

镉在土壤-蔬菜-昆虫食物链的传递特征*

丁平^{1,2} 庄萍^{1,2} 李志安^{1,2} 夏汉平^{1,2**} 邵义萍^{1,2} 卢焕萍^{1,2}

(¹中国科学院华南植物园, 广州 510650; ²中国科学院退化生态系统植被恢复与管理重点实验室, 广州 510650)

摘要 通过温室盆栽试验,以两种蔬菜(小白菜和苋菜)和一种昆虫(斜纹夜蛾)幼虫为对象,研究了重金属镉(Cd)在土壤-蔬菜-昆虫食物链的传递特征以及两种蔬菜中Cd化学形态分布特征.结果表明:随着土壤Cd处理浓度的升高,两种蔬菜生物量均显著下降($P<0.05$),而其各器官中的Cd含量均显著上升($P<0.05$),两种蔬菜各器官Cd含量大小顺序为苋菜茎>根>叶,小白菜茎>叶>根;食用小白菜和苋菜的斜纹夜蛾幼虫体内Cd含量随着土壤Cd处理含量的升高而升高,最高分别为36.7和46.3 mg·kg⁻¹,但粪便中Cd含量分别高达190.0和229.8 mg·kg⁻¹,表明斜纹夜蛾幼虫食入的Cd大部分通过粪便排泄出体外.小白菜和苋菜各器官Cd化学形态均以氯化钠提取态为主(>70%),其次为无机态和有机水溶态Cd(乙醇提取态和去离子水提取态),而不溶性Cd磷酸盐(醋酸提取态)、草酸盐结合态Cd(盐酸提取态)和残渣态均极低,这有利于重金属Cd在食物链中传递.斜纹夜蛾幼虫通过粪便排泄大量Cd以缓解Cd对自身的毒害,可有效限制Cd向下一营养级传递.小白菜和苋菜对Cd的富集性均较高,不宜在Cd高污染土壤种植.

关键词 食物链 镉 化学形态 斜纹夜蛾 生物富集

文章编号 1001-9332(2012)11-3116-07 **中图分类号** X53, X503.2 **文献标识码** A

Transfer characteristics of cadmium in soil-vegetable-insect food chain. DING Ping^{1,2}, ZHUANG Ping^{1,2}, LI Zhi-an^{1,2}, XIA Han-ping^{1,2}, TAI Yi-ping^{1,2}, LU Huan-ping^{1,2} (¹South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China; ²Key Laboratory of Vegetation Restoration and Management of Degraded Ecosystems, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2012, 23(11): 3116-3122.

Abstract: Taking two kinds of vegetables (*Brassica rapa* and *Amaranthus mangostanus*) and one insect species (*Prodenia litura*) as test materials, a greenhouse pot experiment was conducted to study the transfer characteristics of cadmium (Cd) in soil-vegetable-insect food chain and the distribution patterns of different Cd chemical forms in the organs of the two vegetables. With the increasing concentration of applied Cd in soil, the biomass of the two vegetables decreased significantly, while the Cd concentration in the vegetables had a significant increase. The Cd concentration in the vegetable organs decreased in the order of stem > root > leaf for *A. mangostanus*, and of stem > leaf > root for *B. rapa*. The Cd concentration in *P. litura* larvae also increased with the increasing concentration of Cd in soil, and the maximum Cd concentration in the *P. litura* larvae on *B. rapa* and *A. mangostanus* was 36.7 and 46.3 mg·kg⁻¹, respectively. In the feces of the larvae on *B. rapa* and *A. mangostanus*, the Cd concentration was up to 190 and 229.8 mg·kg⁻¹, respectively, suggesting that the most part of Cd absorbed by *P. litura* larvae was excreted out of their bodies via feces. In the organs of the two vegetables, NaCl-extractable Cd was the dominant Cd form (>70%), followed by d-H₂O- and ethanol-extractable Cd, while the HAc-extractable Cd (insoluble cadmium phosphate), HCl-extractable Cd (insoluble cadmium oxalate), and residual Cd only had a very low concentration. Such a present pattern of different Cd forms in vegetable organs could be conducive to the Cd transfer in the food chain. *P. litura* could ease Cd poison by excreting large amount of absorbed Cd via feces, and effectively restrict the transfer of Cd to next trophic level. Since *B. rapa* and *A. mangostanus* could accumulate large amount of Cd in their biomass, the two

* 国家自然科学基金项目(40871221,30670393)资助.

** 通讯作者. E-mail: xiahnp@scib.ac.cn

2012-01-13 收稿,2012-07-30 接受.

vegetables were suggested not to be planted in highly Cd-contaminated soil.

Key words: food chain; Cd; chemical form; *Prodenia litura*; bioaccumulation.

重金属污染因其分布范围广、污染途径多、不易治理以及对动物和人体的严重危害,已经成为当今学术界的研究热点^[1-3]. Cd 是农作物生长的非必需元素,其化合物毒性强,易于被植物富集,过量积累能导致农产品安全问题,并通过食物链危及动物和人体健康^[4-5]. 食物链是 Cd 进入动物及人体的重要途径,Cd 在食物链中的迁移特征受到土壤 Cd 浓度、动植物种类、营养级水平等多方面影响. 有研究表明,随着土壤重金属浓度的升高,桑(*Morus alba*)的富集系数呈下降趋势^[6];而对 Cd 在大蜗牛(*Helix aspersa*)-甲虫(*Chrysocarabus splendens*)传递过程的研究表明,即使在高 Cd 浓度污染时,甲虫的幼虫也能调控体内 Cd 浓度,并且在从幼虫向成虫发育过程中通过代谢排出 Cd^[7]. 生物放大作用(Biomagnification)指的是某种元素或难分解的化合物在生物体内的浓度随着食物链营养级的提高而逐步增大的现象. 一种重金属在食物链中是否被生物放大与食物链种类及营养级浓度相关^[8]. 在土壤-荨麻(*Urtica dioica*)-蜗牛(*Cepaea nemoralis*)食物链研究中发现,蜗牛 Cd 含量明显高于荨麻叶^[9],而对土壤-植物-虫-鸡食物链研究表明,Cd 浓度随营养级的升高而降低^[10]. 然而,有关 Cd 在土壤-蔬菜-昆虫中的传递特征还少见报道.

植物体中重金属的化学形态能反映其对自身的毒性及向下一营养级迁移的难易程度. Cd 敏感植物中的 Cd 更多地以无机态及水溶态 Cd 形式存在,而 Cd 抗性植物中的 Cd 则更多地储存于果胶及蛋白结合态中,Cd 抗性植物可能诱导了更多的金属结合蛋白,金属结合蛋白能结合 Cd 从而降低其对植物体的毒害^[11-12]. 也有研究表明,植物根中较高的乙醇提取态和地上部较高的氯化钠提取态更有利于美洲商陆(*Phytolacca americana*)适应高 Cd 环境^[13]. 植物中 Cd 形态分布受供试 Cd 浓度及植物种类的影响^[13-14],然而还少有研究利用 Cd 在植物中的化学形态分布分析其在食物链的传递特征. 为此,本试验拟通过人工致污土壤设置 Cd 浓度,并利用两种不同蔬菜研究 Cd 在土壤-蔬菜-昆虫食物链的传递过程,旨在揭示重金属 Cd 在土壤-蔬菜-昆虫食物链的传递特征以及探究迁移过程中植物体各部分 Cd 化学形态特征,为控制 Cd 通过食物链传递而毒害动物与人类提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 供试材料

1.1.1 供试土壤 试验用土采自华南植物园耕作土壤(0~20 cm),经风干后过 1 cm 筛,混匀备用. 其基本理化性质: pH 为 5.3,有机质含量为 35.2 mg·kg⁻¹,全 N 为 1.47 mg·kg⁻¹,全 P 为 0.34 mg·kg⁻¹,Cd 全量为 0.22 mg·kg⁻¹,DTPA 提取态 Cd 为 0.07 mg·kg⁻¹.

1.1.2 供试蔬菜 供试蔬菜品种为正泰圆叶苋菜(*Amaranthus mangostanus*)及甜脆小白菜(*Brassica rapa*),均购于广东省农业科学院. 小白菜和苋菜是两种广泛种植的蔬菜,有研究表明,苋菜对 Cd 具有抗性强、高富集的特点,而小白菜抗性较弱、富集量也较低,但不同品种间差异较大^[15-16].

1.1.3 供试昆虫 斜纹夜蛾(*Prodenia litura*)幼虫购于华南农业大学. 斜纹夜蛾是昆虫纲鳞翅目(Lepidoptera)夜蛾科(Noctuidae)世界性分布的一种作物害虫,也是很多鸟类的食物来源.

1.2 试验设计

采用盆栽试验,在华南植物园科研温室中进行,设置一个不添加 Cd 的对照及添加 Cd 浓度为 5 和 10 mg·kg⁻¹的两个土壤处理(分别标记为 Cd₀、Cd₅和 Cd₁₀),并分别种植小白菜和苋菜,共 6 个处理组,每组 3 个重复(为了提供足够的叶喂养斜纹夜蛾,每个重复均种植 3 盆蔬菜),共 54 盆. 用 30 cm(直径)×15 cm(高)的圆形塑料盆,每盆装供试土壤 5 kg,按试验设计加入以分析纯 CdCl₂·2.5H₂O 配好的 Cd 溶液,4 次干湿交替,平衡 1 个月后同时施入 N、P、K 底肥:(NH₄)₂SO₄(0.2 g N·kg⁻¹土)、Ca(HPO₄)₂H₂CaSO₄(0.15 g P₂O₅·kg⁻¹土)、K₂SO₄(0.2 g K₂O·kg⁻¹土),并将同一重复的 3 盆土壤混匀后再装盆. 平衡 7 d 后播种,播种 15 d 后间苗,每盆保留长势相近的 5 株,间苗 30 d 后收获,种植期间每天浇水以保持土壤 70%~85%含水量.

1.2.1 样品采集及处理 同一重复的 3 盆蔬菜合并为一个样品,并采集土壤和植物样品. 土壤样品自然风干、磨碎,过 2 mm 筛,再取一部分过 100 目筛备用. 植物样品分成 3 组,第 1 组分为根、茎、叶,洗净后于液氮中带回实验室,储存于-80℃冰箱;第 2 组分为根、茎、叶,先用自来水清洗,再用去离子水冲洗

后称鲜质量,于75℃烘箱烘干,称干质量;第3组只取叶,洗净后储存于4℃冰箱,以饲养斜纹夜蛾.因斜纹夜蛾幼虫很少食用叶柄部分,所以植物的叶只取叶片部分,叶柄部分归入茎中.

1.2.2 饲养斜纹夜蛾 3龄左右(约1cm)斜纹夜蛾幼虫于塑料培养盒中饲养,放置于人工气候箱中,培养箱的条件为:(26±1)℃、50%湿度、12 h/12 h(白天/黑夜)^[10].按照试验处理及重复,共饲养18盒(每盒25条)斜纹夜蛾幼虫.根据幼虫食用量每天添加蔬菜叶片,隔日收集残叶及虫粪便.6 d后停止饲养,第2天将虫子用液氮致死,并冷冻干燥.收集的粪便于75℃烘箱烘干.

1.3 测定方法

1.3.1 Cd含量 土壤Cd有效性采用DTPA提取法.土壤Cd全量的测定:过100目筛的待测土壤先用HNO₃:HF:HClO₄(4:2:1,v:v:v)消煮完全,然后定容至25 mL待测.植物及虫粪中Cd含量的测定:过100目筛的样品,加入HNO₃:HClO₄(3:1,v:v)消煮完全后定容至25 mL待测.斜纹夜蛾幼虫Cd含量的测定:过100目筛的样品,先用HNO₃消煮完全,然后定容至25 mL待测.

1.3.2 Cd在植物体内的化学形态 Cd在植物体内的化学形态分析选用化学试剂逐步提取法^[11,17].称取约2 g冷冻蔬菜样品于50 mL离心管中,加入37.5 mL提取剂,用玻璃匀浆机匀浆后30℃恒温震荡18 h,5000×g离心10 min,将上清液倒于150 mL烧杯中;再向离心管中加入37.5 mL相同提取剂,30℃恒温震荡2 h,5000×g离心10 min,倒出上清液;加入提取剂重复上次操作2次;收集4次离心上清液约150 mL,沉淀进行下一提取剂的提取.重复上述操作,直至以下5种提取剂全部提取为止.提取剂依次为:1) 80%乙醇,提取硝酸盐、氯化物为主的无机盐以及氨基酸盐结合态;2) 去离子水,提取水溶性有机酸盐及重金属一代磷酸盐结合态;3) 1 mol·L⁻¹氯化钠,提取果胶盐及蛋白质结合态;4)

2%醋酸,提取包括二代磷酸盐在内的难溶性重金属磷酸盐;5) 0.6 mol·L⁻¹盐酸,提取草酸盐.最后沉淀为残渣态.所有上清液于电热板上70℃蒸干,加入HNO₃:HClO₄(3:1,v:v)消煮完全,定容待测.所有土壤、蔬菜、昆虫及虫粪样品的Cd含量均用火焰原子吸收分光光度计(FAAS, Cd 0.008 mg·L⁻¹)测定.

1.3.3 质量控制 化学形态提取试验设3个空白、3个重复,每批消煮设2个空白、2个重复、2个标准样品,土壤所用的标准物质为GBW08303,植物及虫粪所用标准物质为GBW07604,斜纹夜蛾幼虫所用标准物质为GBW(E)080193.标准物质回收率在96%~114%.

1.4 数据分析

所有数据用Microsoft excel 2003及SPSS 18.0进行统计分析,用LSD方法进行多重比较(α=0.05).

Cd的传递过程分为5个阶段:i)土-根,ii)根-茎,iii)茎-叶,iv)叶-虫,v)虫-虫粪.分别计算5个阶段的移动指数(mobility index,MI),并计算植物富集系数(bioconcentration factor,BCF)^[6].移动指数MI_{A-B}=B的浓度(mg·kg⁻¹)/A的浓度(mg·kg⁻¹);富集系数(BCF)=植物地上部(茎+叶)Cd平均浓度(mg·kg⁻¹)/土壤中Cd浓度(mg·kg⁻¹);植物地上部Cd平均浓度(mg·kg⁻¹)=(茎浓度×茎生物量+叶浓度×叶生物量)/(茎生物量+叶生物量);植物提取量(mg·plant⁻¹)=根浓度×根生物量+茎浓度×茎生物量+叶浓度×叶生物量.

2 结果与分析

2.1 不同处理土壤Cd全量及有效态含量
表1显示,人工致污的土壤中DTPA提取态Cd比例较高(77%~82%),因此易被植物吸收富集.

2.2 不同处理蔬菜生物量

图1显示,两种蔬菜各部分生物量随着土壤Cd处理浓度的升高而下降.对照组和Cd₅组苋菜各部

表1 供试土壤Cd全量及DTPA提取态含量
Table 1 Concentrations of total and DTPA-extractable Cd in soil (mean±SE, mg·kg⁻¹ DM)

处理 Treatment	甜脆小白菜 <i>Brassica rapa</i>			圆叶苋菜 <i>Amaranthus mangostanus</i>		
	全量 Total (T)	DTPA 提取态 Cd DTPA-extractable Cd (D)	D/T (%)	全量 Total (T)	DTPA 提取态 Cd DTPA-extractable Cd (D)	D/T (%)

Cd ₀	0.20±0.01	0.08±0.00	37	0.20±0.01	0.07±0.00	32
Cd ₅	4.36±0.09	3.50±0.07	80	3.96±0.10	3.05±0.16	77
Cd ₁₀	8.23±0.47	6.70±0.22	81	8.29±0.24	6.81±0.04	82

Cd₀:0 mg·kg⁻¹ Cd; Cd₅:5 mg·kg⁻¹ Cd; Cd₁₀:10 mg·kg⁻¹ Cd. 下同 The same below.

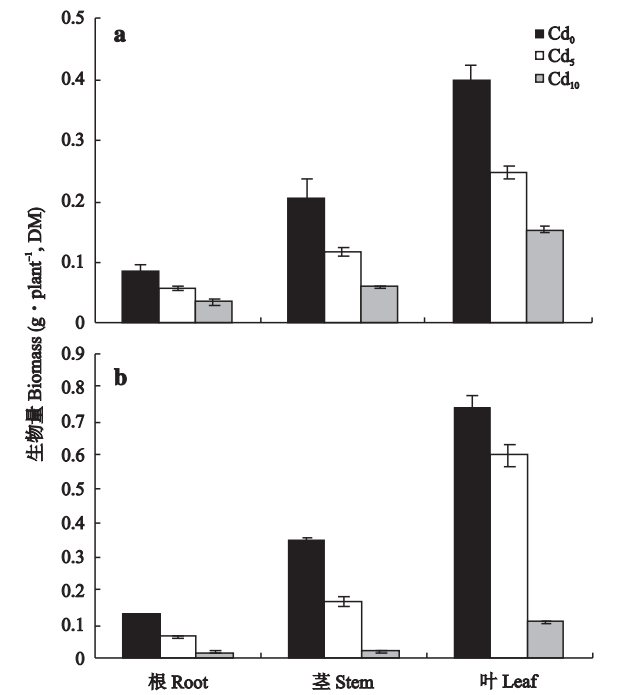


图1 不同Cd处理蔬菜各器官的生物量
Fig.1 Dry biomass of two vegetables growing in the Cd contaminated soils.
a) 甜脆小白菜 *Brassica rapa*; b) 圆叶苋菜 *Amaranthus mangostanus*.
Cd₀: 0 mg · kg⁻¹ Cd; Cd₅: 5 mg · kg⁻¹ Cd; Cd₁₀: 10 mg · kg⁻¹ Cd.

分生物量大于小白菜,但 Cd₁₀处理时,苋菜各部分生物量小于小白菜.除小白菜茎外,两种蔬菜其他器官的生物量均随着土壤中 Cd 浓度的增加而显著下降 ($P<0.05$);小白菜茎处理组干质量显著低于对照,但处理间无显著差异.土壤 Cd 为 10 mg · kg⁻¹时,小白菜根、茎、叶生物量比对照分别下降了 60.7%、70.9% 和 61.8%,苋菜组分别下降了 84.0%、93.3% 和 85.5%.

2.3 不同处理蔬菜、幼虫和虫粪中 Cd 含量

随着土壤中 Cd 浓度的升高,小白菜和苋菜根、茎、叶、斜纹夜蛾幼虫和虫粪中Cd含量均显著上升

($P<0.05$)(表2).小白菜组中,各器官 Cd 含量大小顺序为:虫<根<叶<茎<虫粪,茎和叶中的 Cd 含量显著高于根部,虫粪中的 Cd 含量为幼虫体内含量的 3.6~5.7 倍.苋菜组中,各器官 Cd 含量大小顺序为:虫<叶<虫粪<根<茎,虫粪含量为幼虫体内含量的 4.0~5.4 倍.

2.4 不同处理植物 Cd 提取量

小白菜和苋菜均表现出富集 Cd 的特征(表3).两种蔬菜 BCF 均远大于 1,且苋菜高于小白菜,表明苋菜 Cd 提取量高于小白菜,前者最高 Cd 提取量达 129.7 mg · kg⁻¹,而后者最高仅为 37.9 mg · kg⁻¹.小白菜提取量在处理间无显著差异,但苋菜 Cd 提取量在处理间差异显著($P<0.05$).两种蔬菜均将更多的 Cd 储存于地上部分,其中小白菜表现得更加明显,所吸收的 Cd 大部分都转移到了地上部分.

2.5 Cd 沿食物链的移动指数

移动指数(MI)因土壤处理浓度、植物种类及营养级水平不同而不同(表4).随着土壤 Cd 浓度的升高,小白菜 MI_{土-根} 逐渐增大,而苋菜 MI_{土-根} 先升高后降低,且苋菜 MI_{土-根} 显著大于小白菜 ($P<0.05$).小白菜组的 MI_{根-茎} 和 MI_{茎-叶} 均略高于苋菜组,且随着土壤 Cd 浓度的升高,两种蔬菜 MI_{根-茎} 均表现出先增高后降低的特征.两种蔬菜 MI_{叶-虫} 相近,均小于 1,而相应的 MI_{虫-虫粪} 均明显大于 MI_{叶-虫}.

2.6 蔬菜中 Cd 化学形态分布

小白菜和苋菜根、茎、叶中 Cd 各化学形态含量随土壤 Cd 处理浓度的升高而升高(表5、表6).两种蔬菜均以氯化钠提取态的 Cd 为主导形态(>70%),盐酸提取态和残渣态的 Cd 极少(两者之和小于 1%).苋菜各器官中氯化钠提取态 Cd 略高于小白菜,而去离子水提取态 Cd 略低于小白菜,两种蔬菜各形态 Cd 的大小顺序为:氯化钠>去离子水>乙醇、醋酸>盐酸、残渣态.

表2 土壤 Cd 处理对两种蔬菜各器官、斜纹夜蛾幼虫和虫粪中 Cd 含量的影响
Table 2 Effects of Cd treatments on the Cd contents in tissues of two vegetables, corresponding larva and feces (mean±SE, mg · kg⁻¹ DM)

蔬菜 Vegetable	处理 Treatment	Cd 含量 Cd content				
		根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	幼虫 Larva	虫粪 Feces
甜脆小白菜 <i>Brassica rapa</i>	Cd ₀	1.07±0.14	1.96±0.03	2.40±0.04	0.92±0.05	3.34±0.42
	Cd ₅	50.67±2.10	104.30±3.25	92.36±1.57	20.79±4.22	120.50±1.06
	Cd ₁₀	100.50±7.12	168.30±11.30	160.70±16.60	36.67±2.50	190.00±10.40
圆叶苋菜 <i>Amaranthus mangostanus</i>	Cd ₀	3.16±0.11	3.25±0.60	2.20±0.09	0.80±0.13	3.23±0.10
	Cd ₅	162.80±20.50	199.90±13.70	143.50±8.73	29.74±2.47	161.90±11.20
	Cd ₁₀	278.60±15.30	280.10±11.70	213.70±9.48	46.33±6.24	229.80±14.10

表 3 不同 Cd 浓度处理后两种蔬菜的 Cd 提取总量
Table 3 Cd uptake of two vegetables (mg · plant⁻¹)

处理 Treatment	甜脆小白菜 <i>Brassica rapa</i>			圆叶苋菜 <i>Amaranthus mangostanus</i>		
	BCF	提取量 Uptake	EAA/EAB	BCF	提取量 Uptake	EAA/EAB
Cd ₀	10. 99	1. 45	14. 46	12. 37	3. 16	6. 87
Cd ₅	22. 08	37. 90	11. 90	39. 35	129. 70	11. 32
Cd ₁₀	19. 79	37. 98	10. 00	27. 19	35. 28	5. 23

EAA:地上部分 Cd 提取总量 Extraction amount of aboveground; EAB:地下部分 Cd 提取总量 Extraction amount of belowground.

表 4 Cd 在食物链中的转运
Table 4 Mobility index (MI) of Cd in food chain

处理 Treatment	甜脆小白菜 <i>Brassica rapa</i>					圆叶苋菜 <i>Amaranthus mangostanus</i>				
	i	ii	iii	iv	v	i	ii	iii	iv	v
Cd ₀	5. 25	1. 83	1. 22	0. 38	3. 64	15. 40	1. 03	0. 68	0. 36	4. 04
Cd ₅	11. 60	2. 06	0. 89	0. 23	5. 80	41. 10	1. 23	0. 72	0. 21	5. 44
Cd ₁₀	12. 20	1. 67	0. 95	0. 23	5. 18	33. 60	1. 01	0. 76	0. 22	4. 96

i :土-根 Soil-root; ii :根-茎 Root-stem; iii :茎-叶 Stem-leaf; iv :叶-虫 Leaf-larva; v :虫-虫粪 Larva-feces.

表 5 小白菜根、茎、叶中 Cd 化学形态的含量
Table 5 Cd chemical fractions of *Brassica rapa* in roots, stems and leaves (mg · kg⁻¹ FM)

部位 Tissue	处理 Treatment	Cd 含量 Cd content					
		F(i)	F(ii)	F(iii)	F(iv)	F(v)	F(vi)
根 Root	Cd ₅	0. 14±0. 03 (2. 5)	1. 06±0. 27 (18. 7)	4. 34±0. 48 (76. 4)	0. 09±0. 01 (1. 5)	0. 021±0. 004 (0. 4)	0. 025±0. 002 (0. 44)
	Cd ₁₀	0. 21±0. 03 (2. 0)	1. 61±0. 30 (15. 7)	8. 22±0. 39 (79. 9)	0. 19±0. 01 (1. 9)	0. 026±0. 001 (0. 3)	0. 025±0. 001 (0. 24)
茎 Stem	Cd ₅	0. 18±0. 01 (4. 1)	0. 89±0. 07 (20. 5)	3. 15±0. 43 (72. 3)	0. 10±0. 02 (2. 4)	0. 010±0. 005 (0. 2)	0. 022±0. 005 (0. 51)
	Cd ₁₀	0. 50±0. 03 (6. 1)	1. 40±0. 23 (16. 9)	5. 91±0. 17 (71. 6)	0. 38±0. 06 (4. 7)	0. 038±0. 002 (0. 5)	0. 020±0. 003 (0. 24)
叶 Leaf	Cd ₅	0. 25±0. 06 (3. 2)	1. 43±0. 22 (18. 3)	5. 76±0. 15 (73. 6)	0. 37±0. 14 (4. 7)	0. 015±0. 003 (0. 2)	0. 008±0. 001 (0. 10)
	Cd ₁₀	0. 50±0. 04 (4. 6)	1. 92±0. 05 (17. 9)	7. 58±0. 26 (70. 7)	0. 71±0. 03 (6. 6)	0. 014±0. 001 (0. 1)	0. 012±0. 001 (0. 11)

F(i):80% 乙醇提取态 Extracted by 80% ethanol; F(ii):d-H₂O 提取态 Extracted by deionized water; F(iii):1 mol · L⁻¹ NaCl 提取态 Extracted by 1 mol · L⁻¹ NaCl; F(iv):2% 醋酸提取态 Extracted by 2% acetic acid; F(v):0. 6 mol · L⁻¹ HCl 提取态 Extracted by 0. 6 mol · L⁻¹ HCl; F(vi):残渣态 Residual form. 括号中为该提取形态占总提取量的百分比(%) Number in the bracket was the percentage of the chemical fraction to total Cd content. 下同 The same below.

表 6 苋菜根、茎、叶中 Cd 化学形态的含量
Table 6 Cd chemical fractions of *Amaranthus mangostanus* in roots, stems and leaves (mg · kg⁻¹ FM)

部位 Tissue	处理 Treatment	Cd 含量 Cd content					
		F(i)	F(ii)	F(iii)	F(iv)	F(v)	F(vi)
根 Root	Cd ₅	0. 43±0. 07 (3. 5)	1. 88±0. 29 (15. 4)	9. 70±0. 92 (79. 7)	0. 12±0. 03 (1. 0)	0. 025±0. 004 (0. 2)	0. 022±0. 003 (0. 18)
	Cd ₁₀	1. 02±0. 18 (4. 3)	3. 96±0. 28 (16. 8)	18. 11±1. 40 (76. 7)	0. 48±0. 06 (2. 0)	0. 017±0. 006 (0. 1)	0. 025±0. 003 (0. 11)
茎 Stem	Cd ₅	0. 32±0. 03 (2. 3)	1. 01±0. 24 (7. 2)	12. 52±0. 05 (89. 0)	0. 18±0. 04 (1. 3)	0. 019±0. 004 (0. 1)	0. 018±0. 005 (0. 13)
	Cd ₁₀	0. 68±0. 04 (3. 2)	1. 84±0. 09 (8. 6)	18. 00±0. 90 (83. 8)	0. 86±0. 04 (4. 0)	0. 055±0. 005 (0. 3)	0. 033±0. 003 (0. 15)
叶 Leaf	Cd ₅	0. 73±0. 12 (4. 7)	1. 71±0. 39 (11. 0)	12. 22±0. 06 (78. 9)	0. 81±0. 02 (5. 2)	0. 017±0. 001 (0. 1)	0. 012±0. 002 (0. 08)
	Cd ₁₀	0. 93±0. 02 (3. 5)	2. 28±0. 41 (8. 6)	22. 54±0. 11 (85. 1)	0. 69±0. 07 (2. 6)	0. 037±0. 016 (0. 1)	0. 012±0. 001 (0. 04)

3 讨 论

3.1 土壤 Cd 处理对蔬菜生物量及 Cd 含量的影响
生物量是反映植物对重金属耐性的重要指标之一^[18-19],不同种类植物对重金属的耐性存在明显差异^[20]. 本研究中两种蔬菜生物量随土壤中 Cd 浓度的升高而显著降低,表现为对 Cd 的耐受性较弱,但这两种蔬菜各器官 Cd 含量随着土壤中 Cd 处理浓度的升高而显著升高,苋菜茎部 Cd 含量最高可达 280 mg · kg⁻¹(表 2). Chuni1all 等^[21]研究发现,苋科

的一种绿苋 (*Amaranthus hybridus*) 和一种红苋 (*A. dubius*) 对重金属 Cd 有很强的富集能力. 王激清等^[22]发现,十字花科的油菜 (*Brassica campestris*) 富集 Cd 的能力高于印度芥菜 (*B. juncea*). 本试验中的污染土壤为人工添加 Cd,其 Cd 的有效性较高 (>70%),也在一定程度上增加了蔬菜对 Cd 的富集,从而加重了 Cd 对蔬菜生物量的影响.
植物中根、茎、叶对 Cd 的吸收累积能力一般表现为:根>茎>叶,认为是根对重金属进入植物体有屏障作用^[6,23],然而 Sun 等^[19]的研究表明,植物体

内 Cd 富集为:根<茎<叶. 在本试验中,小白菜根部 Cd 含量显著低于茎和叶,苋菜根部 Cd 含量也略低于茎部(表 2),这有利于植物地上部分富集 Cd,地上部 Cd 浓度高于地下部被认为是超富集植物的一个条件^[24],小白菜和苋菜处理组地上部 Cd 浓度均大于 100 mg · kg⁻¹,这符合超富集植物的特征.但是两种蔬菜都表现出受 Cd 污染毒害严重的特征,并且两种蔬菜富集系数 BCF 均远大于 1,即将更多的 Cd 富集在地上部即可食用部分,因而在 Cd 污染土壤上种植的这两种蔬菜均不适于食用.

3.2 Cd 沿食物链的传递特征

两种蔬菜 MI_{土-根} 均大于 1,并且 Cd₅ 和 Cd₁₀ 处理组苋菜 MI_{土-根} 显著大于小白菜 (P<0.05),说明小白菜和苋菜的根都对 Cd 有较强的富集作用,且苋菜根部的富集作用更强.植物中 Cd 的含量与土壤中 Cd 的有效性有关^[25],本试验土壤 DTPA 提取态较高(>77%),有利于土壤中 Cd 向植物中转移.小白菜的 MI_{根-茎} 和 MI_{茎-叶} 均略大于苋菜(表 4),即小白菜更倾向于将 Cd 向地上部转移^[26].Cd 在两种蔬菜中的化学形态分布显示,小白菜去离子水提取态 Cd 所占比例略高于苋菜,而氯化钠提取态 Cd 所占比例相反,表明小白菜各器官中 Cd 更易向下一级转移.小白菜和苋菜 MI_{叶-虫} 均小于 1,且两种蔬菜 MI_{叶-虫} 处理间较稳定,不同蔬菜间也较一致,在一定范围内斜纹夜蛾幼虫体内 Cd 含量与蔬菜叶中 Cd 含量存在线性关系(y=0.215x+0.559, r²=0.993).各处理中 MI_{虫-虫粪} 远大于 MI_{叶-虫},即斜纹夜蛾幼虫食入的 Cd 大部分是由虫粪排出体外,因此由粪便排出体外是这类昆虫缓解重金属毒害的主要机制之一.这种机制可能主要通过以下两种方式实现:一方面,斜纹夜蛾幼虫对食物的利用率和转化率较低,吃进的食物大部分由粪便排出体外^[27];另一方面,两种蔬菜叶片中的 Cd 主要存在于与蛋白质或果胶结合的氯化钠提取态中,斜纹夜蛾幼虫在将植物蛋白转变为动物蛋白时,可能代谢出了一部分 Cd 随粪便排泄出去^[7].

3.3 Cd 化学形态与植物吸收、转运 Cd 的相互关系

植物体内 Cd 不同的化学形态分布对植物的毒害性和向下一级的移动性也不同.乙醇提取态及去离子水提取态的 Cd 对植物细胞的毒害性、移动性最大,氯化钠提取态 Cd 次之,醋酸提取态、盐酸提取态及残渣态 Cd 被认为是较稳定且对植物毒害最小的形态^[11,28].Fu 等^[13]发现,美洲商陆的茎和叶片中氯化钠提取态 Cd 占主要形式,乙醇提取态次之,

认为 Cd 可能与羟基或羧基等极性物质结合形成无毒化合物而达到解毒目的.Wang 等^[14]研究表明,苎麻(*Bechmeria nivea*)各器官中 Cd 化学形态主要为氯化钠提取态和醋酸提取态,认为这是苎麻忍耐高 Cd 毒害的机制.本试验 Cd 化学形态分布的研究结果显示,小白菜和苋菜各器官中 Cd 主要存在于与蛋白质或果胶结合态(氯化钠提取态)中,无机盐结合态(乙醇提取态)和水溶性 Cd(去离子水提取态)含量次之(表 5 和表 6),这表明在两种蔬菜中,Cd 可能与多种金属配位体结合,达到缓解 Cd 毒性的作用.但醋酸提取态、盐酸提取态及残渣态 Cd 含量极低,因此两种蔬菜各器官受 Cd 的毒害较严重,且 Cd 由根向茎和叶的移动性均较高.Qiu 等^[29]研究认为,Cd 通过与蛋白质或果胶结合或转变为不可溶形态可以降低对植物各器官的毒害作用.本研究中,小白菜去离子水提取态 Cd 略高于苋菜,而氯化钠提取态 Cd 略低于苋菜,说明小白菜对 Cd 毒害的耐性较苋菜低,然而苋菜各器官生物量下降较小白菜更明显,可能因为苋菜各器官 Cd 含量显著高于小白菜.

参考文献

[1] Dehn LA, Follmann EH, Thomas DL, et al. Trophic relationships in an arctic food web and implications for trace metal transfer. *Science of the Total Environment*, 2006, **362**: 103-123

[2] Smichowski P, Polla G, Gómez D. Metal fractionation of atmospheric aerosols via sequential chemical extraction: A review. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 2005, **381**: 302-316

[3] Damek-Poprawa M, Sawicka-Kapusta K. Histopathological changes in the liver, kidneys, and testes of bank voles environmentally exposed to heavy metal emissions from the steelworks and zinc smelter in Poland. *Environment Research*, 2004, **96**: 72-78

[4] Burger J. Assessment and management of risk to wildlife from cadmium. *Science of the Total Environment*, 2008, **389**: 37-45

[5] Verkleij JAC, Golan-Goldhirsh A, Antosiewicz DM, et al. Dualities in plant tolerance to pollutants and their uptake and translocation to the upper plant parts. *Environmental and Experimental Botany*, 2009, **67**: 10-22

[6] Prince SP, Senthilkumar P, Subburam V. Mulberry-silkworm food chain: A template to assess heavy metal mobility in terrestrial ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2001, **69**: 231-238

[7] Scheifler R, Vaufléury AG, Toussaint ML, et al. Transfer and effects of cadmium in an experimental food chain involving the snail *Helix aspersa* and the predatory carabid beetle *Chrysocarabus splendens*. *Chemosphere*, 2002, **48**: 571-579

[8] Wang W-X (王文雄), Pan J-F (潘进芬). The trans-

- fer metals in marine food chains: A review. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2004, **24**(3): 599–604 (in Chinese)
- [9] Notten MJM, Oosthoek AJP, Rozema J, *et al.* Heavy metal concentrations in a soil-plant-snail food chain along a terrestrial soil pollution gradient. *Environmental Pollution*, 2005, **138**: 178–190
- [10] Zhuang P, Zou HL, Shu WS. Biotransfer of heavy metals along a soil-plant-insect-chicken food chain: Field study. *Journal of Environmental Sciences*, 2009, **21**: 849–853
- [11] Wu FB, Dong J, Qian QQ, *et al.* Subcellular distribution and chemical form of Cd and Cd-Zn interaction in different barley genotypes. *Chemosphere*, 2005, **60**: 1437–1446
- [12] Verbruggen N, Hermans C, Schat H. Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants. *Current Opinion in Plant Biology*, 2009, **12**: 364–372
- [13] Fu XP, Dou CM, Chen YX, *et al.* Subcellular distribution and chemical forms of cadmium in *Phytolacca americana* L. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **186**: 103–107
- [14] Wang X, Liu YG, Zeng GM, *et al.* Subcellular distribution and chemical forms of cadmium in *Beckmeria nivea* (L.) Gaud. *Environmental and Experimental Botany*, 2008, **62**: 389–395
- [15] Chen Y (陈 瑛), Li T-Q (李廷强), Yang X-E (杨肖娥), *et al.* Differences in cadmium absorption and accumulation of *Brassica* varieties on cadmium-polluted soil. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2009, **20**(3): 736–740 (in Chinese)
- [16] Wu X (吴 晓), Xiong Z-T (熊治廷), Ma X-M (马晓敏). Resistance study of Pb, Cu, Cd on twelve species vegetables. *Journal of Wuhan University* (Natural Science) (武汉大学学报·理学版), 2005, **51**(S2): 291–293 (in Chinese)
- [17] Yang J-R (杨居荣), He J-Q (贺建群), Zhang G-X (张国祥), *et al.* Tolerance mechanism of crops to Cd pollution. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 1995, **6**(1): 87–91 (in Chinese)
- [18] Gonzaga MIS, Santos JAG, Ma LQ. Phytoextraction by arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. from six arsenic-contaminated soils: Repeated harvests and arsenic redistribution. *Environmental Pollution*, 2008, **154**: 212–218
- [19] Sun YB, Zhou QX, Wang L, *et al.* Cadmium tolerance and accumulation characteristics of *Bidens pilosa* L. as a potential Cd-hyperaccumulator. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **161**: 808–814
- [20] Yang J-R (杨居荣), He J-Q (贺建群), Huang Y (黄翌), *et al.* Inter- and intraspecific differences of crops in cadmium tolerance. I. Interspecific difference. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 1994, **5**(2): 192–196 (in Chinese)
- [21] Chumilall V, Kindness A, Jonnalagadda SB. Heavy metal uptake by two edible *Amaranthus* herbs grown on soils contaminated with lead, mercury, cadmium, and nickel. *Journal of Environmental Science and Health Part B—Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 2005, **40**: 375–384
- [22] Wang J-Q (王激清), Zhang B-Y (张宝悦), Su D-C (苏德纯). The study on selection of rape species in phytoremediated cadmium contaminated soil and their cadmium absorbing characters: Selection of oilseed rape species with higher cadmium accumulation. *Journal of Hebei North University* (Natural Science) (河北北方学院学报·自然科学版), 2005, **21**(1): 58–61 (in Chinese)
- [23] Xu WF, Shi W, Yan F, *et al.* Mechanisms of cadmium detoxification in cattail (*Typha angustifolia* L.). *Aquatic Botany*, 2011, **94**: 37–43
- [24] McGrath SP, Zhao FJ. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*, 2003, **14**: 277–282
- [25] Brown SL, Chaney RL, Angle JS, *et al.* Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and *Bladder campion* for zinc-contaminated and cadmium-contaminated soil. *Journal of Environmental Quality*, 1994, **23**: 1151–1157
- [26] Li QS, Cai SS, Mo CH, *et al.* Toxic effects of heavy metals and their accumulation in vegetables grown in a saline soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2010, **73**: 84–88
- [27] Huang D-L (黄东林), Xia J-Y (夏锦瑜), Liu H (柳慧), *et al.* Effects of three leafy turfgrasses on the development and nutrition utilization of *Spodoptera litura* (Lepidoptera: Noctuidae). *Acta Entomologica Sinica* (昆虫学报), 2008, **51**(2): 155–160 (in Chinese)
- [28] He JY, Zhu C, Ren YF, *et al.* Uptake, subcellular distribution and chemical forms of cadmium in wild-type and mutant rice. *Pedosphere*, 2008, **18**: 371–377
- [29] Qiu Q, Wang YT, Yang ZY, *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. *Food and Chemical Toxicology*, 2011, **49**: 2260–2267

作者简介 丁 平,女,1987年生,硕士研究生.主要从事恢复生态学及污染生态学研究. E-mail: dingping09@scbg.ac.cn

责任编辑 肖 红
