

曾露苹, 秦俊豪, 董淑玉, 等. 不同木薯品种对重金属 Cu Zn Cd 累积差异及健康风险分析[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(6): 1044–1052.

ZENG Lu-ping, QIN Jun-hao, DONG Shu-yu, et al. Accumulation of heavy metals copper, zinc, and cadmium in cassava varieties and the associated human health risk[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(6): 1044–1052.

不同木薯品种对重金属 Cu Zn Cd 累积差异及健康风险分析

曾露苹^{1,2,3}, 秦俊豪^{1,2,3}, 董淑玉^{1,2,3}, 张润涵^{1,2,3}, 黎华寿^{1,2,3*}

(1.华南农业大学热带亚热带生态研究所, 广州 510642; 2.农业部华南热带农业环境重点实验室, 广州 510642; 3.华南农业大学广东省高等学校农业生态与农村环境重点实验室, 广州 510642)

摘要:木薯在污染土壤上的生物修复和能源植物利用方面具有巨大潜力。为探究不同木薯品种重金属 Cu、Zn、Cd 的吸收转运差异及人体暴露风险评估, 选取华南地区生产上常用的三个木薯品种(华南 5 号、华南 205 号、华南 8 号)进行污染小区试验。结果表明, 华南 8 号在三个木薯品种中产量最高, 在宁西样地可达 53 125 kg·hm⁻², 三个木薯品种各组织器官中 Cu、Zn、Cd 的含量均表现为: 茎>叶>块根; 进一步比较发现, 华南 8 号对三种重金属的总富集量系数最大, 其中 Cu 为 4.30、Zn 为 2.86、Cd 为 2.80, 适宜在中轻度污染土壤上推广种植。靶标危害系数方法 (THQ) 计算结果显示, 宁西样地三个木薯品种通过块根途径暴露接触重金属对成人和儿童均具潜在健康风险。

关键词:木薯品种; 土壤重金属; Cu; Zn; Cd; 植物修复; 健康风险分析

中图分类号: X171.5 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2017)06-1044-09 doi:10.11654/jaes.2017-0075

Accumulation of heavy metals copper, zinc, and cadmium in cassava varieties and the associated human health risk

ZENG Lu-ping^{1,2,3}, QIN Jun-hao^{1,2,3}, DONG Shu-yu^{1,2,3}, ZHANG Run-han^{1,2,3}, LI Hua-shou^{1,2,3*}

(1. Institute of Tropical and Subtropical Ecology, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China; 2. Ministry of Agriculture Key Laboratory of Agro-Environment in the Tropics, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China; 3. Key Laboratory of Agroecology and Rural Environment of Guangdong Regular Higher Education Institutions, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China)

Abstract: Cassava (*Manihot esculenta*) has great potential for bioremediation of contaminated soil and utilization as an energy plant. Three cassava varieties (SC5, SC205, and SC8) were selected to investigate the differences in their accumulation of heavy metals copper (Cu), zinc (Zn), and cadmium (Cd) and to perform human health risk assessments through field plot experiments. The results showed that SC8 had the highest yield among the three cassava cultivars, at up to 53 125 kg·hm⁻² at the sample site Ningxi. The concentrations of Cu, Zn, and Cd in the three cassava varieties were all ranked in the order stem > leaf > root. The total enrichment coefficient of SC8 was much higher than that of the other two cassava cultivars, with Cu of 4.30, Zn of 2.86, and Cd of 2.80. It may be important to promote planting of cassava variety SC8 in moderately polluted soil. Furthermore, the result of target hazard quotient (THQ) analyses showed that adults and children who consume cassava tubers and roots from the Ningxi plots had potential health risks due to heavy metal contamination.

Keywords: cassava (*Manihot esculenta*) cultivar; soil heavy metal; copper; zinc; cadmium; phytoremediation; human health risk analysis

收稿日期: 2017-01-13

作者简介: 曾露苹 (1993—), 女, 广东汕头人, 硕士研究生, 研究方向为污染生态学。E-mail: rabbyzlp@163.com

* 通信作者: 黎华寿 E-mail: lihuashou@scau.edu.cn

基金项目: 国家高技术研究 (863) 项目 (2013AA102402); 广东省科技计划项目 (2014A030304036, 2015B090903077)

Project supported: The National High Technology Research and Development Program of China (2013AA102402); The Science and Technology Planning of Guangdong Province, China (2014A030304036, 2015B090903077)

随着工业化和城市化进程的快速发展,土壤重金属污染日益受到关注。当前,土壤污染治理难度大,采用超富集植物提取重金属的效果不理想^[1],而且由于其农业生产条件要求太苛刻,大部分超富集植物难以野外规模化种植,生物产量亦比较小,土壤中过高浓度的重金属也会使植物出现中毒现象,影响植物修复工作的开展^[2-4]。应用能兼顾农业生产的能源植物修复成为一条重要途径。目前,一些大生物量的植物已经被用于治理重金属中度污染的土壤,在治理重金属污染的同时这些植物还可用作生物燃料,带来了额外的收益^[5-7],被誉为廉价的“绿色修复技术”^[8]。例如天绿香(*Sauropus androgynus* (L.) Merr.)和木薯(*Manihot esculenta* Crantz)不仅能够在重金属重度污染的土壤上生长并获得可观的生物量,同时还能对其中的重金属有效地进行提取^[9],柳枝稷(*Panicum virgatum* L.)是多年生草本 C4 能源植物,对 Cd 有一定的耐受性和吸收能力^[10],须芒草(*Andropogon yunnanensis* Hack.)对 Al 有很强的耐受性^[11],此外,象草(*Pennisetum purpureum* Schum)、香根草(*Vetiveria zizanioides* L.)、芦苇(*Phragmites communis* Trin.)均对 Cu 具有较强的耐受性^[12]。这些研究都证明了能源植物具有修复土壤重金属污染的潜力。

木薯是抗逆性强、相对耐污和易累积提取重金属的大生物量能源植物,在植物修复和能源植物利用方面潜力巨大^[13-14]。木薯具有淀粉之王和地下粮食的美誉,在我国的热带地区,木薯是仅次于水稻、甘薯、甘蔗和玉米的第五大作物,而且在饲料业、淀粉行业、作物布局及工业应用等方面都起着重要的作用^[15-17],在生物质能源开发上被列为理想的能源植物^[18-19]。近年来,有关木薯对重金属的耐性和吸取积累能力已有一些研究^[9,20],但木薯不同品种对重金属的适应能力及其吸收积累能力的差异还缺少研究。为此,本文通过污染小区田间种植试验,研究华南地区目前广泛种植的三个木薯品种对土壤铜、锌、镉的吸收富集与转运能力差异,以期对评价和选择高累积重金属的木薯品种提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

试验在广州市岑村样地(23°16', 113°37')和宁西样地(23°24', 113°64')进行,土壤基本理化性质见表 1。镉全量均超过(GB 15618—1995)土壤环境质量二级标准($Cd \leq 0.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),而铜、锌全量均未超标($Cu \leq 100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $Zn \leq 250 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),两个样地均属于重金属中轻度污染区域。岑村样地和宁西样地供试木薯品种均为广东常见木薯种,分别为华南 5 号(SC5)、华南 205 号(SC205)、华南 8 号(SC8)。

1.2 试验设计

岑村样地及宁西样地设计每块小区面积为 20 m² (5 m×4 m)。每个小区种植 25 株木薯种苗,株行距为 0.8 m×1 m,每个品种设置 3 个重复(即 3 个小区)并进行随机布置,试验区周边设置保护行。选择大小相对均匀的木薯种茎,2015 年 3 月 6 日种植,生长 9 个月后于 12 月 25 日收获。试验前每小区施用有机肥 500 kg·hm⁻² 为底肥,下种后 60 d 进行第一次追肥,施用复合肥 120 kg·hm⁻² (N:P:K=15:15:15),并结合中耕除草培土;第一次追肥后 60 d 进行第二次追肥,施复合肥 200 kg·hm⁻²,并结合中耕除草培土。

1.3 样品处理与分析

1.3.1 木薯各部位生物量及产量测定

收获期于每个小区随机挖取 5 株木薯进行单株的鲜薯产量测定,计算平均产量,按 1.25 万株·hm⁻² 折算单位面积产量,同时分茎、叶、块根三部分对植株生物量鲜重进行称重,然后取混合样分析测试重金属含量等指标。

1.3.2 木薯和土壤重金属测定

将供试木薯样品先用自来水冲洗,再用蒸馏水洗涤,除去样品表面附着的杂质,分割根、茎、叶三部分,置于烘箱中 105 ℃杀青,60 ℃烘干至恒重,称重并折算各部分生物量干重,将样品粉碎备用。土壤按五点法取混合样后经风干并过 100 目筛后备用。采用消解法预处理土样和植物样,准确称取 0.2 g 植物样或土

表 1 供试土壤的理化性状

Table 1 Physical-chemical properties of the experimental soil

取样地 Sample Site	pH	有机质 Organic matter/ g·kg ⁻¹	全氮 Total N/ g·kg ⁻¹	全磷 Total P/ g·kg ⁻¹	全钾 Total K/ g·kg ⁻¹	全铜 Total Cu/ mg·kg ⁻¹	全锌 Total Zn/ mg·kg ⁻¹	全镉 Total Cd/ mg·kg ⁻¹
宁西样地	6.7	16.30	1.92	0.27	13.21	25.22	50.89	1.31
岑村样地	6.5	14.70	1.89	0.28	9.8	23.58	70.33	0.82

样放入聚四氟乙烯消解管中。其中,木薯消解加酸方法为 8 mL 优级纯 HNO_3 , 2 mL 分析纯 H_2O_2 , 而土样法消解加酸方法为 6 mL 优级纯的 HNO_3 , 2 mL 优级纯 HF , 2 mL 分析纯 H_2O_2 , 加盖后放入 CEM Mars6 高通量密闭微波消解系统中进行消解。消解程序如下:首先选择 1000 W, 保持 5 min; 接下来选择 1600 W, 保持 20 min, 然后逐渐冷却至室温后取出用超纯水稀释定容至 25 mL。同时做样品空白及质量控制样, 用火焰石墨炉原子吸收光谱仪(Z700P, 德国耶拿公司)测定 Cu、Zn、Cd 三种重金属全量含量, 土壤基本性质参照文献[21]的方法测定。

1.3.3 木薯各部位的重金属富集系数和转运量系数测定

一般来说, 在评价植物对重金属富集转运时, 富集系数(BF)和转运系数(TF)是衡量植物提取重金属潜力的常用指标^[22-23], 但生物富集系数和转运系数仅从元素质量分数角度考虑植物对重金属的富集转运能力, 忽略了植物吸收总量与生物量的关系, 木薯作为大生物量植物, 在评价重金属富集转运效应时, 生物量应作为一个重要参考因素。基于此, 本文采用植物富集系数和转运量系数, 作为反映木薯对土壤重金属元素提取和富集转运能力的评价指标^[24]。

生物富集系数=(植物某部位元素质量分数×植物该部位生物量)/土壤中元素质量分数

转运量系数=(地上部植物中元素质量分数×地上部生物量)/(地下部植物中元素质量分数×地下部生物量)

1.3.4 经木薯块根摄入重金属对人体健康风险评价

THQ(Target hazard quotients)靶标危害系数方法是一种用于评估人体通过食物摄取重金属风险的方法, 是依据 US EPA^[25]提出的按成人及儿童的平均体重建立的风险分析方法。木薯块根是主要的粮食和食品工业原料, 为此采用国际上公认的可以量化风险的靶标危害系数方法对木薯块根重金属风险进行评估, 分别就 Cu、Zn、Cd 的风险计算了不同品种木薯块根重金属膳食风险商。该方法公式表达如下:

$$THQ = \frac{EF_r \times ED \times F_{IR} \times C \times F_p \times F_m}{RfD \times W_{AB} \times AT_n} \times 10^{-3}$$

式中: EF_r 为接触频率, $\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$, 取值为国际通用做法 $350 \text{ d} \cdot \text{a}^{-1}$; ED 为平均人寿, 取值为 72 岁^[26]; F_{IR} 为消化食物的比率, $\text{g} \cdot \text{人}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 根据 2004 年“中国健康与营养调查”结果, 儿童和成人取值分别为 223.4、355.0 $\text{g} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{人}^{-1}^[27]; C 为食物中重金属含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; F_p 为加工$

因子, 是指经烹调等加工环节其浓度下降的比例, 采用国际通用做法, 默认为 1^[28-30]; F_m 为变异因子, 是指单位食物中的变异程度, 采用国际通用做法, 默认为 1^[31]; RfD 为参比剂量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{人}^{-1}$), 依据 USEPA (2000) 标准, Zn、Cd、Cu 分别为 0.3、0.001、0.04 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; W_{AB} 为人体平均体质量 ($\text{kg} \cdot \text{人}^{-1}$), 采用国际通用标准, 成人 55.9 kg, 儿童 32.7 kg; AT_n 为平均无癌症反应时间, 假定平均无癌症反应时间为 $72 \text{ a} \times 365 \text{ d} \cdot \text{a}^{-1}$, 取值为 26 280 d。

计算结果 $THQ < 1$ 则认为人体负荷的重金属对人体健康造成的影响不明显。

1.4 数据统计分析

采用 Microsoft Excel 进行数据处理, 以 SPSS18.0 的单因素方差分析(One-way ANOVA)对每个测定项目统计结果进行显著性方差分析。

2 结果与分析

2.1 不同木薯品种的产量及生物量分析

分析表 2 结果可知, 宁西样地和岑村样地均为 SC8 木薯品种的单产最高, 分别达 53 125、31 500 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。宁西样地中木薯品种 SC8 与 SC5 的产量差异达显著水平 ($P < 0.05$); 而岑村样地中 SC8 与另两个品种的单产差异也达到显著水平 ($P < 0.05$)。

由表 3 结果可知, 宁西样地和岑村样地中 SC8 的茎、叶与块根生物量在三个木薯品种中均为最高, 分别达 3.79、1.14、4.25 kg 和 2.25、0.41、2.52 kg, 且均与 SC5 达显著差异性 ($P < 0.05$)。进一步分析结果显示, 岑村样地中 SC8 块根与 SC205 块根的生物量差

表 2 供试木薯品种产量

Table 2 Yield analysis of experimental cassava varieties

取样地 Sampling site	品种 Varieties	株产/kg Yield per plant	折合公顷产/kg·hm ⁻² Yield per hectare
宁西样地	SC5	3.19±0.54b	39 875
	SC205	3.54±0.55ab	44 250
	SC8	4.25±0.28a	53 125
岑村样地	SC5	1.01±0.11c	12 625
	SC205	1.66±0.12b	20 750
	SC8	2.52±0.29a	31 500

注: 所有数据均为均值±标准误 ($n=3$), 差异性分析为单个样地三个品种之间的比较, 同列中不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$)。下同。

Note: All values are presented as mean ± standard error ($n=3$), difference analysis are compared between different cultivars in each plot, different small letters in the same column meant significant difference at 0.05 level. The same below.

表3 不同品种木薯各部位的生物量(kg·株⁻¹)Table 3 The biomass of different parts in different cassava varieties (kg·plant⁻¹)

取样地 Sampling Site	品种 Varieties	茎 Shoots	叶 Leaves	块根 Root tubers
宁西样地	SC5	2.18±0.18b	0.38±0.05b	3.19±0.54b
	SC205	3.37±0.31a	1.03±0.14a	3.54±0.55ab
	SC8	3.79±0.18a	1.14±0.12a	4.25±0.28a
岑村样地	SC5	1.50±0.09b	0.28±0.01b	1.01±0.11c
	SC205	1.94±0.13ab	0.33±0.02ab	1.66±0.12b
	SC8	2.25±0.24a	0.41±0.05a	2.52±0.29a

异达显著水平($P<0.05$)。

2.2 不同木薯品种各部位的重金属含量

岑村样地和宁西样地三个木薯品种各部位重金属 Cu、Zn、Cd 的含量见表4。宁西样地中,SC8 根部的 Cu 含量在三个品种中最高,达 8.64 mg·kg⁻¹,与其他两个品种存在显著差异性($P<0.05$);SC8 叶部的 Cd 含量达 0.60 mg·kg⁻¹,与 SC205 叶部 Cd 含量 0.24 mg·kg⁻¹ 形成显著差异($P<0.05$)。岑村样地中,SC8 茎部的 Cd 含量达 0.33 mg·kg⁻¹,与 SC205 茎部 Cd 含量 0.18 mg·kg⁻¹ 形成显著差异($P<0.05$)。除此之外,两个样地三个木薯品种各部位同一重金属含量差异并不显著

($P>0.05$)。

2.3 不同木薯品种重金属富集量系数和转运量系数

2.3.1 不同木薯品种各部位重金属富集量系数

由表5可以看出,两个样地的 SC8 三个部位的 Cu、Zn、Cd 富集量系数在三个品种中均最高。在宁西样地中,SC8 叶部的 Cu、Zn、Cd 富集量系数分别高达 0.55、0.44、0.52,与其他两个品种叶部对应的重金属富集量系数均存在显著差异($P<0.05$),SC8 与 SC5 相比较,叶部的 Cu、Zn、Cd 富集量系数分别提高了 293%、238%、247%。岑村样地中,SC8 根部的 Cu、Zn、Cd 富集量系数分别高达 0.46、0.21、0.17,与其他两个品种根部对应的重金属富集量系数均存在显著差异($P<0.05$),SC8 与 SC5 相比较,根部的 Cu、Zn、Cd 富集量分别提高了 207%、200%、143%。

宁西样地 SC8 茎部的 Cu、Zn、Cd 富集量系数分别高达 2.01、1.77、1.78,是叶部对应重金属富集量系数的 3.65、4.02、3.42 倍,是根部对应重金属富集量系数的 1.15、2.72、3.56 倍。岑村样地 SC8 茎部的 Cu、Zn、Cd 富集量系数分别高达 0.86、0.78、0.91,是叶部对应重金属富集量系数的 7.17、19.5、8.27 倍,是根部对应重金属富集量系数的 1.86、3.71、5.35 倍。两个样地中,重金属生物富集量系数大小顺序均为茎部>块

表4 不同木薯品种各部位中重金属元素含量(mg·kg⁻¹)Table 4 The heavy metal contents of different parts in different cassava varieties(mg·kg⁻¹)

植株部位 Portion of cassava plants	取样地 Site	品种 Varieties	重金属元素含量 Concentration of heavy metal/mg·kg ⁻¹		
			Cu	Zn	Cd
茎 Shoots	宁西样地	SC5	13.78±0.82a	26.35±0.68a	0.53±0.06a
		SC205	12.66±0.33a	25.21±4.92a	0.57±0.05a
		SC8	12.51±1.53a	25.83±4.84a	0.62±0.15a
	岑村样地	SC5	8.68±1.88a	18.26±0.66a	0.24±0.05ab
		SC205	7.87±0.71a	17.45±3.74a	0.18±0.03b
		SC8	9.63±1.90a	19.36±4.14a	0.33±0.01a
叶 Leaves	宁西样地	SC5	8.40±0.76a	17.28±1.95a	0.52±0.04a
		SC205	9.75±0.51a	16.44±2.14a	0.24±0.05b
		SC8	10.04±1.22a	18.77±2.44a	0.60±0.06a
	岑村样地	SC5	5.30±0.56a	6.23±1.70a	0.18±0.03a
		SC205	5.20±0.99a	7.85±0.91a	0.17±0.01a
		SC8	6.83±0.36a	8.47±0.86a	0.18±0.02a
根 Roots	宁西样地	SC5	6.69±0.86b	7.46±1.63a	0.14±0.03a
		SC205	6.31±0.12b	6.13±0.15a	0.15±0.02a
		SC8	8.64±0.26a	7.74±0.60a	0.15±0.07a
	岑村样地	SC5	3.71±0.21a	4.12±1.82a	0.06±0.01a
		SC205	3.46±0.33a	3.55±1.26a	0.05±0.01a
		SC8	4.57±0.68a	5.96±0.98a	0.06±0.01a

表5 不同木薯品种各部位重金属富集量系数

Table 5 The coefficient of heavy metal accumulation of different parts in different cassava varieties

植株部位 Parts of plant	取样地 Site	品种 Varieties	重金属生物富集量系数 The coefficient of heavy metal accumulation		
			Cu	Zn	Cd
茎 Shoots	宁西样地	SC5	1.27±0.08b	1.13±0.03b	0.88±0.10a
		SC205	1.81±0.05a	1.47±0.29ab	0.94±0.12a
		SC8	2.01±0.25a	1.77±0.07a	1.78±0.43a
	岑村样地	SC5	0.52±0.11a	0.39±0.01b	0.44±0.09b
		SC205	0.61±0.05a	0.57±0.10ab	0.42±0.01b
		SC8	0.86±0.26a	0.78±0.13a	0.91±0.03a
叶 Leaves	宁西样地	SC5	0.14±0.01c	0.13±0.01b	0.15±0.01b
		SC205	0.43±0.02b	0.21±0.06b	0.19±0.04b
		SC8	0.55±0.04a	0.44±0.04a	0.52±0.05a
	岑村样地	SC5	0.06±0.01b	0.02±0.01a	0.06±0.01b
		SC205	0.08±0.01b	0.03±0.01a	0.06±0.00b
		SC8	0.12±0.01a	0.04±0.02a	0.11±0.01a
块根 Roots	宁西样地	SC5	0.91±0.12a	0.47±0.04b	0.32±0.06a
		SC205	1.70±0.85a	0.29±0.04c	0.45±0.09a
		SC8	1.74±0.05a	0.65±0.04a	0.50±0.06a
	岑村样地	SC5	0.15±0.01b	0.07±0.02b	0.07±0.01c
		SC205	0.23±0.02b	0.08±0.03b	0.10±0.00b
		SC8	0.46±0.07a	0.21±0.01a	0.17±0.01a

根>叶部。

2.3.2 不同木薯品种重金属总富集量系数

由表6可以看出,宁西样地和岑村样地SC8的Cu、Zn、Cd总富集量系数均是三个品种中最高,均与其他两个品种存在显著差异($P<0.05$)。宁西样地中,SC8的Cu、Zn、Cd总富集量系数分别高达4.30、2.86、2.80,是SC205对应重金属总富集量系数的1.09、1.45、1.78倍,是SC5对应重金属总富集量系数的1.85、1.65、2.07倍。岑村样地中,SC8的Cu、Zn、Cd总富集量系数分别高达1.44、1.03、1.19,是SC205对应重金属总富集量系数的1.56、1.51、2.05倍,是SC5对

应重金属总富集量系数的1.97、2.14、2.08倍。此外,两个样地中,各个木薯品种对Cu的总富集量系数均最高。

2.3.3 不同木薯品种茎、叶的重金属转运量系数

表7显示,两个样地中SC205茎、叶的三个重金属转运量系数在三个木薯品种中均最高。宁西样地中,SC205茎的Cu、Zn、Cd转运量系数分别为1.91、2.64、3.48,SC205茎的Cu转运量系数是SC8同部位同种重金属转运量系数的1.64倍,两者存在显著差异($P<0.05$)。SC205叶的Cu、Zn、Cd转运量系数分别为0.45、0.82、1.00,SC205叶的Cu、Cd转运量系数与SC8、SC5同部位同种重金属转运量系数均存在显著差异($P<0.05$),与SC8相比较,叶部Cu、Cd转运量系数分别提高了41%、108%,与SC5相比较,叶部Cu、Cd转运量系数分别提高了200%、96%。此外,三个木薯品种茎、叶部的Zn转运量系数差异性不显著($P>0.05$)。

2.4 经木薯块根摄入重金属的人体健康风险评价

通过木薯块根途径进入人体重金属接触的THQ如表8所示。宁西样地三个木薯品种块根Cu的THQ、SC205块根Cd的THQ均略大于1,说明宁西样地三个木薯品种通过块根途径暴露接触重金属Cu、SC205通过块根途径暴露接触重金属Cd对成人和儿

表6 不同木薯品种植株重金属总富集量系数

Table 6 Total enrichment coefficient of heavy metals in different cassava varieties

取样地 Site	品种 Varieties	重金属总富集量系数 Total enrichment coefficient of heavy metals		
		Cu	Zn	Cd
宁西样地	SC5	2.32±0.21b	1.73±0.08b	1.35±0.17b
	SC205	3.94±0.92b	1.97±0.39b	1.58±0.25b
	SC8	4.30±0.34a	2.86±0.15a	2.80±0.54a
岑村样地	SC5	0.73±0.13b	0.48±0.04b	0.57±0.11b
	SC205	0.92±0.08b	0.68±0.14b	0.58±0.01b
	SC8	1.44±0.34a	1.03±0.16a	1.19±0.05a

表7 不同木薯品种各部位重金属转运量系数

Table 7 The coefficient of heavy metal transport in different parts of different cassava cultivars

植株部位 Parts of plant	取样地 Site	品种 Varieties	重金属转运量系数 The coefficient of heavy metal transport		
			Cu	Zn	Cd
茎 Shoots	宁西样地	SC5	1.47±0.25ab	2.45±0.20a	3.00±0.67a
		SC205	1.91±0.08a	2.64±0.28a	3.48±0.32a
		SC8	1.16±0.14b	2.07±0.39a	2.15±0.16a
	岑村样地	SC5	2.42±0.62a	6.73±2.23a	6.13±1.91a
		SC205	2.76±0.53a	8.76±2.14a	6.73±0.08a
		SC8	2.10±0.92a	6.75±0.88a	5.23±0.28a
叶 Leaves	宁西样地	SC5	0.15±0.02c	0.57±0.01a	0.51±0.10b
		SC205	0.45±0.03a	0.82±0.30a	1.00±0.06a
		SC8	0.32±0.03b	0.65±0.01a	0.48±0.15b
	岑村样地	SC5	0.37±0.07a	0.39±0.25a	0.62±0.22a
		SC205	0.39±0.06a	0.48±0.12a	0.94±0.03a
		SC8	0.27±0.03a	0.13±0.03a	0.62±0.08a

表8 通过木薯块根途径进入人体重金属暴露接触的 THQ

Table 8 THQ for metals caused by consuming tuber roots of cassava

品种 Varieties	取样地 Site	人群 Crowd	Cu	Zn	Cd
SC5	宁西样地	成人	1.02	0.15	0.79
		儿童	1.10	0.16	0.85
	岑村样地	成人	0.56	0.08	0.35
		儿童	0.61	0.09	0.37
SC205	宁西样地	成人	0.96	0.08	1.01
		儿童	1.03	0.09	1.09
	岑村样地	成人	0.53	0.07	0.35
		儿童	0.57	0.08	0.33
SC8	宁西样地	成人	1.32	0.16	0.93
		儿童	1.42	0.17	1.00
	岑村样地	成人	0.70	0.16	0.30
		儿童	0.75	0.17	0.33

童均具潜在风险。岑村样地三个木薯品种 Cu、Zn、Cd 的 THQ 值均小于 1, 说明居民经块根途径暴露接触这三种重金属的健康风险很小。此外, 从表 7 可看出, 儿童通过食用木薯块根暴露接触重金属的 THQ 均高于成人, 因而对儿童食品安全应该予以重视。

3 讨论

3.1 两个样地木薯产量及重金属富集效应比较

木薯产量主要与品种、环境条件、栽培措施特别是土壤条件密切相关。相同木薯品种在宁西样地产量高于岑村样地产量, 主要是由于宁西样地土壤有机质、全氮、全钾含量均高于岑村样地土壤, 宁西样地的土壤肥力要优于岑村样地。在热带地区, 木薯的产量

在 5~20 t·hm⁻² 之间^[32], 国内的木薯产量一般为 19.5 t·hm⁻²^[33], 本研究宁西样地和岑村样地大田试验发现, 在重金属污染的土壤上, 3 个木薯品种干重产量均在 7 t·hm⁻² 以上, 尤其是宁西样地, 木薯干重产量均大于 22 t·hm⁻², 高于国内一般水平。这对于华南地区重金属污染土壤而言无疑很有开发利用价值。

宁西样地同一木薯品种各部位生物量要大于岑村样地的木薯, 因此宁西样地木薯对重金属的富集效应要强于岑村样地的木薯。以 SC8 块根为例, 宁西样地 SC8 块根 Cu、Zn、Cd 富集量系数分别为岑村样地 SC8 块根的 3.78、3.09、2.94 倍, 进一步说明大生物量对木薯吸收富集土壤重金属极为重要。

3.2 三个木薯品种各部位的重金属含量及富集转运能力差异分析

三个木薯品种各部位的 Cu、Zn、Cd 含量大小均为茎部>叶部>块根, 与韦璐阳等^[34]研究结论相一致。这进一步表明木薯对重金属的累积与其体内吸收及分配机制有关, 茎部对三种重金属的吸收能力明显强于叶部, 而根部的三种重金属含量始终处于较低水平, 说明块根的重金属通过运输传递向地上部转移, 茎部重金属含量高可能是重金属沉积于导管壁及木质部细胞所致^[35]。木薯各部位对重金属的吸收效应与大部分植物不一样^[36], 可能归因于木薯体内存在良好的运输机制^[37], 同时由于木薯块根生物量大, 在一定程度上降低了根部重金属的单位含量, 导致木薯地下部重金属含量要低于其地上部。

木薯作为大生物量能源植物, 考虑生物富集转运能力时生物量是不能忽视的一个因素。本试验中两个

样地的 SC8 各部位对 Cu、Zn、Cd 富集量系数和总富集量系数均是三个品种中最高的,总富集量系数 Cu 为 4.30、Zn 为 2.86、Cd 为 2.80。这主要是由于 SC8 长势优于其他两个品种,各部位生物量大于其他两个品种,而生物量的品种差异可能与木薯的光合速率、干物质率、干物质累积量、代谢途径中关键基因 MeGPSI、MeGBSSI、MeSBE2.2 表达量有关^[38],从而导致 SC8 对土壤重金属的提取富集效果更胜一筹。因此,SC8 是三个木薯品种中最适宜种植于污染区域并对土壤重金属进行修复的品种。SC205 木薯品种各部位三种重金属转运量系数在三个木薯品种中都是最高的,说明 SC205 对重金属的转运能力要强于其他两个品种。在实际应用中,SC8 对土壤重金属富集能力强,可用于重金属污染土壤的修复,而由于品种差异,SC8 体内重金属的转运效率却远不如 SC205,在后期的研究中可以 SC205 为优良材料,进一步探明重金属在植物体内的运输迁移机制,从而为相关研究提供理论依据。

3.3 经木薯块根摄入人体的健康风险评价

THQ 靶标危害系数方法是一种用于评估人体通过食物摄取重金属风险的方法,如付万军等利用 THQ 方法分析发现城市人群经蔬菜暴露途径摄入铅的潜在健康风险较高^[39],Ping 等分析了大宝山附近大米和蔬菜铅的 THQ,发现大米铅的 THQ>1,蔬菜铅的 THQ<0.5^[40]。根据中华人民共和国食品安全卫生标准:标准限值 Cd 为 0.10 mg·kg⁻¹(GB 2762—2012)、Cu 为 10.00 mg·kg⁻¹(GB15199—1994)、Zn 为 20.00 mg·kg⁻¹(GB13106—1991)。本试验中,除宁西样地三个木薯品种块根 Cd 含量超过国家食品安全卫生标准(0.10 mg·kg⁻¹)外,两个样地三个木薯品种块根 Cu、Zn 含量以及岑村样地三个木薯品种块根 Cd 含量均未超标,与通过木薯块根途径暴露接触重金属 THQ 评价结论一致,即:宁西样地木薯块根部分重金属 THQ 略大于 1,说明周边居民经块根途径摄入重金属具有潜在风险,而岑村样地木薯三种重金属的 THQ 值均小于 1,说明周边居民经块根途径摄入重金属的健康风险很低,可安全食用。儿童通过木薯块根途径暴露接触重金属的 THQ 均高于成人,也与类似研究结论一致,如倪玮怡通过对上海市郊土壤蔬菜系统中重金属 THQ 分析发现,食用同样的蔬菜,幼儿的健康风险相对较大,老年人较低^[41];Nesta Bortey-Sam 等也发现,加纳农业土壤种植の木薯食用健康风险评价中,儿童要高于成人^[42]。因此,对重金属污染区儿童摄食木薯的安

全性应该予以充分重视。此外,利用 THQ 方法分析食用作物的健康风险时应考虑作物生长的本底环境。本研究宁西样地本底土重金属镉含量为 1.31 mg·kg⁻¹,超过国家土壤环境质量(GB 15618—1995)的二级标准限值(Cd≤0.3 mg·kg⁻¹)4 倍,也超出一般植物生长适宜的三级标准(Cd≤1.0 mg·kg⁻¹),导致宁西样地木薯块根部分重金属 THQ 略大于 1。因此,对食用木薯的栽种土壤,必须严格限定重金属含量在污染标准水平之下。

3.4 木薯用于生态修复的可行性

利用能源植物修复土壤重金属是兼顾了生态与经济两方面的有效措施。木薯具备大生物量和高淀粉含量的生物特性,是一种潜在的能源植物,木薯块根淀粉含量丰富,是当前加工淀粉和酒精的良好原料^[43-44],其深加工后可产出变性淀粉、山梨醇、柠檬酸、淀粉糖等^[45]。根据目前鲜木薯生产乙醇的工艺,1 t 木薯可生产 160 L 乙醇^[46],本试验宁西样地中 SC8 所生产的生物乙醇产量理论上可达 8500 L·hm⁻²,具有较高的经济效益。同时,木薯大生物量的特征使其对土壤中的重金属富集效果良好。申时立等研究发现,与超富集植物东南景天相比较,木薯提取土壤重金属的 BCF 低,但提取的重金属总量却更高^[9];吴勇等也提出利用富集效果显著的木薯既可修复土壤镉污染,又具备较高的经济价值^[47],聂发辉认为植物修复土壤污染的核心是提高植物的生物量,所以大生物量的块根类植物是重金属修复研究的重要对象^[29]。利用大生物量的木薯进行重金属污染土壤的提取修复,同时科学合理地对其加以利用。其中,健康风险评价重金属 THQ 小于 1 未达污染水平的可食用部分可食用或饲用,吸收重金属多的地下部可作为工业酒精和工业淀粉原料,所有木薯的地上部茎叶可进一步作为工业材料或生物质燃料,譬如造纸、纺织、建材、工业酒精、生物碳和直接燃料等^[48]。总之,利用木薯治理重金属污染土壤是可行的,具有很高研究价值和广阔发展前景。

4 结论

木薯在非食用条件下所吸收的重金属不会造成二次污染,种植木薯可获得可观的能源或淀粉工业原料等收益,利用大生物量木薯作物对重金属污染土壤进行植物修复是值得考虑的边生产边修复途径之一。本文通过两个样地的试验,对三个华南地区常见的木薯品种进行对比研究,发现华南 8 号产量及各部位的生物量均比华南 5 号和华南 205 号高,且各部位 Cu、

Zn、Cd 含量及生物富集量系数均高于其他两个品种,因此华南 8 号木薯更适宜在华南重金属中轻度污染地区推广种植。

参考文献:

- [1] Zhuang P, Yang Q W, Wang H B, et al. Phytoextraction of heavy metals by eight plant species in the field[J]. *Water Air Soil Pollut*, 2007, 184 (1/2/3/4):235-242.
- [2] 郝彬, 丁沛志, 赵智鑫. 植物修复技术与农业生物环境工程探究[J]. 南方农业, 2016, 12: 57, 120.
HAO Bin, DING Pei-zhi, ZHAO Zhi-xin. Research on phytoremediation and agricultural biological environment engineering[J]. *Southern Agriculture*, 2016, 12:57, 120.
- [3] 黄占斌, 孙在金. 环境材料在农业生产及其环境治理中的应用[J]. 中国生态农业学报, 2013(1):88-95.
HUANG Zhan-bin, SUN Zai-jin. Application of environmental materials in agricultural production and environmental management[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2013(1):88-95.
- [4] Cherian S, Oliveira M M. Transgenic plants in phytoremediation: Recent advances and new possibilities[J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39(24):9377-9390.
- [5] 鄢帮有, 张时煌, 吴美华, 等. 我国能源植物利用现状与深化研发刍议[J]. 江西农学报, 2013, 25(12):111-115.
YAN Bang-you, ZHANG Shi-huang, WU Mei-hua, et al. Present situation and development of energy plants in China[J]. *Jiangxi Journal of Agricultural Science*, 2013, 25(12):111-115.
- [6] 谢光辉. 能源植物分类及其转化利用[J]. 中国农业大学学报, 2011, 16(2):1-7.
XIE Guang-hui. Energy plant classification and its utilization[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2011, 16(2):1-7.
- [7] 侯新村, 范希峰, 武菊英, 等. 草本能源植物修复重金属污染土壤的潜力[J]. 中国草地学报, 2012, 34(1):59-63.
HOU Xin-cun, FAN Xi-feng, WU Ju-ying, et al. Potential of phytoremediation of heavy metal contaminated soil by herbaceous energy plants[J]. *Chinese Journal of Grassland Science*, 2012, 34(1):59-63.
- [8] 易自成, 贺俊波, 程华, 等. 镉对皇竹草构件生长及生理特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(2):276-282.
YI Zi-cheng, HE Jun-bo, CHENG Hua, et al. Effect of Cd polluted soil on the modular growth and physiological characteristics of *Pennisetum hybridum*[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(2):276-282.
- [9] 申时立, 黎华寿, 夏北成, 等. 大生物量植物治理重金属重度污染废弃地可行性的研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(3):572-578.
SHEN Shi-li, LI Hua-shou, Xia Bei-cheng, et al. A field experiment on phytoextraction of heavy metals from highly contaminated soil using big biomass plants of *Sauropus* and *Rogynus* and *Manihot* sp.[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(3):572-578.
- [10] Chen B C, Lai H Y, Lee D Y, et al. Using chemical fractionation to evaluate the phytoextraction of cadmium by switchgrass from Cd-contaminated soils[J]. *Ecotoxicology*, 2011, 20(2):409-418.
- [11] Ezaki B, Nagao E, Yamamoto Y, et al. Wild plants, *Andropogon virginicus* L. and *Miscanthus sinensis* Ander, are tolerant to multiple stresses including aluminum, heavy metals and oxidative stresses[J]. *Plant Cell Reports*, 2008, 27(5):951-961.
- [12] Liu X H, Shen Y X, Lou L Q, et al. Copper tolerance of the biomass crops Elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schumach), Vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) and the upland reed (*Phragmites australis*) in soil culture[J]. *Biotechnology Advances*, 2009, 27(5):633-640.
- [13] 林洪鑫, 刘仁根, 袁展汽, 等. 北移区木薯品种产量特征的相关分析[J]. 江西农业学报, 2016, 28(12):1-7.
LIN Hong-xin, LIU Ren-gen, YUAN Zhan-qi, et al. Correlation analysis of yield characteristics of cassava varieties planted in Jiangxi Province[J]. *Acta Agriculture Jiangxi*, 2016, 28(12):1-7.
- [14] Jorgettoa A O, Silvaa R I V, Saeki M J, et al. Cassava root husks powder as green adsorbent for the removal of Cu(II) from natural river water[J]. *Applied Surface Science*, 2014, 288(1):356-362.
- [15] 田宜水, 孙丽英, 孟海波, 等. 中国木薯燃料乙醇原料供需现状和预测[J]. 农业现代化研究, 2011, 32(3):340-343.
TIAN Yi-shui, SUN Li-ying, MENG Hai-bo, et al. Status and forecast of cassava fuel ethanol feedstock demand and supply in China[J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2011, 32(3):340-343.
- [16] Okudoh V, Schmidt S, Trois C, et al. The potential of cassava biomass and applicable technologies for sustainable biogas production in South Africa: A review[J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2014, 39(6):1035-1052.
- [17] 刘晓峰, 李莉, 徐新. 碳化木薯原料乙醇发酵的生产研究[J]. 酿酒科技, 2016(3):65-66.
LIU Xiao-feng, LI Li, XU Xin. Ethanol production by carbonated cassava[J]. *Liquor-Making Science & Technology*, 2016(3):65-66.
- [18] 伍薇, 柯佑鹏. 中国木薯产业发展现状及前景展望[J]. 中国热带农业, 2011, 38(3):6-9.
WU Wei, KE You-peng. Present situation and prospect of cassava industry in China[J]. *Tropical Agriculture in China*, 2011, 38(3):6-9.
- [19] 梁海波, 魏云霞, 黄洁, 等. 世界木薯生产对中国的启示[J]. 中国农学通报, 2016, 32(9):94-99.
LIANG Hai-bo, WEI Yun-xia, HUANG Jie, et al. Enlightenment of world cassava production to China[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2016, 32(9):94-99.
- [20] 肖瑶, 葛成军, 张丽, 等. 木薯渣基生物质炭对水中 Cd²⁺Cu²⁺的吸附行为研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(8):1587-1594.
XIAO Yao, GE Cheng-jun, ZHANG Li, et al. Adsorption performance of Cd²⁺ and Cu²⁺ in aqueous solution by biochars prepared from manioc wastes[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(8):1587-1594.
- [21] 鲍士旦, 史瑞和, 秦怀英, 等. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000:42-107.
BAO Shi-dan, SHI Rui-he, QIN Huai-ying, et al. Soil agricultural chemistry analysis[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000:42-107.
- [22] Korzeniowska J, Stanislawska-Glubiak E. Phytoremediation potential of miscanthus × giganteus and Spartina pectinata in soil contaminated with heavy metals[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22:11648-11657.
- [23] Bhuiyan M S I, Raman A, Hodgkins D, et al. An exsitu salinity restoration assessment using legume, saltbush, and grass in Australian soil[J]. *Clean-coil Air Water*, 2016, 44:840-848.
- [24] 聂发辉. 关于超富集植物的新理解[J]. 生态环境, 2005, 14(1):136-

138.
NIE Fa-hui. New comprehensions of hyperaccumulator[J]. *Ecology and Environment*, 2005, 14(1): 136-138.
- [25] US EPA. Risk-based concentration table[R]. Philadelphia PA; Washington DC: 2000.
- [26] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 330-493.
China environmental monitoring station. Background value of soil elements in China[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990, 330-493.
- [27] 王旭. 广东省蔬菜重金属风险评估研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2012.
WANG Xu. Study on vegetable heavy metals risk assessment in Guangdong Province[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2012.
- [28] Cooper C B, Doyle M E, Kipp K. Risk of consumption of contaminated seafood; The Quincy Bay case study[J]. *Environmental Health Perspect*, 1991, 90: 133-140.
- [29] Chen L C, Hung T C, Choang K Y, et al. Daily intake of TBT, Cu, Zn, Cd and As for fishermen in Taiwan[J]. *Sci Total Environ*, 2002, 285: 177-185.
- [30] 秦普丰, 侯红, 雷鸣, 等. 工业城市不同功能区土壤和蔬菜中重金属污染及其健康风险评估[J]. 生态环境学报, 2010, 19: 1668-1674.
QIN Pu-feng, HOU Hong, LEI Ming, et al. Heavy metal pollution and health risk assessment of soil and vegetables in different functional areas of industrial cities[J]. *Ecology and Environment*, 2010, 19: 1668-1674.
- [31] 孙金芳, 刘沛, 陈炳为, 等. 中国膳食暴露评估非参数概率模型构建[M]. 中华预防医学杂志, 2010, 44: 195-199.
SUN Jin-fang, LIU Pei, CHEN Bing-wei, et al. Construction of non-parametric probability model for dietary exposure assessment in China [J]. *Chinese Journal of Preventive Medicine*, 2010, 44: 195-199.
- [32] Ferment A M, van Asten P J A, Tittonell P, et al. Closing the cassava yield gap: An analysis from small holder farms in East Africa[J]. *Field Crop Res*, 2009, 112: 24-36.
- [33] Tian Y, Zhao L, Meng H, et al. Estimation of un-used land potential for biofuels development in (the) People's Republic of China[J]. *Applied Energy*, 2009, 86: 77-85.
- [34] 韦璐阳, 蓝唯, 林鹰, 等. 土壤重金属 Cd 在木薯中累积特征及产地环境安全临界值[J]. 南方农业学报, 2012, 43(3): 345-348.
WEI Lu-yang, LAN Wei, LIN Ying, et al. Cd accumulation characteristics of cassava and its safe critical value in soil[J]. *Journal of Southern Agriculture*, 2012, 43(3): 345-348.
- [35] 陈燕, 刘晚苟, 郑小林, 等. 玉米植株对重金属的富集与分布[J]. 玉米科学, 2006, 14(6): 93-95.
CHEN Yan, LIU Wan-gou, ZHENG Xiao-lin, et al. Metallic accumulation and distribution in maize plant[J]. *Journal of Maize Sciences*, 2006, 14(6): 93-95.
- [36] 吴琦, 杨菲, 季辉, 等. 土壤重金属 Cd 和 Pb 在蔬菜中的积累特征及产地环境安全临界值[J]. 中国蔬菜, 2010(10): 29-34.
WU Qi, YANG Fei, XIU Hui, et al. Soil Cd and Pb in the environment of water spinach accumulation characteristics and origin of safety critical value[J]. *China Vegetables*, 2010(10): 29-34.
- [37] 韦璐阳, 蓝唯, 林鹰, 等. 重金属镉在木薯中的积累及其生长的影响[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(35): 21600-21601, 21606.
WEI Lu-yang, LAN Wei, LIN Ying, et al. Accumulation of cadmium in cassava (*Manihot esulenta* Granz) and its impact on growth[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2011, 39(35): 21600-21601, 21606.
- [38] 覃琼瑶, 卢诚, 陈新, 等. 木薯不同品种(系)生物积累量特性及其与淀粉积累关键基因表达相关性研究[J]. 中国农业大学学报, 2016, 21(5): 42-50.
TAN Qiong-yao, LU Cheng, CHEN Xin, et al. Characterization of biomass and expression on genes involved in starch accumulation among different cassava varieties (lines) [J]. *Journal of China Agricultural University*, 2016, 21(5): 42-50.
- [39] 付万军, 李勇, 何翔. 广州市郊区蔬菜中铅的含量特征及其健康风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(5): 875-880.
FU Wan-jun, LI Yong, HE Xiang. The content characters and health risk assessment of vegetable lead in Guangzhou suburbs, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(5): 875-880.
- [40] Zhuang P, McBride M B, Xia H P, et al. Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China[J]. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(5): 1551-1561.
- [41] 倪玮怡. 上海市郊土壤-蔬菜系统中重金属来源及贡献研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2016.
NI Wei-yi. Study on the source and contribution of heavy metals in soil vegetable system in Shanghai suburb[D]. Shanghai: East China Normal University, 2016.
- [42] Nesta B S, Shouta M M N, Osei A, et al. Accumulation of heavy metals and metalloids in foodstuffs from agricultural soils around Tarkwa area in Ghana, and associated human health risks[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2015, 12: 8811-8827.
- [43] Dai D, Hu Z, Pu G, et al. Energy efficiency and potentials of cassava fuel ethanol in Guangxi Region of China[J]. *Energy Conversion and Management*, 2006, 47(13): 1686-1699.
- [44] 谢铭, 李肖. 广西木薯生物燃料乙醇产业发展分析[J]. 江苏农业科学, 2010(3): 471-474.
XIE Ming, LI Xiao. Analysis on the development of cassava bio-fuel ethanol industry in Guangxi [J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2010(3): 471-474.
- [45] Diaz A, Dini C, Vina S Z, et al. Starch extraction process coupled to protein recovery from leguminous tuberous roots (*Pachyrhizus ahipa*) [J]. *Carbohydrate Polymers*, 2016, 152(7): 231-240.
- [46] Chumng Sorapipatana S Y. Life cycle cost of ethanol production from cassava in Thailand[J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2011, 15: 1343-1349.
- [47] 吴勇, 蒋万, 宋勇, 等. 土壤镉污染对薯类作物影响的研究进展[J]. 中国园艺文摘, 2016, 10: 1-6, 32.
WU Yong, JIANG Wan, SONG Yong, et al. Research advances in effects of soil Cd pollution on tuberous crops[J]. *Chinese Horticulture Abstracts*, 2016, 10: 1-6, 32.
- [48] 武倩倩. 块根、块茎类植物修复土壤铅、镉污染的试验研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2014.
WU Qian-qian. The phytoremediation experimental study of root tuber plants and tuber plants for Pb, Cd contaminated soil[D]. Xuzhou: China University of Mining & Technology, 2014.