

王晓飞,邓超冰,许桂苹,等.应用体外模拟法评价土壤中重金属的人体健康风险[J].江苏农业科学,2017,45(6):251-254.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.06.065

应用体外模拟法评价土壤中重金属的人体健康风险

王晓飞¹,邓超冰²,许桂苹^{1,2},魏萌萌¹

(1.广西大学轻工与食品工程学院,广西南宁 530004;2.广西壮族自治区环境监测中心站,广西南宁 530028)

摘要:对土壤重金属经土壤—人途径的人体健康风险进行评价,采集广西壮族自治区某尾矿库坍塌导致大面积农田污染区域的土壤样品,通过体外模拟法(PBET法)进行消化,采用重金属摄入量及其生物可给量进行健康风险评估。结果表明,研究区域土壤重金属Cu、Zn、Pb、Cd的平均含量分别为37.25、764.46、1 000.33、1.40 mg/kg。模拟胃阶段土壤中Cu、Zn、Pb、Cd的生物可给量均大于模拟肠阶段重金属的生物可给量,且在2个消化阶段,土壤中Cu、Zn、Pb、Cd的生物可给量均低于日耐受量。成人日摄入重金属Cu、Zn、Pb、Cd的含量分别为1.81~1.93、33.29~42.41、36.94~68.16、0.06~0.10 μg/d,儿童为7.24~7.73、133.17~169.64、147.74~272.65、0.28~0.40 μg/d,儿童Pb的摄入量已经明显超过日可耐受量。因此,土壤中重金属Pb对当地儿童的人体健康具有潜在风险,而其他重金属通过土壤—人途径的摄入量会增加人体对重金属摄入的总量,同时增加健康风险的总量。

关键词:关键词:重金属;体外模拟法;生物可给量;健康风险

中图分类号:X53 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2017)06-0251-04

近年来,土壤重金属污染^[1-3]已经危及农业生产^[4-5]及食品安全^[6-8],严重威胁人体健康^[9-10]。环境中的重金属可以通过食物、饮水和呼吸等途径进入人体,特别是土壤中的重金属通过口腔进入人体后在人体内积累,并最终对人体(特别是低龄儿童)健康产生一定的危害^[11-12]。目前,分析与评价土壤中重金属元素含量与人体健康的关系备受关注^[13-18]。如果依据土壤重金属总量来评价其健康风险,重金属对人体健康的负面影响很有可能会被高估,因为土壤重金属总量并不能被人体全部吸收^[19],所以针对土壤重金属的生物有效性(或生物可接受性)开展研究更有意义。土壤重金属的绝对生物可接受性只能通过动物试验才能获得,而该试验具有费用高、周期长、伤害供试动物的缺点^[20],所以选择分析测定能被人体消化液溶解、易被吸收的土壤重金属是优于土壤全量评价和动物试验的更好选择,而且体外消化试验容易操作,便宜,具有可重复性。因此,模拟人体消化程序的体外消化试验

被引入环境科学,用于评价环境中污染物的生物可接受性^[21]。目前,国内已有运用体外模拟试验法来评价土壤重金属的生物可给性或健康评价的报道^[22-24]。本研究采集广西壮族自治区(简称广西)某尾矿库溃坝影响区域农田土壤样品,运用体外模拟法(PBET法)进行消化试验,测定土壤中重金属Cu、Zn、Pb、Cd的生物可给性,通过成人和儿童经土壤—人途径而摄入重金属量及其生物可给量来评价土壤中重金属所导致的健康风险,为科学评价土壤重金属的人体健康风险提供依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤采自广西某尾矿库溃坝影响区域农田的甘蔗地土壤,共采集16个表层(0~10 cm)土壤样品。将采集的蔗田土壤样品运回实验室,置于通风避光干燥的地方自然风干,剔除其中的碎石块和甘蔗根茎等杂质,将风干的土样粗磨后再用玛瑙研钵细磨,分别过20、100目的尼龙筛,装袋,供分析用。

1.2 土壤理化性质测定及质量控制

土壤pH值用pH计测定,土液比为1:2.5;土壤有机质含量的测定参照标准NYT 1121.6—2006《土壤检测 第6部分:土壤有机质的测定》;土壤阳离子交换量的测定参照标准LY/T 1243—1999《森林土壤阳离子交换量的测定》;土壤重

收稿日期:2016-01-06

基金项目:广西壮族自治区自然科学基金(编号:2013GXNSFEA053001);广西壮族自治区突发污染事故应急技术研究特聘专家岗位项目。

作者简介:王晓飞(1984—),男,山西阳泉人,博士研究生,研究方向为糖类副产物的资源化技术及环境控制。E-mail: wangxiaofei26@163.com。

通信作者:邓超冰,教授级高级工程师。E-mail: dcb715@sina.com。

Letters, 1999, 170(1): 265-270.

[14]王舒,张林平,张扬,等.红壤区油茶根际解磷细菌的筛选、鉴定及其解磷能力[J].林业科学研究,2015,28(3):409-416.

[15]罗华元,常寿荣,王绍坤,等.云烟高端品牌植烟区根际土壤高效解钾菌的筛选[J].西南农业学报,2011,24(5):1813-1817.

[16]王岳坤,于飞,唐朝荣.海南生态区植物根际解磷细菌的筛选及分子鉴定[J].微生物学报,2009,49(1):64-71.

[17]任嘉红,刘辉,吴晓蕙,等.南方红豆杉根际溶无机磷细菌的筛选、鉴定及其促生效果[J].微生物学报,2012,53(3):295-303.

[18]刘璇,孔凡玉,张成省,等.烟草根际解钾菌的筛选与鉴定[J].中国烟草科学,2012,33(3):28-31.

[19]秦文旺,牧耀贵,吕利华,等.一株解钾高活性胶质芽孢杆菌的筛选与育种[J].山西农业科学,2015,43(4):434-438.

金属 Cu、Zn、Pb、Cd 的全量测定采用硝酸-盐酸-氢氟酸三酸-微波消解的方法,并采用电感耦合等离子体质谱法测定^[25];体外消化试验样品在内的消化液中重金属含量同样采用电感耦合等离子体质谱法测定。

样品理化性质的测定设置 3 个平行。在测定土壤重金属全量时,使用标准物质 GSS-22 来进行质量控制,回收率为 95%~105%。为保证仪器的稳定与准确,在用电感耦合等离子体质谱仪测定消解液和消化液中重金属含量时,每 10 个样品反测 1 次标样。

1.3 体外模拟法(PBET 法)

用于模拟体外消化试验的土壤均过 100 目尼龙筛,所有供试土壤与消化液均以固液比 1:100 比例混合,然后将混合溶液放置于恒温水浴箱中振荡(37℃,100 r/min),胃液或胃肠液提取结束后离心 10 min(4 000 r/min),最后取上清液过 0.45 μm 滤膜待测。

PBET 法模拟胃液和肠液的提取,其中胃液是由 1.25 g 胃蛋白酶、0.50 g 苹果酸钠、0.50 g 柠檬酸钠、420 μL 乳酸、500 μL 醋酸混合而成,溶解后定容至 1 L,并用 1:1 HCl 溶液调节 pH 值到 2.5;然后向土壤中加入胃液振荡 1 h,模拟胃液的消化过程;胃液提取结束后,用 NaHCO₃ 粉末调节消化液 pH 值至 7.0,再加入 52.5 mg 胆汁盐(Fluka,48305)和 15 mg 胰液素(Sigma,P3292),之后继续振荡 2 h 即完成肠液提取。

1.4 计算方法

1.4.1 重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 在模拟胃阶段和肠阶段的生物可给性 土壤中重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 在模拟胃阶段和肠阶段的生物可给性计算公式如下

$$BA = \frac{C_1 V_1}{C_s m_s} \times 100\%。$$
 (1)

式中:BA 为特定重金属的生物可给性,%;C₁ 为体外模拟试验的胃阶段或肠阶段反应液中特定重金属的可溶态总量,mg/L;V₁ 为反应液的体积,L;C_s 为土壤样品中特定重金属的总量,mg/kg;m_s 为加入的土壤样品的质量,kg。

1.4.2 重金属摄入量 日平均通过土壤-人的途径摄入的重金属量计算公式如下

$$W_m = C_m \times W_{soil}。$$
 (2)

式中:W_m 为重金属的摄入量,μg/d;C_m 为土壤中重金属的含量,μg/g;W_{soil} 为日均土壤摄入量,成人为 0.05 g/d,儿童为 0.2 g/d^[23]。

1.4.3 重金属生物可给量 每日摄入体内的重金属中可被吸收的重金属量计算公式如下

$$W_A = W_m \times BA。$$
 (3)

式中:W_A 为日可吸收的重金属量,μg/d;W_m 为重金属元素的日摄入量,μg/d;BA 为特定重金属的生物可给性,%。

1.5 统计分析

所有数据均采用 Excel 2003 和 SPSS 21.0 软件进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 土壤中重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的含量

本研究土壤采自广西某尾矿库溃坝影响区域农田的甘蔗地,重点选择 Cu、Zn、Pb、Cd 等 4 种重金属元素,研究区域蔗田土壤 pH 值和重金属含量,结果见表 1、图 1。

由表 1、图 1 可知,该甘蔗地块呈酸性,重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 的含量范围分别为 36.20~38.67、665.87~848.20、738.72~1 363.23、0.58~1.98 mg/kg,平均含量分别为 37.25、764.46、1 000.33、1.40 mg/kg,以广西土壤背景值和土壤环境质量标准(GB15618—1995《土壤环境质量标准》)二级标准规定的含量限值为评价标准,除 Cu 含量外,Pb、Cd、Zn 含量均高于广西土壤背景值及国家土壤环境质量二级标准值,且污染指数的平均值均远大于 1,说明外界污染导致重金属 Pb、Cd 和 Zn 在研究区域存在不同程度的累积,具有重金属 Pb、Cd 和 Zn 污染的特征,或者说是重金属 Pb、Cd 和 Zn 在土壤中的积累已经达到威胁农业生产和人体健康的程度,应该引起高度重视。

表 1 供试土壤的 pH 值与重金属含量

研究区域	pH 值	重金属含量(mg/kg)			
		Cu	Zn	Pb	Cd
研究区域的范围	3.74~5.09	36.20~38.67	665.87~848.20	738.72~1 363.23	0.580 0~1.980 0
研究区域的均值	4.39	37.25	764.46	1 000.33	1.40
国家土壤环境质量二级标准值	50.00	200.00	250.00	0.300 0	
广西土壤背景值	21.50	59.03	20.74	0.098 9	

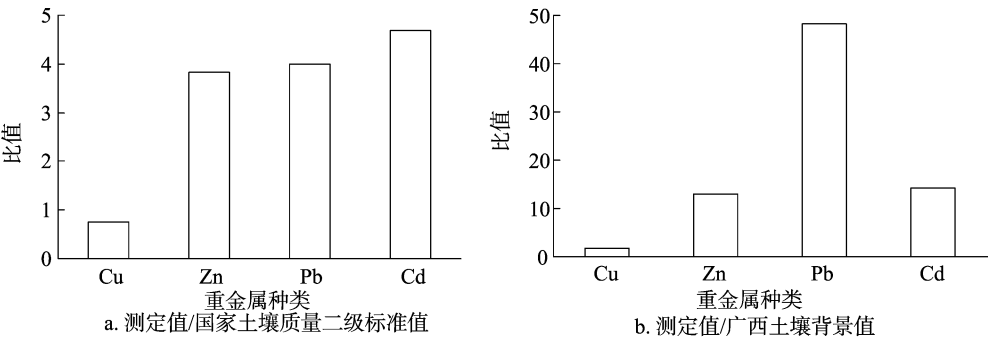


图1 研究区域重金属元素的污染指数

2.2 模拟胃阶段和肠阶段土壤中重金属的生物可给性

模拟胃和肠 2 个阶段污染区域土壤中重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的生物可给性,结果见表 2。在模拟胃阶段,研究区域土壤中重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 的生物可给性分别是 6.59% ~ 15.60%、5.64% ~ 23.17%、6.86% ~ 12.12%、34.51% ~ 61.28%。在模拟肠阶段,研究区域土壤中重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 的生物可给性分别是 2.45% ~ 9.21%、0.50% ~ 9.78%、

0.59% ~ 3.24%、4.59% ~ 20.74%。比较模拟胃阶段和肠阶段可明显看出,研究区域土壤重金属在胃消化阶段相对于肠消化阶段均显示出较高的生物可给性,主要与胃部呈酸性环境有关系,在体外模拟肠消化阶段的消化液呈碱性,使原本在胃中有较高生物可给性的重金属元素的生物可给性下降,导致重金属的生物可给性在 2 个阶段消化结果呈现较大的差异。

表 2 模拟胃和肠阶段的生物可给性

项目	模拟胃阶段(%)				模拟肠阶段(%)			
	Cu	Zn	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd
最小值	6.59	5.64	6.86	34.51	2.45	0.50	0.59	4.59
最大值	15.60	23.17	12.12	61.28	9.21	9.78	3.24	20.74
均值	12.22	16.11	9.49	50.46	4.65	4.41	1.81	11.85

2.3 通过土壤—人的途径而摄入重金属的量

据研究,儿童和成人无意识地经口摄入的土壤分别达 0.05、0.2 g/d^[23]。长期摄入重金属污染的土壤,经过人体的吸收和累积,会对成人和儿童的身体产生不良影响。因此,本研究采用重金属摄入量来评价口腔—人途径所导致的健康风险。表 3 是成人和儿童通过土壤—人途径而摄入重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 的量。本研究只考虑 Pb 和 Cd 的每周可耐受摄入量 (PTWI),世界卫生组织 (World Health Organization,WHO) 提出 Cd 的每周可耐受摄入量为 7.00 μg/kg (BW),Pb 的 PTWI 分别为 50 μg/kg (BW,成人)、25 μg/kg (BW,儿童)^[26-28]。对于体质量为 60 kg 的成人来说,Cd 的摄入量不能超过 60.00 μg/d,Pb 的摄入量不能超过 428.57 μg/d;儿童按照 30 kg 来说,Cd 的摄入量不能超过 30.00 μg/d,Pb 的摄入量不能超过 107.14 μg/d。

由表 3 可知,成人通过土壤—人途径日摄入重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 的含量范围分别为 1.81 ~ 1.93、33.29 ~ 42.41、36.94 ~ 68.16、0.06 ~ 0.10 μg/d。与 PTWI 相比,研究区域的成人通过土壤—人途径而摄入重金属 Pb 和 Cd 的量没有超过 WHO 提出的 Pb 和 Cd 的每日可耐受量。儿童通过土壤—人途径日摄入重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 的含量范围分别为 7.24 ~ 7.73、133.17 ~ 169.64、147.74 ~ 272.65、0.28 ~ 0.40 μg/d。与 PTWI 相比,研究区域的儿童通过土壤—人途径而摄入 Cd 的量没有超过 PTWI,而摄入 Pb 的量已经明显超过 WHO 提出的每日可耐受量,说明研究区域土壤中 Pb 对当地儿童的健康具有较大的潜在风险,其他重金属摄入量均低于相应的限量值,但通过土壤—人途径的摄入量会增加人体对土壤中重金属摄入的总量,同时风险的总量一并增加。

表 4 成人和儿童不同消化阶段重金属的生物可给量

年龄段	统计量	模拟胃阶段重金属的生物可给量(μg/d)				模拟肠阶段重金属的生物可给量(μg/d)			
		Cu	Zn	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd
成人	最小值	0.12	1.88	3.60	0.01	0.04	0.17	0.31	0.001
	最大值	0.30	9.79	5.00	0.06	0.17	4.15	1.38	0.020
	均值	0.23	6.43	4.51	0.04	0.09	1.80	0.79	0.010
	PTWI *	—	—	428.57	60.00	—	—	428.57	60.000
儿童	最小值	0.48	7.51	14.39	0.04	0.18	0.67	1.24	0.005
	最大值	1.21	39.14	19.98	0.23	0.70	16.59	5.51	0.080
	均值	0.92	25.71	18.02	0.15	0.35	7.19	3.16	0.040
	PTWI *	—	—	107.14	30.00	—	—	107.14	30.000

表 3 成人和儿童通过土壤—人途径摄入重金属的量

年龄段	统计量	重金属摄入量(μg/d)			
		Cu	Zn	Pb	Cd
成人	最小值	1.81	33.29	36.94	0.06
	最大值	1.93	42.41	68.16	0.10
	均值	1.86	38.22	50.02	0.07
	PTWI *	—	—	428.57	60.00
儿童	最小值	7.24	133.17	147.74	0.12
	最大值	7.73	169.64	272.65	0.40
	均值	7.45	152.89	200.07	0.28
	PTWI *	—	—	107.14	30.00

注:“*”表示每周可耐受量换算成每日可耐受量。下表同。

2.4 不同消化阶段土壤中重金属的生物可给量

人体消化道对食物的吸收功能主要体现在小肠阶段,对于土壤而言,在整个体外模拟消化试验中,土壤重金属在肠中的有效比例相对于胃中比例占有极其重要的地位。其结果可以有效地表达经口腔摄入土壤中重金属的生物可给量,或者理解为可能被机体吸收的最大量。尽管生物可给量还不能完全解释最后被小肠吸收进入人体循环的实际量,但可以作为健康风险评估的参考依据。表 4 是体外模拟消化方法不同消化阶段研究区域土壤中重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的生物可给量。在模拟成人胃肠阶段,研究区域土壤中 Cu、Zn、Pb、Cd 的生物可给量平均为 0.23、6.43、4.51、0.04 μg/d 和 0.09、1.80、0.79、0.01 μg/d,与 PTWI 相比,研究区域的成人通过土壤—人途径而摄入重金属 Pb 和 Cd 的量没有超过 WHO 提出的 Pb 和 Cd 的每日可耐受量。在模拟儿童胃肠阶段,研究区域土壤中 Cu、Zn、Pb、Cd 的生物可给量平均为 0.92、25.71、

18.02、0.15 $\mu\text{g}/\text{d}$ 和 0.35、7.19、3.16、0.04 $\mu\text{g}/\text{d}$, 与 PTWI 相比, 研究区域的儿童通过土壤—人途径而摄入重金属 Pb 和 Cd 的量同样没有超过 WHO 提出的 Pb 和 Cd 的每日可耐受量。重金属 Pb 和 Cd 生物可给量数据均低于相应的限量值, 但通过土壤—人途径的摄入量会增加人体对土壤中重金属摄入的总量, 同时风险总量一并增加。

3 结论

研究区域土壤呈酸性, 重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 的平均含量分别为 37.25、764.46、1 000.33、1.40 mg/kg , 除 Cu 外, Pb、Cd 和 Zn 的含量均高于广西土壤背景值及国家土壤环境质量二级标准值。研究区域土壤重金属在胃消化阶段相对于肠消化阶段均显示较高的生物可给性, 在模拟胃阶段和肠阶段, 研究区域土壤中重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 的生物可给性分别是 6.59% ~ 15.60%、5.64% ~ 23.17%、6.86% ~ 12.12%、34.51% ~ 61.28% 和 2.45% ~ 9.21%、0.50% ~ 9.78%、0.59% ~ 3.24%、4.59% ~ 20.74%。成人和儿童日摄入重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 的含量范围分别为 1.81 ~ 1.93、33.29 ~ 42.41、36.94 ~ 68.16、0.06 ~ 0.10 $\mu\text{g}/\text{d}$ 和 7.24 ~ 7.73、133.17 ~ 169.64、147.74 ~ 272.65、0.28 ~ 0.40 $\mu\text{g}/\text{d}$ 。与 PTWI 相比, 研究区域的儿童摄入 Pb 的量已经明显超过 WHO 提出的每日可耐受量, 说明重金属 Pb 对当地儿童的健康具有较大的潜在风险。成人在模拟胃肠阶段, 研究区域土壤中 Cu、Zn、Pb、Cd 的生物可给量平均为 0.23、6.43、4.51、0.04 $\mu\text{g}/\text{d}$ 和 0.09、1.80、0.79、0.01 $\mu\text{g}/\text{d}$, 儿童分别是 0.92、25.71、18.02、0.15 $\mu\text{g}/\text{d}$ 和 0.35、7.19、3.16、0.04 $\mu\text{g}/\text{d}$, 研究区域的成人和儿童摄入重金属的生物可给量均没有超过 WHO 提出的每日可耐受量, 但通过土壤—人途径的摄入量会增加人体对土壤中重金属摄入的总量, 同时风险总量一并增加。

参考文献:

- [1] 张小敏, 张秀英, 钟太洋, 等. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究[J]. 环境科学, 2014, 35(2): 692–703.
- [2] 赵多勇, 王成, 杨莲, 等. “环境—植物—人体”体系中重金属来源及迁移途径[J]. 农业工程, 2013(3): 55–58.
- [3] 王玉军, 刘存, 周东美, 等. 客观地看待我国耕地土壤环境质量的现状——关于《全国土壤污染状况调查公报》中有关问题的讨论和建议[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(8): 1465–1473.
- [4] 吕晶晶, 张新英, 吴玉峰, 等. 广西大新县铅锌矿区某屯耕地土壤重金属污染特征及评价[J]. 广西师范学院学报(自然科学版), 2013, 31(4): 51–54.
- [5] 伍钧, 吴传星, 孟晓霞, 等. 重金属低积累玉米品种的稳定性和环境适应性分析[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(11): 2160–2167.
- [6] 霍雪霞, 杨湘霞, 戴桂勋. 2005—2006年罗湖区市售食品中重金属污染情况的调查[J]. 实用预防医学, 2008, 15(1): 150–152.
- [7] 刘冬英, 王晓波, 陈海珍, 等. 广州市部分市售大米铅镉污染状况调查及健康风险评价[J]. 华南预防医学, 2013, 39(1): 86–88.
- [8] 李小飞, 陈志彪, 陈志强, 等. 南方稀土采矿地土壤和蔬菜重金属含量及其健康风险评价[J]. 水土保持学报, 2013, 27(1): 146–151.
- [9] 马静, 魏益民, 郭波莉, 等. 铅对人体和动物毒性作用[J]. 中国公共卫生, 2009, 25(3): 369–370.
- [10] Plum L M, Rink L, Haase H. The essential toxin: impact of zinc on human health[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2010, 7(4): 1342–1365.
- [11] Flora G, Gupta D, Tiwari A. Toxicity of lead: a review with recent updates[J]. Interdisciplinary Toxicology, 2012, 5(2): 47–58.
- [12] Stern B R. Essentiality and toxicity in copper health risk assessment: overview, update and regulatory considerations[J]. Journal of Toxicology and Environmental Health Part A (Current Issues), 2010, 73(2/3): 114–127.
- [13] 何东明, 王晓飞, 陈丽君, 等. 基于地积累指数法和潜在生态风险指数法评价广西某蔗田土壤重金属污染[J]. 农业资源与环境学报, 2014, 31(2): 126–131.
- [14] 甘国娟, 刘伟, 邱亚群, 等. 湘中某冶炼区农田土壤重金属污染及生态风险评价[J]. 环境化学, 2013, 32(1): 132–138.
- [15] 李倩, 秦飞, 季宏兵, 等. 北京市密云水库上游金矿区土壤重金属含量、来源及污染评价[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(12): 2384–2394.
- [16] 杨净, 王宁. 夹皮沟金矿开采区土壤重金属污染潜在生态风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(3): 595–600.
- [17] 黄夏, 郭海荣, 许桂苹, 等. 广西某农灌溉蔗区土壤重金属含量及污染评价[J]. 南方农业学报, 2014, 45(12): 2183–2187.
- [18] 何玉生. 海口城市土壤重金属污染特征与生态风险评估[J]. 生态学杂志, 2014, 33(2): 421–428.
- [19] Freeman G B, Johnson J D, Liao S C, et al. Absolute bioavailability of lead acetate and mining waste lead in rats[J]. Toxicology, 1994, 91(2): 151–163.
- [20] Intawongse M, Dean J R. Use of the physiologically – based extraction test to assess the oral bioaccessibility of metals in vegetable plants grown in contaminated soil[J]. Environmental Pollution, 2008, 152(1): 60–72.
- [21] Ruby M V, Davis A, Schoof R, et al. Estimation of Lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test[J]. Environmental Science & Technology, 1996, 30(2): 422–430.
- [22] 唐翔宇, 朱永官. 土壤中重金属对人体生物有效性的体外试验评估[J]. 环境与健康杂志, 2004, 21(3): 183–185.
- [23] 崔玉静, 张旭红, 朱永官. 体外模拟法在土壤—人途径重金属污染的健康风险评价中的应用[J]. 环境与健康杂志, 2007, 24(9): 672–674.
- [24] 兰砥中, 雷鸣, 周爽, 等. 体外模拟实验法评价湖南某矿区大米中重金属的人体健康风险[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(10): 1897–1903.
- [25] 苏荣, 王晓飞, 洪欣, 等. 微波消解—电感耦合等离子质谱法测定土壤中10种重金属元素[J]. 现代化工, 2015, 35(1): 175–177.
- [26] 土壤环境质量标准: GB 15618—1995[S].
- [27] 广西壮族自治区环保局. 广西壮族自治区土壤环境背景值图集[M]. 成都: 成都地图出版社, 1992.
- [28] Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Joint FAO/WHO Committee on food Additives. Evaluation food additives and contaminants (Fifty – fifth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on food Additives) [R]. WHO Technical Report Series, 2000.