

DOI: 10.11913/PSJ.2095-0837.2021.50535

郭春凤, 刘玲, 唐凤雪, 戴慧芳, 刘海燕, 杨俊文. 常见湿生植物对镉、铅污染水环境的修复效果研究[J]. 植物科学学报, 2021, 39(5): 535~542

Guo CF, Liu L, Tang FX, Dai HF, Liu HY, Yang JW. Remediation effects of common wetland plants on cadmium- and lead-polluted water environment[J]. Plant Science Journal, 2021, 39(5): 535~542

常见湿生植物对镉、铅污染水环境的修复效果研究

郭春凤, 刘玲*, 唐凤雪, 戴慧芳, 刘海燕, 杨俊文

(淮南师范学院生物工程学院, 安徽淮南 232038)

摘要: 采用水培法, 采用不同浓度镉(Cd)和铅(Pb)的4种处理对6种常见湿生植物: 豆瓣菜(*Nasturtium officinale* R. Br.)、水萝卜(*Raphanus sativus* L.)、沼生蔊菜(*Rorippa islandica* (Oed.) Borb.)、白芥(*Sinapis alba* L.)、水芹(*Oenanthe javanica* (Blume) DC.)和蕹菜(*Ipomoea aquatica* Forsk.)幼苗的生长、重金属积累与转运、抗氧化酶活性及根细胞死亡的影响进行研究。结果显示, 在Cd、Pb单一及复合胁迫下, 豆瓣菜、水芹的根长、根重、植株干重均显著低于对照; 而经单一Pb处理的水萝卜、白芥的根长、植株干重高于对照。单一Cd处理组中, 6种植物富集系数大小依次为: 豆瓣菜>沼生蔊菜>水芹>水萝卜>蕹菜>白芥。Pb单一胁迫后, 豆瓣菜对Pb的富集系数最小, 仅为0.013。水萝卜幼苗在Cd和Pb复合胁迫下生长状况与对照相比无显著差异, 且Cd、Pb转运系数增大, 抗氧化酶活性较高, 根细胞死亡较少, 表明该物种是具有较好修复潜力的植物。

关键词: 修复; 富集系数; 转运系数; 抗氧化酶

中图分类号: Q945.78

文献标识码: A

文章编号: 2095-0837(2021)05-0535-08

Remediation effects of common wetland plants on cadmium- and lead-polluted water environment

Guo Chun-Feng, Liu Ling*, Tang Feng-Xue, Dai Hui-Fang, Liu Hai-Yan, Yang Jun-Wen

(School of Biological Engineering, Huainan Normal University, Huainan, Anhui 232038, China)

Abstract: Four different concentrations of cadmium (Cd) and lead (Pb) were used to treat six common wetland plants, including *Nasturtium officinale* R. Br., *Raphanus sativus* L., *Rorippa islandica* (Oed.) Borb., *Sinapis alba* L., *Oenanthe javanica* (Blume) DC., and *Ipomoea aquatica* Forsk., under hydroponic culture. Results showed that root length and weight and dry plant weight in *N. officinale* and *R. islandica* were significantly lower than that in the control (CK) under both single and combined Cd and Pb stress ($P < 0.05$). Root length and dry plant weight in *R. sativus* and *S. alba* were higher than that in CK under Pb treatment. In the single Cd treatment group, the enrichment coefficients of the six plants were: *N. officinale* > *R. islandica* > *O. javanica* > *R. sativus* > *I. aquatica* > *S. alba*. However, the enrichment coefficient of *N. officinale* under Pb treatment was the smallest (0.013). The growth conditions of *R. sativus* seedlings under combined Cd and Pb stress did not differ significantly from that of CK, and showed increased transport coefficients, higher antioxidant enzyme

收稿日期: 2021-01-27, 修回日期: 2021-04-10。

基金项目: 安徽省科技厅重大专项(18030701189); 安徽省教育厅质量工程项目(2019kfkc116)。

This work was supported by grants from the Major Projects of Science and Technology Agency of Anhui Province (18030701189) and Quality Engineering Projects of Education Department of Anhui Province (2019kfkc116).

作者简介: 郭春凤(1980-), 女, 硕士, 讲师, 研究方向为植物逆境生理(E-mail: 11751037@qq.com)。

* 通讯作者(Author for correspondence. E-mail: lliiuu494@sina.com)。

activity, and lower root cell death, indicating that this species has good restorative potential.

Key words: Remediation; Enrichment coefficient; Transfer coefficient; Antioxidant enzymes

工业、农业及生活污水排放是水环境中重金属的主要来源^[1]。镉(Cd)、铅(Pb)是常见的重金属污染物^[2]，在自然界中常常构成难降解的复合污染。2019年1月生态环境部将其化合物均列入《有毒有害水污染物名录(第一批)》，并在《2018年中国生态环境状况公报》中提及个别监测点存在铅、镉等重(类)金属超标的问题。值得注意的是，水环境中Cd、Pb等重金属超标不仅影响水生生态环境，更对人类健康造成威胁^[3-5]。因此，减少环境中Cd、Pb等重金属含量是亟待解决的生态环境问题。

目前，利用植物修复重金属污染环境被认为是低成本、易操作且环境友好的修复技术^[6]。研究表明，车前草(*Plantago asiatica* L.)、菊(*Dendranthema morifolium* (Ramat.) Tzvel.)、蜈蚣草(*Pteris vittata* L.)等对重金属污染土壤均有净化作用^[7,8]。车前草对Pb等重金属具有较强的富集能力，但对于Cd的富集系数小于1，富集能力弱^[9]。Mani等^[10]研究菊花对Pb污染土壤净化作用时发现，Pb在菊花组织中浓度大小依次为：根>茎>花。目前，用于修复水体重金属污染的植物主要集中于单子叶植物。任珺等^[11]研究发现，菖蒲(*Acorus calamus* L.)较芦苇(*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.)和水葱(*Scirpus validus* Vahl.)对水体中的Cd有更强的富集能力。但在实际运用中，菖蒲种子休眠期较长^[12]，且休眠期难以打破，育苗管理较为困难，适用范围较小，不是净化水体重金属污染植物的最佳之选^[13]。修复过程中，重金属被植物体吸收后，植株生理生化、生长发育及遗传等过程受到影响，产生毒害效应^[14]。植物也可通过细胞活性氧防御体系、植物螯合素、逆境蛋白等调控作用，体现一定的耐受性^[15]。有关植物对重金属清除率的研究较多，而关于探究植物自身耐受性的研究较少。事实上，耐受性低的植物在重金属环境胁迫下其生长生理受到极大影响，短期间枯萎凋落后如无人收割处理很有可能会造成水体生物堆积，产生“二次污染”，且重金属进入植物体后活性更高^[16]。因此，筛选出富集能力强且耐受性强的植物是恢复生态景观，建

立净水生态系统的关键所在。本研究选取了豆瓣菜(*Nasturtium officinale* R. Br.)、水萝卜(*Raphanus sativus* L.)、沼生蔊菜(*Rorippa islandica* (Oed.) Borb.)、白芥(*Sinapis alba* L.)、水芹(*Oenanthe javanica* (Blume) DC.)和蕹菜(*Ipomoea aquatica* Forsk.)等6种常见且具有一定修复潜力的植物，通过水培法检测在Cd、Pb及其复合污染的情况下，植株幼苗的生长生理指标、抗氧化酶活性及根细胞死亡情况，综合评价植物的耐受性，并测定植物体内及水中重金属含量以及重金属迁移率，以期为筛选出吸附效果最佳、耐受性最强的重金属污染修复植物提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 植物材料与处理

豆瓣菜、水萝卜、沼生蔊菜、白芥、水芹和蕹菜种子均购于淮南圆和种子公司。挑选籽粒饱满、大小一致的水芹种子用200 mg/L赤霉素处理24 h，其他5种种子用1%过氧化氢溶液浸泡约15 min后，去离子水清洗，滤纸吸干置于定植盆，悬浮培养于清水中。种子萌发后，培养在1/4 Hoagland营养液中。当幼苗出现第4片真叶时，用Hoagland营养液培养并进行以下处理：对照(0 μmol/L的Cd和Pb)、10 μmol/L Cd、20 μmol/L Pb、10 μmol/L Cd复合20 μmol/L Pb，各处理重复3次，培养15 d后进行相关指标检测。

1.2 指标测定

1.2.1 根长、鲜重和干重的测定

每种处理随机取幼苗10株，将根系从植株上分离，用去离子水洗净、吸水纸擦干。用直尺分别测幼苗根长及其株高；用分析天平测其鲜重；然后将根放至105℃烘箱内杀青0.5 h后，在80℃下烘至恒重，再测其干重，综合评价植物生长情况。

1.2.2 重金属含量的测定

参照《水和废水监测分析方法》，采用石墨炉原子吸收法^[17]测定微波消解后的植物样品中Cd、Pb元素含量并计算植物对重金属的富集、转运系数，监测6种植物对Cd、Pb及其复合污染水环境的修复情况。

富集系数(Bioconcentration Factors: BCF) = 地上器官中重金属含量/污染水中重金属含量;

转运系数(Transfer Factor: TF) = 茎叶中重金属含量/根中重金属含量。

1.2.3 抗氧化酶活性的测定

参照 Wang 等^[18]的方法测定过氧化物酶(POD)的活性。采用紫外分光光度法^[19]测定过氧化氢酶(CAT)的活性。按照国际酶学委员会规定, 1个酶单位是指在特定条件下, 每分钟催化 1 μmol 底物转化成产物的酶量, 即 1U = 1 $\mu\text{mol}/\text{min}$ 。

1.2.4 根细胞死亡检测

采用伊文斯蓝法^[20]进行根尖染色, 即将不同处理的各植物幼苗的离体根尖用去离子水反复冲洗后, 置于伊文斯蓝溶液(质量分数为 0.25%)中染色 5 min, 然后用去离子水冲洗 3 次, 参照蒋彧

等^[21]的方法进行石蜡包埋。采用切片机切片, 片厚为 4 μm , 制作成临时装片, 用光学显微镜(OLYMPUS CX23)观察后拍照。观察根细胞死亡, 结合生长状况及抗氧化酶活性, 综合评估 6 种植物的耐受性。

1.3 数据处理

采用 Excel 2016 和 SPSS Statistics 17.0 软件进行数据统计和单因素方差分析, 获得平均值 \pm 标准偏差, 经 Duncan 法对各处理在 0.05 水平上的差异性进行多重比较。

2 结果与分析

2.1 6 种植物对 Cd、Pb 及其复合污染的生长响应

研究结果显示(表 1), 豆瓣菜和水芹受到重金属 Cd、Pb 单一及复合胁迫后, 幼苗根长和根鲜重

表 1 Cd、Pb 及其复合污染对 6 种植物幼苗生长的影响
Table 1 Effects of Cd, Pb, and their combination on seedling growth of six species

物种 Species	处理 Treatment	根长 (cm) Root length	根鲜重(10 株) (g) Fresh root weight (10 seedlings)	根干重(10 株) (g) Root dry weight (10 seedlings)	株高 (cm) Plant height	鲜重(10 株) (g) Fresh weight (10 seedlings)	干重(10 株) (g) Dry weight (10 seedlings)
豆瓣菜 <i>Nasturtium officinale</i> R. Br.	CK	3.26 \pm 0.21a	0.248 \pm 0.004a	0.0020 \pm 0.0001b	4.91 \pm 0.97a	1.031 \pm 0.041a	0.1320 \pm 0.0190a
	Cd	2.16 \pm 0.21c	0.030 \pm 0.003d	0.0020 \pm 0.0001b	4.34 \pm 0.58a	0.703 \pm 0.022a	0.0740 \pm 0.0110b
	Pb	2.22 \pm 0.24c	0.052 \pm 0.002b	0.0040 \pm 0.0001a	5.25 \pm 0.83a	0.752 \pm 0.017a	0.0760 \pm 0.0110b
	Cd + Pb	2.79 \pm 0.27b	0.044 \pm 0.002c	0.0020 \pm 0.0001b	4.53 \pm 0.86a	0.088 \pm 0.012b	0.0720 \pm 0.0080b
水萝卜 <i>Raphanus sativus</i> L.	CK	14.80 \pm 1.15b	0.590 \pm 0.040b	0.0170 \pm 0.0010a	7.88 \pm 0.94a	11.065 \pm 0.215a	0.5540 \pm 0.0840a
	Cd	14.04 \pm 1.16b	0.658 \pm 0.050a	0.0150 \pm 0.0020b	8.54 \pm 1.03a	13.814 \pm 0.080a	0.6820 \pm 0.0400a
	Pb	16.26 \pm 1.65a	0.490 \pm 0.050c	0.0160 \pm 0.0010ab	8.86 \pm 1.05a	13.363 \pm 0.118a	0.5780 \pm 0.0740a
	Cd + Pb	15.10 \pm 0.62ab	0.350 \pm 0.025d	0.0110 \pm 0.0010c	9.10 \pm 1.25a	8.933 \pm 0.315a	0.4220 \pm 0.0700a
沼生蔊菜 <i>Rorippa islandica</i> (Oed.) Borb.	CK	4.88 \pm 0.62b	0.034 \pm 0.003a	0.0110 \pm 0.0006a	3.40 \pm 0.66a	0.494 \pm 0.014a	0.0460 \pm 0.0010a
	Cd	2.13 \pm 0.31c	0.007 \pm 0.001c	0.0030 \pm 0.0005c	1.88 \pm 0.29b	0.145 \pm 0.022b	0.0230 \pm 0.0010b
	Pb	6.54 \pm 1.51a	0.012 \pm 0.002b	0.0040 \pm 0.0003b	3.11 \pm 0.47a	0.503 \pm 0.0040a	0.0440 \pm 0.0030a
	Cd + Pb	1.31 \pm 0.23d	0.003 \pm 0.001d	0.0010 \pm 0.0003d	1.73 \pm 0.35b	0.152 \pm 0.0130b	0.0140 \pm 0.0020b
白芥 <i>Sinapis alba</i> L.	CK	22.78 \pm 4.33b	0.130 \pm 0.010b	0.0120 \pm 0.0020b	12.16 \pm 2.30ab	5.073 \pm 0.1110b	0.2820 \pm 0.0350b
	Cd	15.63 \pm 1.83c	0.087 \pm 0.007c	0.0080 \pm 0.0010c	9.47 \pm 1.45c	2.492 \pm 0.0500c	0.1860 \pm 0.0290c
	Pb	28.29 \pm 1.94a	0.163 \pm 0.003a	0.0170 \pm 0.0020a	13.78 \pm 2.79a	6.641 \pm 0.2410a	0.3670 \pm 0.0650a
	Cd + Pb	17.58 \pm 1.37c	0.103 \pm 0.020c	0.0130 \pm 0.0010b	10.48 \pm 1.22bc	3.423 \pm 0.3880c	0.2660 \pm 0.0140b
水芹 <i>Oenanthe javanica</i> (Blume) DC.	CK	6.83 \pm 0.38a	0.292 \pm 0.020a	0.0130 \pm 0.0010a	2.12 \pm 0.31ab	0.622 \pm 0.1200a	0.2180 \pm 0.0820a
	Cd	4.41 \pm 0.46b	0.102 \pm 0.006c	0.0050 \pm 0.0010c	2.11 \pm 0.23ab	0.263 \pm 0.0150c	0.1040 \pm 0.0190b
	Pb	3.91 \pm 0.28b	0.105 \pm 0.006c	0.0050 \pm 0.0010c	1.93 \pm 0.39b	0.292 \pm 0.010b0c	0.1160 \pm 0.0210b
	Cd + Pb	4.96 \pm 0.11b	0.156 \pm 0.022b	0.0080 \pm 0.0010b	2.39 \pm 0.49a	0.401 \pm 0.0130b	0.1600 \pm 0.0070b
蕹菜 <i>Ipomoea aquatica</i> Forsk.	CK	11.84 \pm 1.02a	0.698 \pm 0.020a	0.0380 \pm 0.0030a	21.3 \pm 2.28a	10.394 \pm 0.0710a	0.4660 \pm 0.1840a
	Cd	9.87 \pm 0.31b	0.590 \pm 0.010b	0.0240 \pm 0.0010b	15.28 \pm 2.65b	6.291 \pm 0.0520ab	0.3540 \pm 0.0670ab
	Pb	7.68 \pm 1.26c	0.538 \pm 0.030c	0.0170 \pm 0.0010c	14.54 \pm 2.83b	4.523 \pm 0.6700b	0.2160 \pm 0.0420b
	Cd + Pb	5.37 \pm 0.32d	0.602 \pm 0.006b	0.0220 \pm 0.0010b	14.63 \pm 2.54b	7.872 \pm 0.1900ab	0.4700 \pm 0.0290a

注: 数据均为平均值 \pm 标准偏差, 同列不同小写字母表示同一物种在不同处理间差异显著($P < 0.05$)。下同。

Notes: All data in table are mean \pm standard deviation, and different lowercase letters in same column represent significant differences ($P < 0.05$). Same below.

较对照显著降低($P < 0.05$)。无论是单一还是复合处理均使沼生蔊菜幼苗的根长、根鲜重和干重显著区别于对照($P < 0.05$)。单一Pb胁迫下的白芥幼苗生长状况较好,而Cd胁迫下白芥的长势较差,其根长和株高较对照分别减小了31.39%和22.12%。处理组中蕹菜的各项生长指标与对照差异显著($P < 0.05$)。在20 $\mu\text{mol/L}$ Pb处理下的水萝卜幼苗,根长增加显著,达到16.26 cm,但其它生长指标与对照相比差异不显著($P > 0.05$)。

2.2 6种植物对Cd、Pb的积累与转运

本研究发现(表2),在10 $\mu\text{mol/L}$ Cd浓度处理下,6种植物Cd的富集系数表现依次为:豆瓣菜>沼生蔊菜>水芹>水萝卜>蕹菜>白芥。Pb单一胁迫下,则呈现不同的规律,即:白芥>蕹菜>水芹>水萝卜>沼生蔊菜>豆瓣菜。单一处

理下,水萝卜和蕹菜对Cd的转运系数均>1,6种植物对Pb的转运系数均<1。复合污染后,水萝卜对Cd、Pb的富集系数及转运系数均较单一处理增大,其中对Cd的富集及转运系数为6种植物中的最大值。

2.3 Cd、Pb及其复合污染对6种植物叶抗氧化酶活性的影响

6种植物在Cd、Pb及其复合污染的处理下产生的抗氧化酶活性分析结果显示(表3),在Cd单一污染下,白芥、蕹菜的POD活性较对照低,差异达显著水平($P < 0.05$);水萝卜、沼生蔊菜和水芹的POD活性较对照显著增强;而沼生蔊菜、水芹和白芥的CAT活性与对照相比较低且差异显著;水萝卜、豆瓣菜和蕹菜的CAT活性较对照显著提高。在Pb单一污染下,水萝卜、豆瓣菜、水芹和蕹菜的POD活性较对照高且差异显著;沼生蔊菜

表2 Cd、Pb及其复合污染对6种植物幼苗重金属富集、转运系数的影响
Table 2 Effects of Cd, Pb, and their combination on heavy metal enrichment and transport coefficients in seedlings of six species

物种 Species	处理 Treatment	富集系数 Enrichment coefficient		转运系数 Transfer coefficient	
		Cd	Pb	Cd	Pb
豆瓣菜	CK	—	—	—	—
	Cd	8.601 \pm 0.793	—	0.815 \pm 0.101	—
	Pb	—	0.013 \pm 0.001	—	0.003 \pm 0.000
	Cd + Pb	10.415 \pm 0.175	0.030 \pm 0.004	0.928 \pm 0.024	0.167 \pm 0.016
水萝卜	CK	—	—	—	—
	Cd	5.170 \pm 0.036	—	1.248 \pm 0.293	—
	Pb	—	0.106 \pm 0.014	—	0.001 \pm 0.000
	Cd + Pb	14.743 \pm 0.022	0.504 \pm 0.036	1.962 \pm 0.016	0.004 \pm 0.000
沼生蔊菜	CK	—	—	—	—
	Cd	8.100 \pm 0.168	—	0.190 \pm 0.001	—
	Pb	—	0.037 \pm 0.005	—	0.004 \pm 0.000
	Cd + Pb	5.005 \pm 0.015	0.000 \pm 0.000	0.138 \pm 0.001	0.000 \pm 0.000
白芥	CK	—	—	—	—
	Cd	4.664 \pm 0.209	—	0.636 \pm 0.026	—
	Pb	—	10.176 \pm 0.257	—	0.040 \pm 0.005
	Cd + Pb	3.225 \pm 0.081	4.185 \pm 0.081	0.748 \pm 0.022	0.212 \pm 0.014
水芹	CK	—	—	—	—
	Cd	7.442 \pm 0.122	—	0.603 \pm 0.006	—
	Pb	—	0.318 \pm 0.008	—	0.434 \pm 0.071
	Cd + Pb	10.895 \pm 0.711	0.268 \pm 0.012	1.529 \pm 0.092	0.038 \pm 0.004
蕹菜	CK	—	—	—	—
	Cd	5.149 \pm 0.035	—	1.511 \pm 0.010	—
	Pb	—	1.282 \pm 0.175	—	0.095 \pm 0.002
	Cd + Pb	2.365 \pm 0.201	0.024 \pm 0.004	0.420 \pm 0.043	0.002 \pm 0.000

注:“—”表示低于检测下限。

Note: “—” means below detection limit.

表3 Cd、Pb 及其复合污染对6种植物叶抗氧化酶活性的影响

Table 3 Effects of Cd, Pb, and their combination on antioxidant enzyme activity in leaves of six plants

物种 Species	处理 Treatment	抗氧化酶 Antioxidant enzyme	
		POD (U·g ⁻¹ ·min ⁻¹)	CAT (U·g ⁻¹ ·min ⁻¹)
豆瓣菜	CK	2742.50 ± 137.70c	1328.00 ± 61.00c
	Cd	2440.00 ± 111.00c	1968.00 ± 225.00ab
	Pb	4350.00 ± 111.00a	1632.00 ± 137.00bc
	Cd + Pb	3453.00 ± 281.00b	2076.00 ± 239.00a
水萝卜	CK	49.60 ± 5.70c	2124.00 ± 121.00bc
	Cd	92.04 ± 11.94a	2744.00 ± 155.00a
	Pb	51.11 ± 7.41b	2324.00 ± 128.00b
	Cd + Pb	34.71 ± 6.11c	1916.00 ± 130.00c
沼生 蔊菜	CK	870.17 ± 15.00b	2004.00 ± 81.00a
	Cd	3650.00 ± 144.00a	1672.00 ± 188.00b
	Pb	436.00 ± 15.00c	1848.00 ± 161.00ab
	Cd + Pb	3611.20 ± 121.80a	1840.00 ± 117.00ab
白芥	CK	217.00 ± 16.30b	1592.00 ± 187.00a
	Cd	64.70 ± 9.90c	1568.00 ± 190.00b
	Pb	207.30 ± 17.90b	2004.00 ± 72.00a
	Cd + Pb	255.00 ± 17.40a	2060.00 ± 147.00a
水芹	CK	135.00 ± 8.00c	2216.00 ± 129.00b
	Cd	245.00 ± 23.00b	1460.00 ± 159.00c
	Pb	354.35 ± 17.65a	2644.00 ± 226.00a
	Cd + Pb	236.00 ± 34.20b	2128.00 ± 161.00b
蕹菜	CK	548.00 ± 19.60b	1656.00 ± 219.00c
	Cd	376.64 ± 49.49c	2864.00 ± 205.00a
	Pb	734.08 ± 99.38a	2120.00 ± 141.00b
	Cd + Pb	442.88 ± 49.18bc	2208.00 ± 162.00b

和白芥 POD 活性较对照低。沼生蔊菜的 CAT 活性较对照低, 但差异不显著($P > 0.05$), 豆瓣菜、水萝卜、白芥、水芹和蕹菜 CAT 活性较对照高, 其中水萝卜、水芹和蕹菜的 CAT 活性差异显著, 分别较对照高 9.42%、19.31% 和 28.02%。在 Cd、Pb 复合污染胁迫下, 豆瓣菜、沼生蔊菜、白芥和水芹的 POD 活性较对照高, 且有显著差异; 水萝卜和蕹菜的 POD 活性较对照低但差异不显著。豆瓣菜、白芥和蕹菜的 CAT 活性较对照高, 其中豆瓣菜和蕹菜较对照有显著差异, 而水萝卜、沼生蔊菜、水芹的 CAT 活性较对照低, 但差异不显著。

2.4 Cd、Pb 及其复合污染对6种植物根尖细胞死亡的影响

根尖细胞染色结果如图1所示, 对照组的6种植物均染色较浅, 保持正常活性; 10 $\mu\text{mol/L}$ Cd 单一胁迫下的沼生蔊菜和蕹菜幼苗根细胞死亡较为严重; 白芥和水芹幼苗在 Pb 污染下, 根尖染色面积较大, 根细胞死亡严重。当 Cd、Pb 复合污染胁迫 6 种植物后, 白芥根尖细胞染色较深且根尖形态发生较大变化, 而豆瓣菜和水萝卜根尖并未表现出明显的着色。

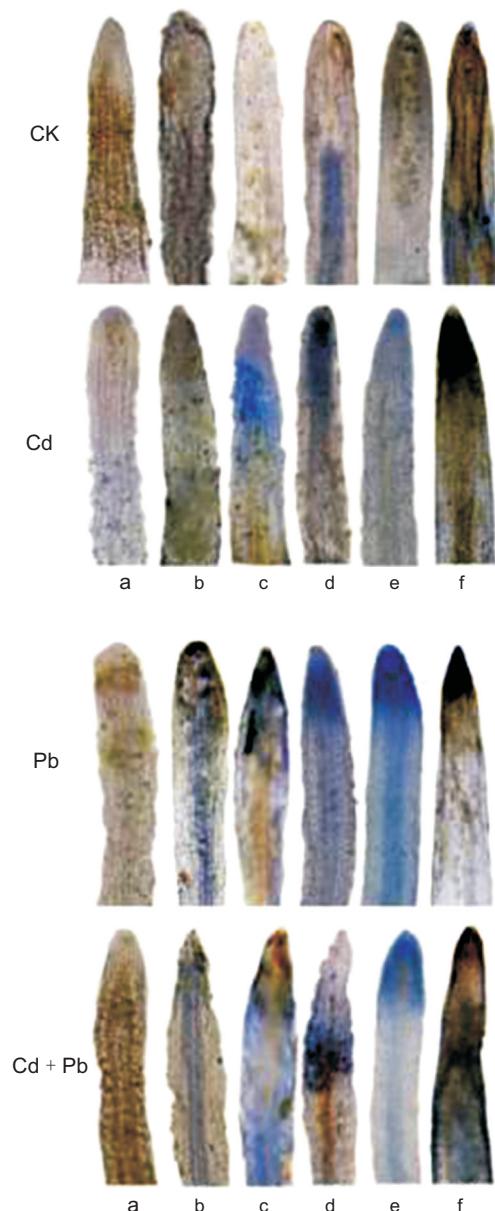
a: 豆瓣菜 (*N. officinale*) ; b: 水萝卜 (*R. sativus*) ; c: 沼生蔊菜 (*R. islandica*) ; d: 白芥 (*S. alba*) ; e: 水芹 (*O. javanica*) ; f: 蕹菜 (*I. aquatica*) 。

图1 根细胞死亡染色

3 讨论

重金属胁迫下, 植物生长情况可直接评价植物对重金属的耐受性, 同时也间接反映植物对重金属污染环境的修复效果^[22]。邹文桐^[23]的研究表明, 铅、镉复合胁迫不利于芥菜幼苗生长, 本研究采用 Cd、Pb 复合处理沼生蔊菜、白芥幼苗后, 其株高和鲜重与对照相比显著降低。蕹菜幼苗在 Cd、Pb 单一或复合污染下, 对根长抑制效果往往大于苗高和生物量^[24]。水萝卜幼苗在 Pb 单一胁迫下, 根长较对照显著增加, 原因可能是一定浓度范围内的 Pb 可以促进植物主根的生长^[25]。同时, 各处理组中水萝卜的株高及鲜重与对照相比无明显差异, 说明长势受影响较小, 体现了水萝卜对镉、铅污染环境具有一定的耐受性。

幼苗生长阶段代谢旺盛期是植物生长的关键时期, 对外界环境敏感。前人的研究发现轮藻 (*Chara fragilis* L.)^[16]、菖蒲 (*Acorus calamus* L.)^[11] 幼苗可有效吸收水环境中的 Pb、Cd。Cd 在植物体内易于移动且往往集中在生长旺盛的部位^[26, 27]。Cd、Pb 的 BCF 反映植物对水中重金属元素的积累能力, TF 则反映了重金属由根部向地上部分迁移的能力。本研究发现, Cd 主要集中在植物根部, 但在水萝卜、水芹和蕹菜的茎、叶均有分布, 且 $TF > 1$, 而 Pb 几乎不向茎、叶部分迁移。这主要与运输方式有关, Cd 主要通过共质体运输^[27], 而 Pb 则通过非共质体运输方式, 受到凯氏带的阻碍作用^[27], 因此 Cd 比 Pb 能更快地在细胞间运输, 进而从根向茎、叶迁移^[26]。豆瓣菜属于 Cd 敏感型植物^[28], 当 Cd 单一水培豆瓣菜幼苗时 BCF 达 8.601, 能有效吸收营养液中的 Cd^[28], 但其幼苗生长受到显著的胁迫。因此, 豆瓣菜对 Cd 的耐受性较低, 不是镉污染水环境的最佳修复植物。Cd 在植物体内富集, 且易向茎、叶转运^[29]。本研究发现, Cd 单一胁迫后水萝卜 TF 达 1.248, 当 Cd 与 Pb 复合处理后, 水萝卜对 Cd、Pb 的 BCF、TF 均增大, 但株高和鲜重与对照相比无显著差异, 表明其具有较大的修复潜力。

Cd、Pb 两种重金属主要通过干扰植物体内原有离子平衡和取代植物体内生物大分子特定功能元素两种生物学途径对植物产生毒害^[30]。过氧化物

酶(POD)和过氧化氢酶(CAT), 二者共同将 H_2O_2 转化为 H_2O , 降低植物体 H_2O_2 含量, 其对逆境胁迫下植物维持正常的生理活动起重要作用^[31]。同时, 各抗氧化酶在不同植物、不同重金属胁迫下有不同响应^[32]。Cd 单一处理下水萝卜的 POD 和 CAT 活性显著高于对照; Pb 单一处理下, 水萝卜、水芹、蕹菜的 POD 和 CAT 活性高于对照明显。在适宜浓度的重金属胁迫下, POD 和 CAT 的活性均有提高, 植物通过这种方式减少重金属伤害, 增强耐性^[9]。Cd、Pb 复合处理下水萝卜叶的 POD 和 CAT 活性较对照低但不明显, 可能是由于两种离子双重作用使细胞内的酶受到部分损伤, 导致酶活性下降^[32]。

伊文斯蓝是用于检测细胞死亡或膜损伤的组织化学染料, 可进入死细胞, 而无法进入有外排功能的活细胞。根据染色结果可判断根生长情况^[20]。Pb 污染下白芥和水芹幼苗根尖细胞染色较深, 这是因为 Pb 胁迫增大了植物根尖细胞膜透性^[33], 当 Pb 与植物根部接触后, 将固定在根部细胞壁的交换点上, 从而对植物根细胞造成伤害^[30]。沼生蔊菜和白芥在 Cd、Pb 复合处理后, 根细胞染色较深, 死亡严重, 影响了幼苗的生长, 导致其对 Cd、Pb 积累效果下降, 对 Cd、Pb 复合污染水环境修复效果不佳。而水萝卜和豆瓣菜经过重金属 Cd、Pb 处理后根部组织并未出现明显的着色, 说明重金属污染环境对其根系生长未造成严重影响, 即水萝卜及豆瓣菜对镉、铅污染的水环境具有一定的耐受能力。

4 结论

本研究发现, 在 Cd、Pb 污染环境中, 水萝卜幼苗生长状况与对照相比无显著差异, 且根部组织细胞死亡较少, 可维持正常的形态结构; 抗氧化酶活性高于对照或与对照相比差异不显著。综合评价结果表明, 水萝卜在 Cd、Pb 污染水中生长具有一定的耐受性。在复合污染情况下, 水萝卜对 Cd、Pb 富集系数分别达到 14.743、0.504, 转运系数为 1.962、0.004, 其对重金属镉、铅, 尤其是镉, 表现出一定的吸附效果。因此, 在 6 种植物中, 水萝卜是最具修复潜力的植物。

参考文献:

[1] João PV, Artur JMV, Luisa D. Assessment of heavy metal pollution from anthropogenic activities and remediation strategies: a review [J]. *J Environ Manage*, 2019, 246: 101–118.

[2] Kumar V, Parihar RD, Sharma A, Bakshi P, Singh Sidhu GP, et al. Global evaluation of heavy metal content in surface water bodies: a meta-analysis using heavy metal pollution indices and multivariate statistical analyses [J]. *Chemosphere*, 2019, 236: 234–241.

[3] Mohd NA, Sean GP, Sohaimi AM, Cheer NB, Fauzi IA. Adsorptive nanocomposite membranes for heavy metal remediation: recent progresses and challenges [J]. *Chemosphere*, 2019, 232: 96–112.

[4] Maher A, Wang P, Ali A, Awasthi MK, Lahori AH, et al. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review [J]. *Ecotox Environ Safe*, 2016, 126: 111–121.

[5] 陈银萍, 柯昀琪, 杨志娟, 杨波, 闫志强, 等. 铅胁迫下三叶鬼针草内源一氧化氮的生成及其对氧化损伤的缓解效应 [J]. *植物科学学报*, 2018, 36(2): 264–272.
Chen YP, Ke YQ, Yang ZJ, Yang B, Yan ZQ, et al. Generation of endogenous NO and its ameliorating effects on oxidative damage in *Bidens pilosa* L. seedlings under Pb stress [J]. *Plant Science Journal*, 2018, 36(2): 264–272.

[6] Abreu CA, Coscione AR, Pires AM, Jorge PF. Phytoremediation of a soil contaminated by heavy metals and boron using castor oil plants and organic matter amendments [J]. *J Geochem Explor*, 2012, 123: 3–7.

[7] Jin ZM, Deng SQ, Wen YC, Jin YF, Pan L, et al. Application of *simplicillium chinense* for Cd and Pb biosorption and enhancing heavy metal phytoremediation of soils [J]. *Sci Total Environ*, 2019, 697: 134–148.

[8] Amina K, Safdar A, Muhammad F. Heavy metal phytoextraction potential of indigenous tree species of the family fabaceae [J]. *Int J Phytoremediat*, 2019, 21(3): 251–258.

[9] 杨樱, 张世熔, 李婷, 姜洪敏, 陈红琳. 铜、铅在车前草中的亚细胞分配 [J]. *环境科学学报*, 2009, 29(9): 1964–1969.
Yang Y, Zhang SR, Li T, Jiang HM, Chen HL. Subcellular distributions of copper and lead in herba plantaginis [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(9): 1964–1969.

[10] Mani D, Kumar C. Biotechnological advances in bioremediation of heavy metals contaminated ecosystems: an overview with special reference to phytoremediation [J]. *Int J Environ Sci Te*, 2014, 11 (3): 843–872.

[11] 任珺, 陶玲, 杨倩, 余方可. 芦苇、菖蒲和水葱对水体中 Cd 和 Cr 的吸收与积累 [J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(9): 1757–1762.

[12] Ren J, Tao L, Yang Q, Yu FK. Accumulation ability of Cd in water for *Phragmites australis*, *Acorus calamus* and *Scirpus tabernaemontani* [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(9): 1757–1762.

[13] 李康, 李丹青, 张佳平, 夏宜平. 鸢尾属植物种子休眠研究进展 [J]. *植物科学学报*, 2016, 34(4): 662–668.
Li K, Li DQ, Zhang JP, Xia YP. Review on seed dormancy in iris [J]. *Plant Science Journal*, 2016, 34(4): 662–668.

[14] 刁晓华, 高亦珂. 四种鸢尾属植物种子休眠和萌发研究 [J]. *种子*, 2006, 25(4): 41–44.
Diao XH, Gao YK. Study on dormancy and germination of four iris species seeds [J]. *Seed*, 2006, 25(4): 41–44.

[15] 刘少文, 焦如珍, 董玉红, 刘彩霞. 土壤重金属污染的生物修复研究进展 [J]. *林业科学*, 2017, 53(5): 146–155.
Liu SW, Jiao RZ, Dong YH, Liu CX. Research progress in bioremediation of heavy-metal contaminated soil [J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2017, 53(5): 146–155.

[16] Rascio N, Flavia NI. Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? [J]. *Plant Sci*, 2010, 180(2): 169–181.

[17] 李晶, 栾亚宁, 孙向阳, 于海心, 邱娜, 等. 水生植物修复重金属污染水体研究进展 [J]. *世界林业研究*, 2015, 28(2): 31–35.
Li J, Luan YN, Sun XY, Yu HX, Qi N, et al. Research advances in remediation of heavy metal contaminated water bodies by aquatic plants [J]. *World Forestry Research*, 2015, 28(2): 31–35.

[18] Leandro K, Vanessa ZA, Goreti RVM, Márcia MS. The use of dried matrix spot for determination of Pb and Ni in automotive gasoline by solid sampling high-resolution continuum source graphite furnace atomic absorption spectrometry [J]. *Talanta*, 2019, 205: 105–120.

[19] Wang CR, Liu HT, Chen JY, Tian Y, Shi J, et al. Carboxylated multi-walled carbon nanotubes aggravated biochemical and subcellular damages in leaves of broad bean (*Vicia faba* L.) seedlings under combined stress of lead and cadmium [J]. *J Hazard Mater*, 2014, 274: 404–412.

[20] Luna CM, Pastori GM, Driscoll S, Grotewald K, Bernard S, et al. Drought controls on H_2O_2 accumulation, catalase (CAT) activity and CAT gene expression in wheat [J]. *J Exp Bot*, 2005, 56(411): 417–423.

[21] 田保华, 张彦洁, 张丽萍, 马晓丽, 金竹萍, 等. 镉/铬胁迫对谷子幼苗生长和 NADPH 氧化酶及抗氧化酶体系的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(2): 240–246.
Tian BH, Zhang YJ, Zhang LP, Ma XL, Jin ZP, et al. Effects of cadmium or chromium on growth and NADPH

oxidase and antioxidant enzyme system of foxtail millet seedlings [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(2): 240–246.

[21] 蒋彧, 陶炼, 何俊蓉. 兰属春剑叶艺突变体叶片结构的研究 [J]. 植物科学学报, 2018, 36(1): 112–118.

Jiang Y, Tao L, He JR. Structure of leaf variegation in *Cymbidium tortisepalum* Fukuy. var. *longibracteatum* [J]. *Plant Science Journal*, 2018, 36(1): 112–118.

[22] 牛之欣, 孙丽娜, 孙铁珩. 水培条件下四种植物对 Cd、Pb 富集特征 [J]. 生态学杂志, 2010, 29(2): 261–268.

Niu ZX, Sun LN, Sun TH. Enrichment characteristics of Cd and Pb by four kinds of plant under hydroponic culture [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2010, 29(2): 261–268.

[23] 邹文桐. 铅镉复合胁迫对芥菜种子萌发、幼苗生长及光合色素含量的影响 [J]. 种子, 2013, 32(3): 41–45.

Zou WT. Effects of combined lead and cadmium on seed germination, seedling growth and leaf photosynthetic pigment contents of *Brassica juncea* [J]. *Seed*, 2013, 32(3): 41–45.

[24] 李富荣, 朱娜, 杨锐, 杜应琼, 王富华. 铅、镉单一及复合污染对 11 个空心菜品种种子萌发和幼苗生长效应的影响 [J]. 热带作物学报, 2015, 36(11): 1951–1958.

Li FR, Zhu N, Yang R, Du YQ, Wang FH. Effects of simple and combined Pb and Cd pollution on seed germination and seedling growth of eleven *Ipomoea aquatica* cultivars [J]. *Chinese Journal of Tropical Crops*, 2015, 36(11): 1951–1958.

[25] 陈俊任, 柳丹, 吴家森, 李松, 晏闻博, 等. 重金属胁迫对毛竹种子萌发及其富集效应的影响 [J]. 生态学报, 2014, 34(22): 6501–6509.

Chen JR, Liu D, Wu JS, Li S, Yan WB, et al. Seed germination and metal accumulation of moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) under heavy metal exposure [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(22): 6501–6509.

[26] 张义贤, 李晓科. 镉、铅及其复合污染对大麦幼苗部分生理指标的影响 [J]. 植物研究, 2008, 28(1): 43–46.

Zhang YX, Li XK. Effects of Cd, Pb and their combined pollution on physiological indexes in leaf of the *hordeum vulgare* seedling [J]. *Bulletin of Botanical Research*, 2008, 28(1): 43–46.

[27] 彭鸣, 王焕校, 吴玉树. 镉、铅在玉米幼苗中的积累和迁移-X 射线显微分析 [J]. 环境科学学报, 1989, 1: 61–67.

Peng M, Wang HX, Wu YS. Accumulation and transport of cadmium and lead in the seedlings of maize [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1989, 1: 61–67.

[28] 黄科文, 林立金, 王均, 刘继, 刘磊, 等. 不同浓度褪黑素对豆瓣菜镉积累的影响 [J]. 华北农学报, 2019, 34(4): 140–147.

Huang KW, Lin LJ, Wang J, Liu J, Liu L, et al. Effects of different concentrations of melatonin on cadmium accumulation of *Nasturtium officinale* [J]. *Acta Agriculturae Boreali-Sinica*, 2019, 34(4): 140–147.

[29] 仲灿, 葛晓敏, 倪云, 唐罗忠. 植物对土壤 Cd、Pb 污染的修复与抗性机理研究进展 [J]. 世界林业研究, 2017, 30(1): 37–43.

Zhong C, Ge XM, Ni Y, Tang LZ. Research progress of phytore-mediation technology and resistance mechanism of plant in soil polluted by Cd or Pb [J]. *World Forestry Research*, 2017, 30(1): 37–43.

[30] 杨刚, 伍钧, 唐亚. 铅胁迫下植物抗性机制的研究进展 [J]. 生态学杂志, 2005, 12: 1507–1512.

Yang G, Wu J, Tang Y. Research advances in plant resistance mechanisms under lead stress [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2005, 12: 1507–1512.

[31] 巴青松, 张根生, 马畅, 李桂萍, 宋运贤, 等. NO 对镉胁迫下小麦根系生长发育的生理影响 [J]. 植物科学学报, 2017, 35(3): 398–405.

Ba QS, Zhang GS, Ma C, Li GP, Song YX, et al. Physiological effects of nitric oxide on the growth and development of wheat roots under cadmium stress [J]. *Plant Science Journal*, 2017, 35(3): 398–405.

[32] 娄腾雪, 吕素莲, 李银心. 盐角草在 Cd、Pb、Li 污染盐土修复中的应用潜力 [J]. 生物工程学报, 2020, 36(1): 1–12.

Lou TX, Lü SL, Li YX. Application potential of *Salicornia europaea* in remediation of Cd, Pb and Li contaminated saline soil [J]. *Chinese Journal of Biotechnology*, 2020, 36(1): 1–12.

[33] 周玉卿, 赵九洲, 韩玉林. 铅、镉及其复合胁迫对黄菖蒲幼苗生长和生理抗性的影响 [J]. 湿地科学, 2012, 10(4): 487–491.

Zhou YQ, Zhao JZ, Han YL. Effects of lead, cadmium and their compound stress on growth and hardiness physiology of *Iris pseudacorus* seedling [J]. *Wetland Science*, 2012, 10(4): 487–491.

(责任编辑: 周媛)