

中图分类号: S532 文献标识码: A 文章编号: 1672-3635(2021)06-0544-10

土壤肥料

DOI: 10.19918/j.cnki.1672-3635.2021.06.009

不同土壤镉污染下马铃薯的生物可给性及其 对人体的健康风险评价

张 洁, 刘 克*, 何 雪, 李 威, 冯继红

(贵州大学农学院, 贵州 贵阳 550025)

摘 要: 马铃薯食用部分受土壤重金属镉污染毒害, 其生物可给性与人体健康息息相关。试验研究了不同土壤镉浓度污染下, 马铃薯中镉(Cd)的生物可给性以及土壤有效态镉对马铃薯生物可给性的影响, 以为马铃薯安全食用提供借鉴。将贵州省主栽马铃薯品种‘青薯9号’种植于采集自威宁、纳雍、凤冈的盆栽土壤中, 利用体外(*In vitro*)模拟胃肠消化(Physiologically based extraction test, PBET)法研究马铃薯中Cd的生物可给性及土壤中有效态镉。结果表明在镉污染浓度分别为0, 0.5, 1.0, 1.5和2.0 mg/kg下, 在威宁、纳雍、凤冈盆栽土壤上种植的马铃薯, 镉的生物可给性在胃阶段的分别为1.18%~2.87%、2.09%~3.87%、1.74%~4.54%; 在小肠阶段的生物可给性分别为0.34%~1.43%、0.83%~1.34%、0.84%~2.20%。在3个地区不同土壤中, 马铃薯的生物可给性均与镉污染浓度呈正相关, 马铃薯镉的生物可给性在胃阶段均比在小肠阶段高。土壤镉的有效性越高, 镉的生物可给性越高, 且马铃薯镉的生物可给性(P_{Cd})与土壤有效态(S_{Cd})之间的拟合程度很好。镉污染下马铃薯的胃阶段生物可给性是纳雍土壤最大, 凤冈土壤次之, 威宁土壤最小; 小肠阶段生物可给性是凤冈土壤最大, 纳雍土壤次之, 威宁土壤最小。在人体健康风险评价中, 成人和儿童的健康风险指数危害商(HQ)均<1.0, 说明该试验马铃薯中Cd对人体健康风险较小。

关键词: 镉; 生物可给性; 马铃薯; 人体健康风险

Bioavailability and Human Health Risk Assessment of Potato Contaminated with Cadmium in Different Soils

ZHANG Jie, LIU Ke*, HE Xue, LI Wei, FENG Jihong

(College of Agriculture, Guizhou University, Guiyang, Guizhou 550025, China)

Abstract: The edible part of potato is contaminated by soil heavy metal cadmium and its bioavailability is closely related to human health. In this research, the bioavailability of cadmium (Cd) in potato and the effect of soil available Cd on potato bioavailability were studied in order to provide references for potato safety. 'Qingshu 9', the main potato variety in Guizhou Province, was planted in potted soil collected from Weining, Nayong and Fenggang, and the bioavailability of Cd and available Cd in soil were studied by an *in vitro* physiologically based extraction test (PBET). Under the cadmium pollution concentration of 0, 0.5, 1.0, 1.5 and 2.0 mg/kg in Weining, Nayong and Fenggang soils, the

收稿日期: 2021-11-12

基金项目: 贵州省科技计划项目(黔科合基础[2019]1103号); 国家自然科学基金项目(21866008); 贵州省科技计划后补助项目(黔科合后补助[2020]3001)。

作者简介: 张洁(1998-), 男, 硕士研究生, 主要从事土壤重金属污染及防治研究。

*通信作者(Corresponding author): 刘克, 副教授, 主要从事土壤重金属污染与防治研究, E-mail: gzdxxk@126.com。

mean values of bioavailability of cadmium in stomach stage was 1.18%-2.87%, 2.09%-3.87%, 1.74%-4.54%, respectively; the mean bioavailability in small intestine stage was 0.34% - 1.43%, 0.83% - 1.34%, 0.84% - 2.20%, respectively. The bioavailability of potato was positively correlated with cadmium concentration in different soils in the three regions. The bioavailability of potato cadmium was higher in stomach than in small intestine. The higher the availability of soil cadmium, the higher the bioavailability of cadmium, and the fitting degree between the bioavailability of potato cadmium (P_{Cd}) and soil available state (S_{Cd}) was very good. Under cadmium pollution, the bioavailability of potato in stomach stage was the highest in Nayong soil, followed by Fenggang and Weining soils; the bioavailability in small intestine stage was the highest in Fenggang soil, followed by Nayong and Weining soils. In the human health risk assessment, the health risk index hazard quotient (HQ) of both adults and children was <1.0 , indicating that Cd in the experimental potato had little risk to human health.

Key Words: cadmium; bioavailability; potato; human health risk

马铃薯(*Solanum tuberosum* L.)是世界四大粮食作物之一, 营养价值高, 经济效益大, 是工业和食品加工的重要原料^[1,2]。马铃薯块茎富含淀粉, 可以为人体提供许多卡路里, 并且富含蛋白质, 氨基酸以及各种维生素和矿物质, 并且维生素含量是所有植物中最完整的^[3,4]。可见, 马铃薯的质量安全十分重要。同时马铃薯块茎因其直接与土壤接触, 所以较其他粮食作物更容易受到重金属污染^[5]。

镉(Cd)污染的食物通过口腔摄入人体内后, 在胃肠道中消化并伴随着血液循环积聚在人体的器官和组织中, 从而引起人体新陈代谢的变化和器官的组织形变, 会对身体产生致毒作用^[6,7]。近年来, 饮食摄入引起的镉暴露引起了人们的广泛关注, 但胃肠道中潜在的可吸收量并不能通过其在食物中的总量准确的计算出来^[8]。因此, 有必要研究通过胃肠道消化后食物基质中污染物的相对含量。生物可给性(Bioavailability)是指污染物在胃肠道消化过程中, 从基质(如土壤、食物等)释放到胃肠消化液中的量与总量的比值, 表示基质中污染物被人体吸收的相对量, 也是人体对污染物可能吸收的最大量^[9]。通常, 食物中的一部分污染物在被人体吸收和消化后才从基质中释放出来, 且只有释放的一部分才可能被人体吸收而产生毒性作用。因此, 对生物可给性的研究是探索人体对污染物吸收利用的重要基础^[10]。

近年来, 利用体外模拟试验研究人类通过食物、土壤等方式暴露于有毒有害物质的生物可给

性, 在科学界受到了来自世界各国科学学者的关注, 通过进行简单易操作的体外模拟试验, 不仅大大的缩短了试验周期, 同时更易观察人体对重金属的吸收情况, 能在一定程度上控制人体对重金属被吸收患病的风险, 在世界上已随之形成一套相对成熟的人体健康评价体系^[11]。目前, 应用比较广泛的体外消化方法有生理原理提取法(Physiologically based extraction test, PBET)^[12]、简单的生物可给性提取法(Simple bioaccessibility extraction test, SBET)^[12]、体外胃肠道法(*In vitro* gastrointestinal, IVG)^[10]等, 而研究食物中重金属生物有效性的常用方法是体外(*In vitro*)模拟胃肠消化(PBET)法^[13,14]。

Ruby等^[12]较早提出了基于生理学的提取试验(Physiologically based extraction test, PBET)模型, 该模型成功地模拟了人体胃和小肠阶段的消化吸收过程, 并已用于许多土壤镉研究中。通过模拟体外(*In vitro*)人体器官的吸收和消化试验, 从中获取土壤中镉的摄入量, 间接了解生物可给性的信息, 此技术还可以作为观测镉和其他土壤污染物对人体健康危害的手段, 体外生物可给性试验也被看成人们最广泛接受的试验和使用的主流模型之一。本研究旨在通过体外试验(PBET)研究在人体消化道各个阶段被土壤镉污染的马铃薯的生物可给性, 并建立线性回归方程探究土壤有效态镉浓度与马铃薯生物可给性之间的关系, 以期马铃薯的安全食用及降低其食用风险提供科学依据, 进而保障人体健康。

1 材料与方法

1.1 试验设计与处理

供试土壤分别为采集自威宁、纳雍、凤冈的农田土壤, 土壤类型均为黄壤, 具体理化性质见表1。采集回来的土壤经剔除植物残体、薄膜碎屑等杂物后磨碎, 过3 mm筛用于盆栽试验。供试马铃薯品种为‘青薯9号’, 该品种是贵州省的主栽马铃薯品种。

盆栽试验于2019年4~7月在贵州大学进行。

分别称取过3 mm筛的威宁、纳雍、凤冈地区土壤放入直径35 cm, 高24 cm的花盆中, 加入基肥N [CO (NH₂)₂]、P[Ca (H₂PO₄)₂]、K (K₂SO₄) 分别为0.15, 0.05 和 0.10 g/kg, 将外源Cd (CdSO₄ · 5H₂O)以溶液形式喷入花盆(外源Cd按纯Cd计算), 所加浓度均为0, 0.5, 1.0, 1.5 和 2.0 mg/kg共计5个梯度, 3个地区的土壤处理方式相同, 每个处理重复3次, 共计45盆。待土壤稳定半个月后种植马铃薯, 后期用蒸馏水进行浇灌并保持田间持水量60%, 待马铃薯成熟后统一收取带回实验室进行处理。

表1 土壤理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of soil

地区土壤 Regional soil	pH	全氮 (g/kg) Total nitrogen	全磷 (g/kg) Total phosphorus	全钾 (g/kg) Total potassium	有机质 (g/kg) Organic matter	阳离子交换量 (cmol/kg) Cation exchange capacity	总镉 (mg/kg) Total cadmium
威宁 Weining	4.78	1.39	1.35	13.15	24.51	17.50	0.65
纳雍 Nayong	5.18	2.14	1.44	14.71	44.55	12.30	0.47
凤冈 Fenggang	7.41	1.71	0.75	13.46	17.70	23.90	0.41

1.2 测定指标及方法

土壤有效态镉的测定采用CaCl₂浸提取法^[15]; 总镉的测定: 三酸(硝酸、氢氟酸、盐酸)消解, 使用ICP-MS测定^[16]; 土壤基本理化性质的测定^[17]: pH采用电位法测定(水土比为2.5:1); 土壤总氮采用过硫酸钾氧化法测定; 土壤总磷采用钼锑抗比色法测定; 土壤有机质含量采用重铬酸钾容量法—外加热法测定; 土壤全氮用半微量开氏法; 阳离子交换量(CEC)用醋酸钠—火焰光度法测定。

1.3 *In vitro* 人工胃肠模拟试验

利用Ruby等^[12]提出的试验方法(PBET)进行模拟人体肠胃对马铃薯的消化, PBET模型的详细试验步骤如下:

胃阶段消化过程: 配制1 L模拟胃液(含0.15 mol/L氯化钠、0.50 g苹果酸、0.50 g柠檬酸、0.50 mL冰乙酸和0.42 mL乳酸), 用12 mol/L浓HCl调节pH至1.5, 后加入1.25 g胃蛋白酶。将0.30 g马铃薯样品及30.00 mL胃液混合于50 mL离

心管内, 并置于37℃, 200 r/min水浴振荡器。1 h后, 用针筒从离心管中吸取10 mL反应液后过0.45 μm滤膜, 4℃保存待测镉含量。

小肠阶段消化过程: 向50 mL离心管中添加NaHCO₃粉末将反应液的pH调至7.0, 加入0.018 g胰酶和0.06 g胆盐, 接着前面的条件反应4 h。反应期间, 每隔30 min观察监测反应液的pH, 若与初始值有偏差, 则用12 mol/L的浓HCl或NaHCO₃粉末对其进行调节, 从而保证稳定的pH进行反应。4 h后, 吸取10 mL反应液, 过0.45 μm滤膜, 4℃保存待测镉含量。上述步骤每个处理均重复操作3次, 待测滤液用ICP-MS测定。

1.4 计算方法

1.4.1 镉的生物可给性计算

镉在胃阶段或小肠阶段的生物可给性的计算:

$$BA(\%) = (C_{IV}V_{IV}) / (C_sM_s) \times 100$$

式中, BA为镉的生物可给性, %; C_{IV}为*In vitro*试验的胃阶段或小肠阶段所测得待测液中镉

的可溶态浓度, mg/L, 即 ICP-MS 的测定值; V_{IV} 为离心管内的反应液体积, L, 本试验为 0.03 L; C_s 为马铃薯样品中的镉总量, mg/kg; M_s 为添加入离心管的质量, kg, 本试验为 0.000 3 kg。

1.4.2 马铃薯中 Cd 的健康风险评估

马铃薯中的 Cd 每日暴露量 (Average daily dose, ADD) 的计算:

$$ADD = C_m \times W_c \times BA / W_b$$

式中, C_m 为马铃薯样品中 Cd 的浓度, mg/kg; W_c 是每人每天消耗的马铃薯总量, kg/d; BA 是小肠阶段 Cd 的生物可给性; W_b 为成年人或儿童的平均体重, kg; 成年男子的体重为 66.2 kg^[18]; 6 岁男童的体重为 23 kg^[19]; 成人每天马铃薯摄入量最大为 100 g/d, 儿童为 50 g/d^[20]。

马铃薯中 Cd 的健康风险指数危害商 (Hazard quotient, HQ) 的计算:

$$HQ = ADD / RfD$$

式中, Cd 的参考剂量 RfD 为 0.001 mg/kg · d^[21]。如果 HQ > 1.0, 就说明该马铃薯样品存在健康风险。由于人体主要的吸收器官是小肠, 因而

用小肠阶段 Cd 生物可给性的结果来计算人体健康风险。

1.5 数据分析

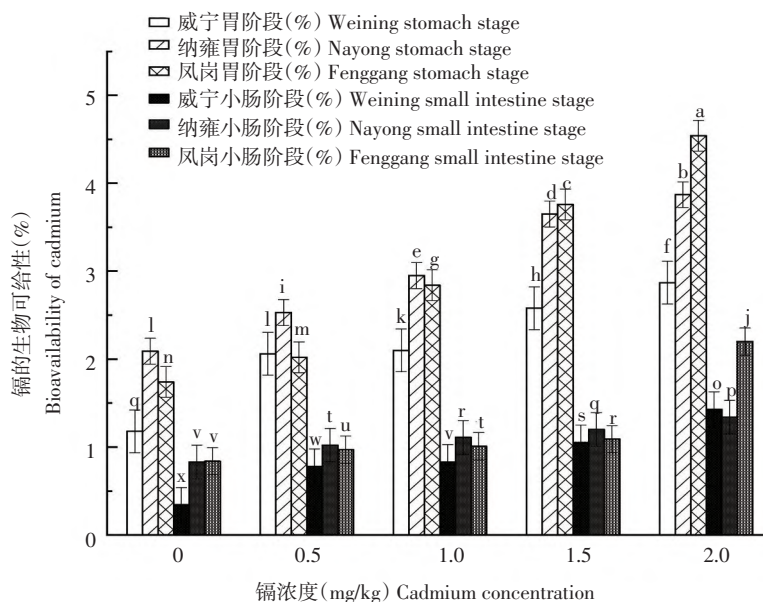
采用 DPS 7.05 对相关数据进行差异显著性分析[包括单因素方差分析, 组间采用最小显著差异法 (LSD) 多重比较], Excel 2016 进行数据整理和 Origin 9.2 进行图表绘制。

2 结果与分析

2.1 马铃薯的生物可给性分析

2.1.1 不同土壤类型镉污染下马铃薯的生物可给性

威宁土壤镉污染下马铃薯的生物可给性在胃阶段与小肠阶段的生物可给性如图 1 所示, 在胃阶段, 当镉浓度为 0.5, 1.0, 1.5 和 2.0 mg/kg 时, 生物可给性较 CK 处理 (0 mg/kg) 差异显著, 且四者之间差异均达显著水平; 在小肠阶段, 当镉浓度为 0.5, 1.0, 1.5 和 2.0 mg/kg 时, 生物可给性较 CK (0 mg/kg) 处理差异达到显著水平, 且各处理间均见显著性差异。可知, 镉在胃阶段及小肠阶段的生物可给性均与镉污染浓度呈正相关。



注: 不同小写字母表示 0.05 显著水平。

Note: Different lowercase letters represent significance at 0.05 level.

图 1 不同镉污染下马铃薯的生物可给性

Figure 1 Bioavailability of potato under different cadmium contaminations

纳雍土壤镉污染下对马铃薯的生物可给性在胃阶段与小肠阶段的生物可给性如图1所示, 在胃阶段, 当镉浓度为0.5, 1.0, 1.5和2.0 mg/kg时, 镉的生物可给性较CK(0 mg/kg)处理差异为显著水平, 且四者之间差异均达显著水平; 在小肠阶段, 当镉浓度为0.5, 1.0, 1.5和2.0 mg/kg时, 生物可给性较CK(0 mg/kg)处理差异达到显著水平, 且各处理间均见显著性差异。同时, 随着镉污染浓度的增大, 生物可给性也越大。

凤冈土壤镉污染下对马铃薯的生物可给性在胃阶段与小肠阶段的生物可给性如图1所示, 在胃阶段, 当镉浓度为0.5, 1.0, 1.5和2.0 mg/kg时, 镉的生物可给性较CK(0 mg/kg)处理差异为显著水平, 且四者之间差异均达显著水平; 在小肠阶段, 当镉浓度为0.5, 1.0, 1.5和2.0 mg/kg时, 生物可给性较CK(0 mg/kg)处理差异达到显著水平, 且各处理间均见显著性差异。

由图1可知, 镉生物可给性与镉污染浓度呈正相关。

2.1.2 镉污染下不同阶段马铃薯的生物可给性

威宁、纳雍、凤冈土壤在胃阶段马铃薯的生物可给性如图1所示, 不同镉浓度作用下三个地区之间生物可给性差异均达到显著水平, 当镉浓度为0.5 mg/kg时, 威宁的生物可给性大于凤冈小于纳雍, 在另外4种镉浓度作用下威宁的生物可给性均低于纳雍和凤冈; 当镉浓度为2.0 mg/kg时三个地区镉的生物可给性均达到了最大值, 凤冈、纳雍和威宁分别为4.54%、3.87%和2.87%, 凤冈较纳雍高出0.67个百分点, 较威宁高出1.67个百分点; 三个地区镉的生物可给性平均值分别为2.98%、3.02%、2.158%, 并且从整体来说镉在胃阶段的生物可给性是纳雍最大, 凤冈次之, 威宁最小。

威宁、纳雍、凤冈土壤在小肠阶段马铃薯的生物可给性如图1所示, 镉浓度为0 mg/kg时, 凤冈和纳雍之间差异不显著, 但两者较威宁差异显著; 镉浓度为0.5、1.0、1.5、2.0 mg/kg时, 三个地区之间生物可给性差异均达到显著水平; 镉浓度为0、0.5、1.0、1.5 mg/kg时, 威宁的生物可给性均小于纳雍和凤冈; 镉浓度为2.0 mg/kg时, 三

个地区镉的生物可给性均达到了最大值, 凤冈、纳雍和威宁分别为2.20%、1.34%和1.43%, 凤冈较纳雍高出0.86个百分点, 较威宁高出0.77个百分点; 三个地区镉的生物可给性平均值分别为1.22%、1.10%、0.89%, 并且从整体来说镉在小肠阶段的生物可给性是凤冈最大、纳雍次之、威宁最小。

2.2 有效态镉对马铃薯镉的生物可给性影响

威宁、纳雍、凤冈土壤胃阶段Cd的生物可给性分别为1.18%~2.87%、2.09%~3.87%、1.74%~4.54%, 小肠阶段Cd的生物可给性分别为0.34%~1.43%、0.83%~1.34%、0.84%~2.20%, 有效态镉含量范围分别是 $5.64 \times 10^{-2} \sim 0.13$ mg/kg、 $1.43 \times 10^{-2} \sim 0.11$ mg/kg、 $1.15 \times 10^{-4} \sim 8.80 \times 10^{-4}$ mg/kg(表2)。威宁、纳雍、凤冈土壤马铃薯镉的生物可给性含量(P_{Cd})在胃阶段和小肠阶段与土壤有效态镉含量(S_{Cd})均可建立回归方程, 拟合优度均较好, 其中纳雍土壤拟合优度最好, 胃阶段和小肠阶段 R^2 分别达到了0.99和0.98, 其次是凤冈土壤而后是威宁土壤, 这表明各土壤中马铃薯镉的生物可给性在胃阶段和小肠阶段与土壤有效态镉含量呈正相关(表3)。由此可知随着镉污染浓度的增大, 有效态镉和马铃薯生物可给性增大的趋势一致, 说明有效态镉含量越高, 马铃薯生物可给性越大。

2.3 人体健康风险评估

在考虑小肠阶段镉的生物可给性的情况下, 按照公式计算分析得到成人和儿童Cd的每日暴露量(ADD)和健康风险指数危害商(HQ)(表4)。由表4可知成人ADD的范围为 $2.41 \times 10^{-7} \sim 2.89 \times 10^{-4}$ mg/kg·d, 成人HQ的范围为 $2.41 \times 10^{-4} \sim 2.89 \times 10^{-1}$ mg/kg·d, 儿童ADD的范围为 $3.47 \times 10^{-7} \sim 4.16 \times 10^{-4}$ mg/kg·d, 儿童HQ的范围为 $3.47 \times 10^{-4} \sim 4.16 \times 10^{-1}$ mg/kg·d, 可见成人和儿童HQ均<1.0, 说明不同浓度污染下马铃薯样品中的Cd对人体的健康风险较小。

3 讨论

重金属对环境的危害程度, 取决于重金属的总量, 从而决定其生物可给性^[22], 本试验测得在5

表2 土壤有效态镉与马铃薯生物可给性描述性统计分析

Table 2 Descriptive statistical analysis of soil available cadmium and potato bioavailability

地区土壤 Regional soil	镉浓度 (mg/kg) Cd concentration	有效态镉 (mg/kg) Available cadmium	生物可给性(%) Bioavailability	
			胃阶段 Gastric stage	小肠阶段 Small intestine stage
威宁 Weining	0	5.64×10^{-2}	1.18	0.34
	0.5	8.26×10^{-2}	2.06	0.78
	1.0	0.13	2.10	0.83
	1.5	0.13	2.58	1.05
	2.0	0.13	2.87	1.43
	平均	0.11	2.14	0.89
纳雍 Nayong	0	1.43×10^{-2}	2.09	0.83
	0.5	4.18×10^{-2}	2.53	1.02
	1.0	6.78×10^{-2}	2.95	1.11
	1.5	9.31×10^{-2}	3.65	1.20
	2.0	0.11	3.87	1.34
	平均	6.59×10^{-2}	3.02	1.10
凤冈 Fenggang	0	1.90×10^{-4}	1.74	0.84
	0.5	4.80×10^{-4}	2.02	0.97
	1.0	5.90×10^{-4}	2.84	1.01
	1.5	8.80×10^{-4}	3.76	1.09
	2.0	1.15×10^{-4}	4.54	2.20
	平均	6.60×10^{-4}	2.98	1.22

表3 土壤有效态镉与马铃薯生物可给性的相关分析

Table 3 Correlation analysis between soil available cadmium and potato bioavailability

地区土壤 Regional soil	模拟阶段 Simulation phase	回归方程 Regression equation	R^2	P
威宁 Weining	胃阶段	$P_{Cd} = 15.68S_{Cd} + 0.47$	0.77	$P < 0.05$
	肠阶段	$P_{Cd} = 9.28S_{Cd} - 0.11$	0.70	$P < 0.05$
纳雍 Nayong	胃阶段	$P_{Cd} = 18.91S_{Cd} + 1.77$	0.99	$P < 0.05$
	肠阶段	$P_{Cd} = 4.84S_{Cd} + 0.78$	0.98	$P < 0.05$
凤冈 Fenggang	胃阶段	$P_{Cd} = 3\ 112.20S_{Cd} + 0.93$	0.96	$P < 0.05$
	肠阶段	$P_{Cd} = 1\ 262S_{Cd} + 0.39$	0.71	$P < 0.05$

注: P_{Cd} 为马铃薯镉的生物可给性含量, S_{Cd} 为土壤有效态镉含量。

Note: P_{Cd} is bioavailability content of cadmium in potato, and S_{Cd} is available cadmium content in soil.

表4 马铃薯中Cd的健康风险评估
Table 4 Health risk assessment of Cd in potatoes

地区土壤 Regional soil	Cd 浓度 (mg/kg) Cd concentration	成人 Adult		儿童 Child	
		ADD	HQ	ADD	HQ
威宁 Weining	0	2.90×10^{-5}	2.90×10^{-2}	4.17×10^{-5}	4.17×10^{-2}
	0.5	9.74×10^{-5}	9.74×10^{-2}	1.40×10^{-4}	1.40×10^{-1}
	1.0	1.64×10^{-4}	1.64×10^{-1}	2.36×10^{-4}	2.36×10^{-1}
	1.5	2.12×10^{-4}	2.12×10^{-1}	3.05×10^{-4}	3.05×10^{-1}
	2.0	2.89×10^{-4}	2.89×10^{-1}	4.16×10^{-4}	4.16×10^{-1}
纳雍 Nayong	0	1.79×10^{-5}	1.79×10^{-2}	2.58×10^{-5}	2.58×10^{-2}
	0.5	6.44×10^{-5}	6.44×10^{-2}	9.27×10^{-5}	9.27×10^{-2}
	1.0	1.12×10^{-4}	1.12×10^{-1}	1.64×10^{-4}	1.64×10^{-1}
	1.5	1.69×10^{-4}	1.69×10^{-1}	2.43×10^{-4}	2.43×10^{-1}
	2.0	2.28×10^{-4}	2.28×10^{-1}	3.28×10^{-4}	3.28×10^{-1}
凤冈 Fenggang	0	2.41×10^{-7}	2.41×10^{-4}	3.47×10^{-7}	3.47×10^{-4}
	0.5	7.03×10^{-7}	7.03×10^{-4}	1.01×10^{-6}	1.01×10^{-3}
	1.0	9.00×10^{-7}	9.00×10^{-4}	1.30×10^{-6}	1.30×10^{-3}
	1.5	1.45×10^{-6}	1.45×10^{-3}	2.09×10^{-6}	2.09×10^{-3}
	2.0	3.82×10^{-6}	3.82×10^{-3}	5.50×10^{-6}	5.50×10^{-3}

注: ADD 为每日暴露量(mg/kg · d); HQ 为指数危害商。

Note: ADD is average daily dose (mg/kg · d); HQ is hazard quotient.

个Cd浓度梯度作用下, 威宁土壤上种植的马铃薯块茎Cd含量为 $5.64 \times 10^{-2} \sim 1.34 \times 10^{-1}$ mg/kg, 纳雍土壤上为 $1.40 \times 10^{-2} \sim 1.12 \times 10^{-1}$ mg/kg, 凤冈土壤上为 $0 \sim 1.21 \times 10^{-4}$ mg/kg; 依据 GB 2762—2017《食品安全国家标准 食品中污染物限量》的执行标准^[23], 纳雍土壤上当Cd浓度处理为2.0 mg/kg时, 马铃薯块茎Cd含量超过国家安全限量值0.1 mg/kg, 威宁土壤上当Cd浓度处理超过1.0 mg/kg时马铃薯块茎Cd含量超标, 而凤冈土壤上种植的马铃薯块茎Cd含量均未超标, 且有大量文献报道马铃薯各部位Cd含量大小为根 > 茎 > 叶 > 块茎^[24-26]。而由本试验研究结果可知, 马铃薯镉的生物可给性在胃阶段和小肠阶段与镉污染浓度呈正相关性, 这表示镉污染浓度是控制生物可给性的主要因素, 镉污染程度越大的土壤, 其镉的生物可给性就越高, 这与张瑞瑞等^[27]的研究结果一致, 随

着土壤Cd浓度增加, 马铃薯植株各部位Cd含量上升, 且马铃薯块茎(可食部分)有相对较强的富集作用。这是因为重金属不能被生物降解, 相反却能在食物链的生物放大作用下, 成千百倍地富集。本试验中纳雍、威宁、凤岗土壤胃阶段和小肠阶段的生物可给性的范围分别为2.09%~3.87%、0.83%~1.34%, 1.18%~2.87%、0.34%~1.43%, 1.74%~4.54%、0.84%~2.20%, 得出马铃薯镉的生物可给性在胃阶段均比在小肠阶段高, 且在小肠阶段的变化趋势与在胃阶段的变化趋势相似, 反映出土壤重金属从胃相到肠相是一个逐步消化吸收的过程^[22], 李梦莹等^[28]研究得出Cd的生物可给性在胃相中为3.1%, 在肠相下降到0.6%, 与本试验研究结果一致。陈晓晨等^[29]研究得出土壤铅在胃阶段的生物可给性为72.73%~82.60%, 进入小肠阶段后, 土壤铅的生物可给性极显著降低至

22.8%~27.7%。研究的重金属与本试验不同但得到了相同的结果。而马骄阳等^[8]测得四种重金属(Zn、Cu、Cd和Pb)在胃阶段生物可给性范围分别为2.10%~48.28%、4.84%~33.73%、16.04%~42.81%、1.81%~15.71%,小肠阶段为2.05%~36.91%、13.17%~22.23%、10.19%~23.10%、0.60%~2.69%,胃阶段的生物可给性低于小肠阶段,与本试验的研究结果正好相反,可能是因为采样试验与本盆栽试验不同和不同地区土壤类型赋存形态不同导致;Li等^[30]测定不同类型土壤重金属Cd的生物可给性为60.9%~99.4%,比本试验所得生物可给性高出60.9%~94.86%。

重金属的生物可给性均小于100%,由此说明并不是土壤全部重金属可溶解在人体消化系统中,基于重金属总量进行的评估可能会高估其健康风险^[31],故本试验用土壤有效态进行马铃薯生物可给性的评估,得出土壤有效态镉含量与马铃薯镉的生物可给性呈正相关。这说明土壤有效态镉对马铃薯镉的生物可给性有着重要影响,土壤有效态镉含量越高,马铃薯镉的生物可给性越高,这与贾振亚^[22]的研究结果一致,土壤中有效态镉的增加,导致马铃薯镉的生物可给性升高,与王连平和宋胜焕^[32]的研究结果也一致,籽实的镉含量与土壤有效态含量呈很好的正相关。土壤总镉与土壤有效态镉呈正相关,与马铃薯镉的生物可给性也呈正相关,所以马铃薯镉的生物可给性可能受土壤总镉的影响,这可能是因为植物所能吸收利用的镉是土壤有效态镉,而植物对重金属又有富集作用,所以这导致了马铃薯镉的生物可给性与土壤有效态镉呈正相关。

马铃薯作为世界第四大粮食作物,对其重金属的健康风险研究极其重要。吴建杰等^[33]研究了不同产地柴胡饮片中重金属整体残留情况以及柴胡饮片摄入而导致的重金属健康风险,风险评估模型计算成人和儿童最高的总体危害商值(HI)分别为0.799和0.714,成人和儿童的HI均小于1($HI < 1$)提示柴胡饮片重金属含量处于安全范围,不会对人体产生明显危害,并且提出柴胡饮片重金属生物可给性研究相比较重金属总量测定能更准确的判断柴胡饮片中重金属的风险,与本文所

得结果一致。前人也有对重金属污染严重区进行研究,如陈奕^[34]利用体外胃肠法(IVG)进行重金属污染的工业场地土壤对人体健康的风险研究,得出4种重金属(Cu、As、Sb和Ni)的危害商指数(HQois),其值均小于1,健康风险较低,虽然使用的模拟方法与本试验不同,但是进行评价的结果一致;孙立强等^[35]探究煤矿周边农田土壤重金属污染状况以及评估可能对人体带来的健康危害时发现成人和儿童不同重金属非致癌风险暴露量均小于1,说明成人和儿童均不存在非致癌风险,与本研究结果一致,可见重金属污染严重的煤矿周边也不一定会对人体产生伤害,但其并未研究并评价植物体内的重金属。陈丹等^[36]采用Pb、Zn全量和有效态进行分析,得到成人和儿童的健康风险均在可接受范围内,但儿童潜在的健康风险不容忽视,虽然研究的重金属不同,但和本研究均采用有效态Cd进行评价且结果一致。也有学者使用方法修复土壤重金属从而评价其对人体健康的影响,如尹娟等^[37]利用SBET方法研究了广西某流域农田土壤7种重金属(Cd、Cu、Zn、Ni、Pb、As和Cr)的生物可给性,得出经生物可给性修正后,土壤重金属对儿童和成人的非致癌风险和致癌风险均大幅度降低,但对儿童依然有一定的致癌风险,可能成人随着机体器官的发育完善,抵抗外界风险能力的提升,故对于重金属的致癌风险要低于儿童,该结论也与姚冬菊等^[38]研究的贵州省独山县某锑冶炼厂周边农田土壤重金属所得结论一致。也有研究表明土壤重金属对于成人和儿童健康均存在致癌风险,如林承奇等^[39]研究了闽西南农田土壤-水稻系统中8种重金属(Cd、Zn、Cu、Ni、Hg、As、Cr和Pb)的生物可给性及健康风险,结果表明考虑8种重金属情况下对成人和儿童的综合非致癌风险指数平均值分别为2.71和4.06,可能存在非致癌风险,与本试验的研究结果相反,这可能是因为地区土壤和评价方法不一样造成的。有学者用与本研究相同的方法进行非土壤中重金属的评价,廖文等^[40]通过体外(*In vitro*)模拟胃肠消化(PBET)法对鱼肉中砷和硒的生物可给性进行了考察,得出成人和小孩摄入无机砷的致癌风险分别为 $1.69 \times$

$10^{-5} \sim 5.81 \times 10^{-4}$ 和 $2.13 \times 10^{-4} \sim 7.34 \times 10^{-4}$, 是可接受或可容忍的风险的 0.17 ~ 7.3 倍, 尤其是小孩, 更易摄入砷产生毒害, 可能是该研究的重金属与本研究不同, 所导致的致癌风险结果也不同。

本试验中, 在 3 个地区不同土壤中, 马铃薯的生物可给性均与镉污染浓度呈正相关, 马铃薯镉的生物可给性在胃阶段均比在小肠阶段高; 土壤镉的有效性越高, 镉的生物可给性越高, 且马铃薯镉的生物可给性(P_{Cd})与土壤有效态(S_{Cd})之间的拟合程度很好; 镉污染下马铃薯的胃阶段生物可给性是纳雍土壤最大, 凤冈土壤次之, 威宁土壤最小; 小肠阶段生物可给性是凤冈土壤最大、纳雍土壤次之、威宁土壤最小。在人体健康风险评估中, 成人和儿童的健康风险指数危害商(HQ)均小于 1.0, 说明该实验马铃薯中 Cd 对人体健康风险较小。

【参 考 文 献】

- [1] 白瑞琴, 孟海波, 周爽, 等. 重金属 Cd 对两个马铃薯品种生长发育的影响[J]. 华北农学报, 2012, 27(1): 168-172.
- [2] 孟海波. Cd 对两个马铃薯品种生长发育及生理生化特性的影响[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2011.
- [3] 秦军红, 李文娟, 卢肖平, 等. 世界马铃薯产业发展概况[C]//屈冬玉, 陈伊里. 马铃薯产业与中国式主食. 哈尔滨: 哈尔滨地图出版社, 2016.
- [4] 刘俊霞. 中国马铃薯国际贸易研究[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2012.
- [5] 鄢铮, 彭琼. 马铃薯对土壤中 4 种重金属富集能力的差异[J]. 中国农学通报, 2020, 36(2): 10-17.
- [6] Yang L, Li Y, Peng K, *et al.* Nutrients and heavy metals in urban soils under different green space types in Anji, China [J]. Catena, 2014, 115: 39-46.
- [7] Pan L, Wang Y, Ma J, *et al.* A review of heavy metal pollution levels and health risk assessment of urban soils in Chinese cities [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25(2): 1055-1069.
- [8] 马骄阳, 田稳, 王坤, 等. 污染场地土壤重金属的生物可给性及对人体肠道细胞毒性效应研究[J/OL]. 中国环境科学: 1-10 [2021-03-31].
- [9] Versant voort C H M, Oomen A G, Van de Kamp E, *et al.* Applicability of an *in vitro* digestion model in assessing the bioaccessibility of mycotoxins from food [J]. Food and Chemical Toxicology, 2005, 43(1): 31-40.
- [10] 何婧. 米饭中污染物镉的生物可给性及生物有效性研究[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2019.
- [11] 尹乃毅, 罗飞, 张震南, 等. 土壤中铜的生物可给性及其对人体的健康风险评估[J]. 生态毒理学报, 2014, 9(4): 670-677.
- [12] Ruby M V, Davis A, Schoolf R, *et al.* Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiological based extraction test [J]. Environmental Science Technology, 1996, 30(2): 422-430.
- [13] Medlin A E. An *in vitro* method for estimating the relative bioavailability of lead in humans [D]. Colorado: University of Colorado, 1997.
- [14] Rodriguez R R, Basta N T. An *in vitro* gastrointestinal method to estimate bioavailable arsenic in contaminated soils and solid media [J]. Environmental Science and Technology, 1999, 33(4): 642-649.
- [15] 杨坚. 水稻地上部镉积累特性及土壤有效镉提取方法的研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2017.
- [16] 朱梅珂. 水盐梯度对滨海湿地土壤基本理化性质的影响及其生态风险研究[D]. 青岛: 青岛大学, 2020.
- [17] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [18] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会. 中国居民营养与慢性病状况报告[R]. 北京: 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会, 2015.
- [19] 中华人民共和国国家体育总局. 2014 年国民体质监测公报[EB/OL]. (2015-11-25)[2019-03-18]. <https://www.sport.gov.cn/n315/n329/c216784/content.html>.
- [20] 中国营养学会. 中国居民膳食指南[M]. 北京: 人民卫生出版社, 2016.
- [21] Zhang R, Chen T, Zhang Y, *et al.* Health risk assessment of heavy metals in agricultural soils and identification of main influencing factors in a typical industrial park in northwest China [J]. Chemosphere, 2020, 252: 126591.
- [22] 贾振亚. 苦丁茶树土壤镉的生物可给性及茶叶镉暴露的健康风险研究[D]. 海口: 海南大学, 2011.
- [23] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理总局. GB 2762—2017 食品安全国家标准 食品中污染物限量[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [24] 黄芳, 辜娇峰, 周航, 等. 不同马铃薯品种对 Cd、Pb 吸收累积的

- 差异[J]. 水土保持学报, 2019, 33(6): 370-376.
- [25] 周健. 镉在施污黄土-马铃薯系统中迁移特征及生物有效性研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2017.
- [26] 孟海波. Cd对两个马铃薯品种生长发育及生理生化特性的影响[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2011.
- [27] 张瑞瑞, 刘鸿雁, 刘克, 等. 不同土壤类型马铃薯对镉的富集转运差异研究[J]. 中国马铃薯, 2021, 35(2): 156-163.
- [28] 李梦莹, 王坤, 保欣晨, 等. 云南野生牛肝菌中重金属的生物有效性及健康风险评估[J/OL]. 食品科学: 1-15[2021-03-23].
- [29] 陈晓晨, 黄振佳, 陈雨晴, 等. 基于 *in vitro* 试验的中国典型土壤中砷的健康风险及影响因素[J/OL]. 土壤学报: 1-15[2021-10-20].
- [30] Li S W, Sun H J, Li H B, *et al.* Assessment of cadmium bioaccessibility to predict its bioavailability in contaminated soils[J]. *Environment International*, 2016, 94: 600-606.
- [31] Li H, Jie L, Li S, *et al.* Application of oral bioavailability to remediation of contaminated soils: method development for bioaccessible As, Pb, and Cd[M]//Luo Y, Chen T. Twenty years of research and development on soil pollution and remediation in China. Berlin: Springer, 2018: 189-216.
- [32] 王连平, 宋胜焕. 土壤中有效态镉与籽实中镉含量的关系[J]. 生态学报, 1986(5): 55-56.
- [33] 吴建杰, 骆骄阳, 谷善勇, 等. 柴胡饮片中重金属生物可给性研究及其风险评估[J]. 中国中药杂志, 2018, 43(22): 4479-4485.
- [34] 陈奕. 基于生物可给性分析工业场地土壤重金属污染的人体健康风险[J]. 生态毒理学报, 2020, 15(5): 319-326.
- [35] 孙立强, 孙崇玉, 刘飞, 等. 淮北煤矿周边土壤重金属生物可给性及人体健康风险[J]. 环境化学, 2019, 38(7): 1453-1460.
- [36] 陈丹, 周于杰, 章佳文, 等. 基于什邡市农田土壤中Pb、Zn的人体健康风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(12): 2687-2693.
- [37] 尹娟, 邓超冰, 王晓飞, 等. 基于农田土壤重金属生物可给性的人体健康风险评估[J]. 江西农业学报, 2016, 28(12): 110-114.
- [38] 姚冬菊, 刘恩光, 宁增平, 等. 贵州某锑冶炼厂周边农田土壤锑、砷污染与人体健康风险评估[J/OL]. 地球与环境: 1-11[2021-06-23].
- [39] 林承奇, 蔡宇豪, 胡恭任, 等. 闽西南土壤-水稻系统重金属生物可给性及健康风险[J]. 环境科学, 2021, 42(1): 359-367.
- [40] 廖文, 汪光, 李开明, 等. 食品中砷和硒生物可给性研究及健康风险/有益性评价[J]. 生态毒理学报, 2019, 14(6): 195-203.

发现马铃薯茎溃疡如何防治效果好?

马铃薯茎溃疡是由立枯丝核菌引起的, 如果低温、潮湿, 马铃薯容易发生茎溃疡。

如何在苗后防治马铃薯茎溃疡效果好呢?

在马铃薯苗高 10-15 公分, 应用 AGROLEX 新加坡利农智慧植保技术叶面喷雾,

可使茎溃疡木质化, 让马铃薯根茎部正常吸收水分和营养, 促进生长。



左图为河北玉田马铃薯基地

应用新加坡利农智慧植保技术叶面喷雾

使马铃薯茎溃疡木质化实例

如果您想: 让马铃薯更加优质高产

请联系我们:



智慧植保

更多应用技术

请扫二维码

AGROLEX AGROLEX 新加坡利农 植保专线: 13701052546

地址: 北京市朝阳区光华路甲 8 号和乔大厦 B 座 511A

电话: (010) 65816128

微信号: AGROLEXGoodlife 公众关注: 新加坡利农 网址: www.agrolex.com.cn

打农药要加柔水通, 增产要用斯德考普, 植物能源来自菲范, 智慧植保助您优质高产!