11): 63–70.
- [19] Li ZP, Wu FZ, Yang WQ, et al. Soil invertase and urease activities at different periods in subalpine forest gap in western Sichuan. *Acta Ecol Sin*, 2015, 35(12): 3919–3925 (in Chinese).
李志萍, 吴福忠, 杨万勤, 等. 川西亚高山森林林窗不同时期土壤转化酶和脲酶活性的特征. *生态学报*, 2015, 35(12): 3919–3925.
- [20] Wang J, Evangelou BP, Nielsen MT, et al. Computer, simulated evaluation of possible mechanisms for sequestering metal ion activity in plant vacuoles: II. Zinc. *Plant Physiol*, 1992, 99(2): 621–626.
- [21] Wang SQ, Wei SH, Ji DD, et al. Co-planting Cd contaminated field using hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. through interplant with low accumulation Welsh Onion. *Int J Phytoremediat*, 2015, 17(9): 879–884.
- [22] Zhang J, Yang SY, Yang HF, et al. Comparative study on effects of four energy plants growth on chemical fractions of heavy metals and activity of soil enzymes in copper mine tailings. *Int J Phytoremediat*, 2018, 20(6): 616–623.
- [23] Wang YP, Shi JY, Wang H, et al. The influence of soil heavy metals pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter. *Ecotoxicol Environ Safe*, 2007, 67(1): 75–81.
- [24] An LY. The effect and mechanism of crop intercropping on heavy metal absorption[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2012 (in Chinese).
安玲瑶. 作物间作对重金属吸收的影响及其机制的研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2012.
- [25] Klose S, Tabatabai MA. Urease activity of microbial biomass in soils as affected by cropping systems. *Biol Fert Soils*, 2000, 31(3/4): 191–199.
- [26] Jetton RM, Robison DJ. Effects of artificial defoliation on growth and biomass accumulation in short-rotation sweetgum (*Liquidambar styraciflua*) in North Carolina. *J Insect Sci*, 2014, 14: 107.
- [27] An J, Gong XS, Wei SH. Research progress on technologies of phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Chin J Ecol*, 2015, 34(11): 3261–3270 (in Chinese).
安婧, 宫晓双, 魏树和. 重金属污染土壤超积累植物修复关键技术的发展. *生态学杂志*, 2015, 34(11): 3261–3270.
- [28] Prakash A, Singh BK, Bhojak N, et al. Synthesis and characterization of bioactive zinc(II) and cadmium(II) complexes with new Schiff bases derived from 4-nitrobenzaldehyde and acetophenone with ethylenediamine. *Spectrochim Acta A*, 2010, 76(3/4): 356–362.
- [29] Xu WH, Huang H, Wang AH, et al. Advance in studies on activation of heavy metal by root exudates and mechanism. *Ecol Environ*, 2006, 15(1): 184–189 (in Chinese).
徐卫红, 黄河, 王爱华, 等. 根系分泌物对土壤重金属活化及其机理研究进展. *生态环境学报*, 2006, 15(1): 184–189.
- [30] Krzciuk K, Gałuszka A. Prospecting for hyperaccumulators of trace elements: a review. *Crit Rev Biotechnol*, 2015, 35(4): 522–528.

(本文责编 陈宏宇)