

## 西南典型种植区蔬菜重金属健康风险评估

田 稳<sup>1</sup>, 汪 洁<sup>1</sup>, 岳志强<sup>2</sup>, 马娇阳<sup>1</sup>, 李梦莹<sup>1</sup>, 王健敏<sup>3</sup>, 徐武美<sup>4</sup>, 向 萍<sup>1\*</sup>

(<sup>1</sup>西南林业大学生态与环境学院 昆明 650224

<sup>2</sup>玉溪市农业环境保护和农村能源工作站 云南玉溪 653199

<sup>3</sup>云南省农村科技服务中心 昆明 650021

<sup>4</sup>云南师范大学能源与环境科学学院 昆明 650500)

**摘要** 以玉溪市红塔区、通海县和元江县土壤-蔬菜系统为研究对象,分析土壤和蔬菜中 Cd、As、Pb、Cr 的积累特征,结合体外胃肠模拟法和肠道细胞 Caco-2 毒性评估蔬菜中重金属生物可给性与人体健康风险。结果表明:通海和红塔菜地土壤受 As、Cd 或 Pb 污染,其芸薹类蔬菜中 Cd 的含量分别超出标准限量值 13.6 倍和 2.2 倍。通海西兰花、白菜中 Cd 在胃阶段生物可给性分别为 36.40% 和 9.84%,肠阶段分别下降到 0.91% 和 0%,元江鱼腥草中 As 在胃、肠阶段的生物可给性分别为 25.23% 和 6.69%。基于重金属总含量的评估,通海芸薹类蔬菜存在潜在健康风险,而基于生物可给性的评价,以上蔬菜均不存在健康风险。细胞毒性试验表明生物可给态重金属暴露后不会抑制细胞活性,验证了基于生物可给性健康风险评估更为准确。结论:重金属生物可给性分析结合肠道细胞毒性的风险评估方法,可更准确评价蔬菜中重金属健康风险。

**关键词** 蔬菜; 重金属; 健康风险; Caco-2 细胞

文章编号 1009-7848(2023)02-0319-11 DOI: 10.16429/j.1009-7848.2023.02.031

重金属广泛存在于环境介质中,因具有不可降解性、高毒性、强隐蔽性、半衰期长以及易通过食物链在人体和动植物体内积累等特点,其含量被认为是评价生态环境质量和食品安全的一项重要指标,受到全世界的广泛关注<sup>[1]</sup>。全国土壤污染状况调查<sup>[2]</sup>结果显示,全国土壤总的点位超标率为 16.1%,重金属镉(Cd)、砷(As)、铅(Pb)、铬(Cr)的点位超标率分别达到 7.0%、2.7%、1.5% 和 1.1%。

蔬菜是人类饮食的重要组成部分,种植区土壤重金属污染往往导致蔬菜中重金属的含量超标,从而增加人体摄入的风险。张芹等<sup>[3]</sup>研究发现来自昆明市盘龙区周边农田的青椒、白菜等 10 种蔬菜受到不同程度 Cd 污染,在各类蔬菜中,芸薹

类 Cd 污染最为普遍,超过 55.6% 的蔬菜品种被污染。丽江高背景区蔬菜中 Cr 的平均含量为 1.1 mg/kg,有 50% 蔬菜样品 Cr 超标,食用古城区和玉龙县的蔬菜存在 Cr 潜在健康风险<sup>[4]</sup>。穆德苗等<sup>[5]</sup>研究发现,试验区域种植的蔬菜样品中有 20.49% 重金属 Pb 超标,主要为根茎类和叶菜蔬菜,而土壤 Pb 的超标率为 68.40%。Zhong 等<sup>[6]</sup>基于 220 篇已发表的论文,评估我国蔬菜重金属摄入的健康风险,结果表明,生活在云南的人群面临着蔬菜中 Cd 和 Pb 造成的健康风险。

研究表明,许多疾病与重金属暴露有关,重金属超标的食品对人体健康具有严重的威胁<sup>[7]</sup>。如 Cd 具有内分泌干扰效应,长期接触会增加人体患肺癌、胃肠癌、前列腺癌,内分泌失调和心血管疾病<sup>[8-10]</sup>等疾病的风险;Pb 会损害肾脏和生殖系统,影响智力表现<sup>[11]</sup>;急性 As 中毒对人体的影响包括呕吐、腹痛和腹泻,而长期接触 As 可能导致各种类型的癌症<sup>[12]</sup>。准确评估重金属人体摄入后的健康风险成为当下的研究热点。

目前,基于重金属总量的健康风险评价模型广泛应用于蔬菜中,然而,蔬菜中所有重金属并非都会被人体吸收<sup>[13]</sup>。基于总量的评价方法往往高估其健康风险。近年来,基于蔬菜中重金属在进入

---

收稿日期: 2022-02-04

基金项目: 云南省农业联合专项重点项目 (202101BD070001-023);国家自然科学基金项目(41967026);国家林业和草原局林草科技创新青年拔尖人才项目(2020132613);云南省高层次人才引进计划青年人才项目(YNQR-QNRC-2018-049);云南省创新团队项目(202005AE160017)

第一作者: 田稳,男,硕士生

通信作者: 向萍 E-mail: ping\_xiang@126.com

人体胃肠道后,可被吸收的最大溶出量(生物可给性)的评价方法受到广泛关注,然而,蔬菜中重金属健康风险的精细化评估以及生物可给态重金属对人体胃肠道上皮细胞的毒性效应鲜有报道<sup>[6,14]</sup>。

本研究以我国西南典型蔬菜种植区玉溪市3个县/区的土壤-蔬菜为研究对象,通过测定土壤及蔬菜可食用部分的重金属含量,厘清土壤-蔬菜系统重金属的污染特征;分析蔬菜中重金属的生物可给性;计算基于总量和生物可给性的目标危险系数(THQ),比较分析蔬菜的人体健康风险;同时,借助人体肠道上皮细胞Caco-2研究生物可给态重金属对健康的危害,进一步验证其健康风险的准确性。本研究旨在为准确评估蔬菜中重金属的人体健康风险提供理论基础。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于云南省中部的玉溪市红塔区、通海县和元江县境内,年平均气温17.4~23.8℃,年均降水量670~2 412 mm,属中亚热带湿润冷冬高原季风气候。地势西北高,东南低,大部分地区海拔在1 500~1 800 m之间,最高海拔3 137 m,最低海拔328 m。以赤红壤和红壤为主,主要种植蔬菜、水果等作物,是云南省重要的蔬菜主产区。

### 1.2 土壤和蔬菜样品的采集

土壤和蔬菜样品的采集在2021年4~5月进行。共采集了来自红塔区、通海县和元江县周边农田种植的蔬菜及对应的表层土壤(0~20 cm)样品36对,其中白菜6对,西蓝花、西红柿各5对,小葱3对,大蒜、鱼腥草、韭菜、豌豆各2对,牛皮菜、苤蓝、苋菜、辣椒、玉米、茴香、蚕豆、蕨菜、四季豆各1对。所有样品保存至自封袋,并在采样当天运送到实验室。蔬菜样品取可食部分先用自来水洗净,再用蒸馏水清洗3次,晾干表面水分,匀浆备用。土壤样品去除石头、地膜等杂质自然风干,过筛备用。

### 1.3 仪器与试剂

浓硝酸(优级纯级),美国默克公司;30%过氧化氢(分析纯级),天津风船化学试剂科技有限公司;猪胆盐,上海麦克林生化科技有限公司;胰酶,上海源叶生物科技有限公司;MEM基础培养基、

胎牛血清、青霉素-链霉素、0.25%胰蛋白酶-乙二胺四乙酸溶液,武汉普诺赛生命科技有限公司。

E-max500 X 荧光重金属分析仪(XRF),美国XOS公司;ICAPRQ电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)、Forma<sup>TM</sup> SteriCycle<sup>TM</sup> 二氧化碳培养箱,美国Thermo Fisher公司;尼康TS-100倒置生物显微镜,日本Nikon公司;96孔细胞培养板,美国Corning公司;SpectraMax Plus 384酶标仪,美国Molecular Devices公司。

### 1.4 样品的分析

**1.4.1 土壤、蔬菜样品重金属含量的测定** 土壤样品中重金属As、Pb、Cr和Cd的总量参照Kodom等<sup>[15]</sup>的方法使用XRF测定;蔬菜样品中重金属总量采用美国环境保护署3050B方法,用浓硝酸(HNO<sub>3</sub>)和30%过氧化氢(H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)消解样品(2.000 g,鲜重),并使用ICP-MS测定重金属As、Pb、Cr和Cd含量。每个土壤及蔬菜样品均设置3个平行。

**1.4.2 蔬菜生物可给性的测定** 基于GB 2762-2017《食品安全国家标准 食品中污染物限量标准》<sup>[16]</sup>筛选部分重金属含量较高的蔬菜,使用体外胃肠模拟(SBRC)法测定其生物可给性<sup>[17]</sup>。取5.0 g新鲜蔬菜样品于50 mL离心管中,加入模拟胃液至30 mL,调节溶液pH值为1.5,置于振荡器中以150 r/min的速度在37℃下振荡1 h,期间保持pH值不变,振荡结束后以4 000 r/min的速度离心10 min,将上清液转移到另一个离心管中。然后向残渣中加入模拟肠液30 mL,调节溶液pH值为7,在37℃下以150 r/min的速度振荡4 h,期间保持pH值不变,后以4 000 r/min离心10 min并吸取上清液。胃、肠相模拟上清液通过0.45 μm滤膜后,用ICP-MS测定重金属含量。每个样品重复测定3次,并设置胃液和肠液的空白对照。

生物可给性(BA)由公式(1)计算<sup>[18]</sup>。

$$BA(\%) = C_{iv}/C_t \times 100 \quad (1)$$

式中,C<sub>iv</sub>——蔬菜样品胃/肠模拟消化后释放出的重金属元素含量,mg/kg;C<sub>t</sub>是蔬菜样品中重金属元素总含量,mg/kg。

### 1.5 环境和健康风险评价

**1.5.1 土壤环境评价** 采用单因子污染指数(PI)来评价土壤的污染程度,根据公式(2)进行计算。

$$PI_i = C_i / S_i \quad (2)$$

式中,  $PI_i$ ——污染物  $i$  的单因子污染指数;  $C_i$ ——所测土壤中污染物  $i$  的含量 ( $\text{mg}/\text{kg}$ );  $S_i$  为土壤中污染物  $i$  的标准含量 ( $\text{mg}/\text{kg}$ ), 为《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)<sup>[19]</sup> 中的土壤污染风险筛选值。

当  $PI_i < 1$  时, 表示土壤未受污染, 处于清洁水平;  $1 \leq PI_i < 2$  时, 土壤处于轻度污染水平;  $2 \leq PI_i < 3$  时, 土壤处于中度污染水平; 当  $PI_i \geq 3$  时, 表明土壤受到严重污染, 为重度污染水平。

**1.5.2 蔬菜健康风险评价** 本研究采用目标危害系数(THQ)法<sup>[20]</sup>来评估暴露于蔬菜中重金属的人体健康风险。THQ 是以污染物暴露剂量与参考剂量的比值来表征非致癌风险水平, 如果  $THQ > 1.0$ , 则说明该污染物对人体具有潜在健康风险。计算方法见式(3), 公式中各参数取值如表 1 所示。

$$THQ = (E_F \times E_D \times F_{IR} \times C) / (R_{FD} \times W_{AB} \times T_A \times 1000) \quad (3)$$

式中,  $E_F$ ——年均暴露频率,  $d$ ;  $E_D$ ——暴露持续时间, 年;  $F_{IR}$ ——每日摄取速率,  $\text{mg}/\text{d}$ ;  $C$ ——蔬菜中重金属含量,  $\text{mg}/\text{kg}$ ;  $R_{FD}$ ——参考剂量,  $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ ;  $W_{AB}$ ——人体平均体重,  $\text{kg}$ ;  $T_A$ ——平均暴露时间,  $d$ 。

此外, 不同重金属在蔬菜中往往同时出现, 这些重金属进入人体后会产生共同作用, 总目标危害系数(TTHQ)可以表示重金属的复合污染风险, 若  $TTHQ > 1$ , 说明人体可能受到重金属的危害, 其计算方法如下:

$$TTHQ = \sum THQ_i \quad (4)$$

式中,  $THQ_i$  为第  $i$  种重金属的目标危害系数。

## 1.6 细胞培养、暴露与及活力测定

人体结肠上皮细胞 Caco-2 来自美国模式培养物寄存库(ATCC), 将细胞接种在含完全培养基(MEM 基础培养基、10% 胎牛血清和 1% 青酶素-链霉素)的培养皿中, 置于 37 °C、5% CO<sub>2</sub> 的细胞培养箱中培养。当细胞增殖至 80% 时用胰蛋白酶消化传代<sup>[24]</sup>。将 1.4.2 节中的蔬菜肠相模拟液于 90 °C 的水浴锅中加热 10 min, 以使相关消化酶和部分微生物变性, 再过 0.22 μm 灭菌滤膜备用, 灭菌后的肠相模拟液和 MEM 基础培养基以体积比 1:1 的比例配制细胞暴露液, 以测定蔬菜肠相模拟消化液中溶出的生物可给态重金属对 Caco-2

表 1 THQ 计算参数取值

Table 1 Parameter values in THQ calculation

参数	参考值	参考文献
$E_F/\text{d}$	365	[20]
$E_D/\text{年}$	70	[20]
$F_{IR}/\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$	成人 301.4 儿童 231.5	[21]
$R_{FD}/\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	As=0.003 Pb=0.004	[22] [22] [22]
$W_{AB}/\text{kg}$	Cr=1.5 Cd=0.001	[22]
$T_A/\text{d}$	成人 60.0 儿童 32.7	[23]
	25 550	[20]

细胞活力的影响, 将 Caco-2 细胞以每孔 8 000 个/100 μL 的密度接种于 96 孔板中, 待细胞生长 24 h 后, 吸弃孔内的完全培养基, 向每孔加入 100 μL 现配的细胞暴露液, 于细胞培养箱中分别孵育 4 h 和 8 h, 然后利用显微镜观察细胞形态。随后, 使用 CCK-8 细胞活力测定试剂盒检测细胞活力的变化, 从而分析蔬菜肠相模拟液的肠道细胞毒性<sup>[25]</sup>。

## 1.7 数据处理

本文数据均采用平均值和标准差进行汇总, 使用 Microsoft Excel 2010 和 GraphPad Prism 8.0 对数据进行整理、分析。

## 2 结果与讨论

### 2.1 土壤重金属污染特征

研究区土壤重金属含量变化特征和污染程度如图 1 所示。通海县、红塔区和元江县(以下简称通海、红塔、元江)蔬菜种植区土壤 4 种重金属平均含量大小顺序均为 Cr>Pb>As>Cd, Cr、As、Cd、Pb 在通海菜地土壤中的含量均高于红塔和元江, 且 Cd 含量超标最严重。通海菜地 Cr、As、Cd、Pb 的平均含量均超过了云南省土壤背景值<sup>[1]</sup>, 红塔菜地 Cr、Cd 和 Pb 的平均含量也都不同程度地超过了云南省土壤背景值, 而元江菜地仅有 Cr 和 Cd 的平均含量超过云南省土壤背景值, 说明 4 种重金

属在研究区部分土壤中已经存在一定程度的积累,特别是Cd和Cr在通海、红塔和元江菜地中都有积累,这与李洋等<sup>[23]</sup>和卢维宏等<sup>[4]</sup>的研究结果一致。以《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618-2018)中的风险筛选值(以下简称筛选值)为标准值,通海菜地As、Cd和Pb的平均污染指数分别为1.09,5.19和1.14,说明As和Pb处于轻度污染水平,而Cd则达到重污染

水平,另外,红塔菜地土壤Cd也处于轻度污染水平。这与南方蔬菜地Cd作为污染最严重的重金属元素的研究结果一致<sup>[26]</sup>。研究表明,玉溪市处于Cd异常带,自然背景值高,而元江土壤重金属元素背景值较低<sup>[27-28]</sup>。自然背景、化肥的施用和地膜覆盖可能是通海和红塔土壤Cd污染的主要原因<sup>[29-30]</sup>。相比之下,元江菜地土壤处于清洁水平。

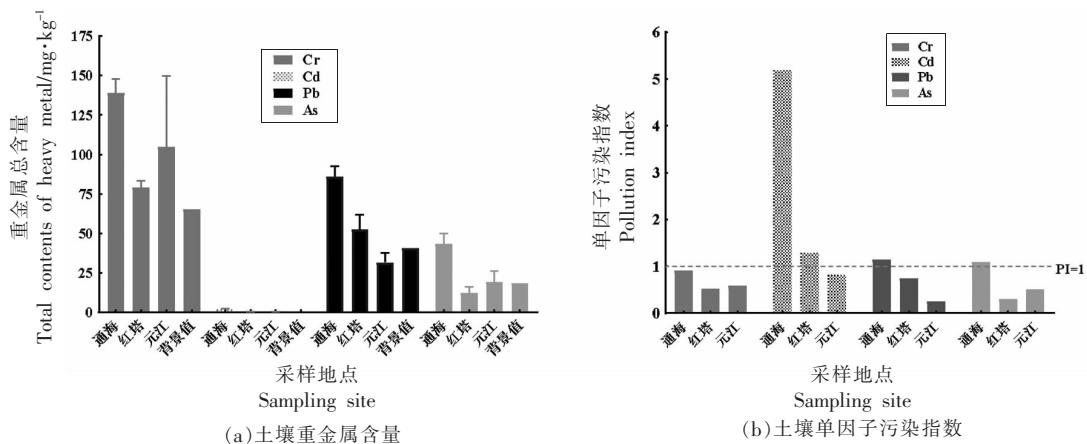


图1 研究区土壤重金属污染特征

Fig.1 Soil heavy metal pollution characteristics in the study area

## 2.2 蔬菜重金属污染特征及健康风险评价

**2.2.1 蔬菜重金属含量特征** 各类蔬菜中4种重金属Cr、As、Cd、Pb含量见表2。通海、红塔和元江蔬菜中Cr的平均含量分别为0.14,0.14,0.16 mg/kg;As的平均含量分别为0.11,0.08,0.13 mg/kg;Cd的平均含量分别为0.22,0.04,0.00 mg/kg;Pb的平均含量分别为0.04,0.08,0.09 mg/kg。与GB 2762-2017《食品安全国家标准 食品中污染物限量标准》(以下简称限量值)相比,通海、红塔和元江的叶菜、芸薹类、根茎类、豆类和茄果类蔬菜中Cr、As和Pb的含量平均值均未超标,而此次在通海和红塔采集的芸薹类蔬菜中Cd的含量分别超出限量值13.6倍和2.2倍。

通海、红塔和元江种植区土壤Cr的含量均未超出筛选值,说明土壤中Cr对蔬菜造成的污染风险较低,符合通海、红塔和元江蔬菜中Cr含量低于限量值的结果<sup>[19]</sup>。然而,通海、红塔和元江蔬菜与土壤中Cr的含量无相关性,可能是因为土壤-蔬菜系统Cr的吸收受许多因素的控制,土壤Cr

虽高,但常以还原态Cr(Ⅲ)存在,不易被吸收,从而导致蔬菜中Cr的含量较低<sup>[31]</sup>。此外,作物根部比叶片和果实更易积累Cr,这可能是根茎类蔬菜Cr含量更高的主要原因<sup>[32]</sup>。当土壤中重金属的含量超过筛选值时,蔬菜从土壤中吸收营养物质的过程中,重金属也被吸收进入蔬菜体内,对蔬菜安全可能存在一定的风险<sup>[19,33]</sup>。研究区部分蔬菜Cd和As的含量不同程度地超过了限量值,另外,Cd作为我国土壤重金属污染点位最多的元素,容易被多种蔬菜富集<sup>[34]</sup>。通海、红塔和元江研究区各类蔬菜Cd含量的高低顺序均为通海>红塔>元江,与土壤Cd的含量有很好的相关性( $R^2=0.992$ ),通海芸薹类蔬菜Cd含量最高,与叶劲松等<sup>[35]</sup>的研究结果相似。值得注意的是,元江菜地土壤As含量为15.63 mg/kg,低于筛选值,而根茎类蔬菜中As的含量存在较大差异,其中鱼腥草As含量为0.89 mg/kg,超出限量值(0.5 mg/kg),可能是因为鱼腥草易吸收和富集土壤中的As<sup>[36]</sup>。相比之下,通海、红塔和元江蔬菜Pb含量均未超出限量值,元江豆

类蔬菜 Pb 含量在所有蔬菜中最高,与前人研究结果一致<sup>[35]</sup>。红塔叶菜 Pb 含量也相对较高,但土壤 Pb 含量并未超出筛选值,这可能是大气沉降所

致,其已被证实是城市或工业区附近叶菜 Pb 积累的主要原因<sup>[37]</sup>。

表 2 蔬菜中重金属含量

Table 2 The concentrations of heavy metals in vegetables

采样点	蔬菜类型	Cr/mg·kg <sup>-1</sup>	As/mg·kg <sup>-1</sup>	Cd/mg·kg <sup>-1</sup>	Pb/mg·kg <sup>-1</sup>
通海	叶菜	0.14 ± 0.02	0.05 ± 0.01	0.16 ± 0.05	0.02 ± 0.01
	芸薹类	0.16 ± 0.02	0.23 ± 0.21	0.68 ± 0.41	0.05 ± 0.01
	豆类	0.14 ± 0.00	0.09 ± 0.01	0.01 ± 0.00	0.04 ± 0.00
	根茎类	0.13 ± 0.01	0.07 ± 0.02	0.04 ± 0.00	—
	均值	0.14 ± 0.01	0.11 ± 0.06	0.22 ± 0.23	0.04 ± 0.01
红塔	叶菜	0.13 ± 0.00	0.04 ± 0.01	0.01 ± 0.01	0.11 ± 0.05
	芸薹类	0.13 ± 0.01	0.07 ± 0.02	0.11 ± 0.01	0.03 ± 0.04
	豆类	0.16 ± 0.01	0.04 ± 0.01	—	—
	根茎类	0.14 ± 0.03	0.15 ± 0.18	0.01 ± 0.00	0.09 ± 0.08
	均值	0.14 ± 0.02	0.08 ± 0.06	0.04 ± 0.01	0.08 ± 0.06
元江	叶菜	0.15 ± 0.02	0.09 ± 0.02	—	—
	芸薹类	0.14 ± 0.02	0.05 ± 0.00	—	—
	根茎类	0.20 ± 0.01	0.37 ± 0.37	—	0.05 ± 0.01
	豆类	0.18 ± 0.01	0.05 ± 0.02	—	0.13 ± 0.04
	茄果类	0.14 ± 0.01	0.11 ± 0.05	—	—
	均值	0.16 ± 0.02	0.13 ± 0.11	—	0.09 ± 0.03

注:“—”表示值低于检测限或不存在,下同。

2.2.2 蔬菜中重金属的生物可给性分析 基于蔬菜重金属总量,选取部分重金属含量(As 和 Cd)相对较高的蔬菜(西兰花、白菜、鱼腥草)以评价蔬菜中重金属的生物可给性,如表 3 所示。通海西兰花 a、西兰花 b 和白菜中 Cd 在胃阶段的生物可给性分别为 31.47%,41.32% 和 9.84%,而在肠阶段生物可给性明显降低,分别为 0.61%,1.20% 和 0%。Intawongse 等<sup>[38]</sup>的研究表明,Cd 在胃阶段的生物可给性高于小肠阶段,而在胃阶段或小肠阶段 Cd 的生物可给性很大程度上取决于蔬菜种类中的 Cd 的总浓度。Hu 等<sup>[39]</sup>研究表明,香港市售蔬菜 Cd

在胃阶段的生物可给性在 14%~71% 范围,肠阶段 Cd 的生物可给性在 7.1%~25% 范围,同样胃阶段到肠阶段的生物可给性呈现递减的趋势。研究表明,进入作物的 Cd 除了积累在细胞壁之外,大部分存储在液泡,因此 Cd 很易从组织中释放出来<sup>[40]</sup>。此外,强酸性可能导致金属与碳水化合物和蛋白质之间的化学键断裂,从而导致 Cd 在胃阶段大量释放,因此 Cd 在胃阶段的生物可给性要明显高于肠阶段<sup>[41]</sup>。元江鱼腥草 As 在胃阶段的生物可给性为 25.23%,肠阶段的生物可给性明显下降(6.69%)。以上研究结果说明这些蔬菜中的重金属

表 3 蔬菜中 As、Cd 的生物可给性

Table 3 Bioaccessibility of arsenic and cadmium in vegetables

采样点	蔬菜名称	含量/mg·kg <sup>-1</sup>		Cd 生物可给性/%		As 生物可给性/%	
		Cd	As	胃	肠	胃	肠
通海	西兰花 a	0.69 ± 0.04	0.05 ± 0.00	31.47 ± 3.34	0.61 ± 0.09	—	—
	西兰花 b	1.17 ± 0.03	0.04 ± 0.01	41.32 ± 1.76	1.20 ± 0.71	—	—
	白菜	0.22 ± 0.03	0.03 ± 0.00	9.84 ± 0.57	—	—	—
元江	鱼腥草	—	0.89 ± 0.07	—	—	25.23 ± 3.04	6.69 ± 1.10

并非全部会在胃肠道环境中溶出，也提示基于总含量的风险评价可能会高估其健康风险。

**2.2.3 基于总量和生物可给性的蔬菜中重金属人体健康风险评价比较** 目前关于蔬菜重金属的人体健康风险评价多以总含量为主。如 Kumar 等<sup>[42]</sup>对印度勒克瑙市 294 份蔬菜样品进行了健康风险评估，结果表明当地居民通过食用从当地蔬菜市场获得的被重金属污染的蔬菜，存在长期的健康风险。Nancy 等<sup>[43]</sup>通过目标危害系数(THQ)和危害指数(HI)评估了农业区种植蔬菜的人体健康风险，发现研究区蔬菜虽没有潜在的健康风险，但是韭菜、薄荷和香菜中的 As 致癌风险对成人和儿童都很高。近年来，也有专家提出以生物可给性对蔬菜中重金属的健康风险进行评价将更为准确。如 Li 等<sup>[25]</sup>基于重金属总量和生物可给性评估了云南不同地方甘蓝的食用健康风险，结果表明基于总量计算 As、Cd、Pb 和 Cr 的每日估计摄入量(EDI)分别为 0.43, 0.36, 0.57 和 2.29，而以生物可给性计算得出的 EDI 明显降低，分别为 0.05, 0.03, 0.45 和 1.99。基于此，本文分别对蔬菜中重金属的总量和人体胃肠阶段的生物可给性进行了分析，更加精细地评价了蔬菜中重金属的人体健康风险。

研究区各类蔬菜重金属的健康风险(成人)的 THQ 和 TTHQ 值见表 4。总体来看，通海、红塔和元江蔬菜 4 种重金属的 THQ 平均值由大到小排列依次为 Cd>As>Pb>Cr、Cd>As>Pb>Cr、As>Pb>Cr>Cd，这说明对于通海和红塔来说，Cd 是蔬菜摄入健康风险的主要元素，而对于元江，As 是当地蔬菜摄入健康风险的主要元素。此外，通海蔬菜 Cd 的 THQ 平均值大于 1，其中芸薹类蔬菜的 THQ 高达 3.40，说明此次采集的芸薹类蔬菜 Cd 存在较高的潜在健康风险，是通海蔬菜摄入健康风险的主要来源。前人的研究中，叶菜蔬菜 Cd 含量通常高于其它蔬菜<sup>[23]</sup>，本研究芸薹类蔬菜 Cd 含量高于其它类蔬菜的原因可能是采样时西兰花未完全成熟，有部分西兰花叶作为可食部分，而这部分叶可能富集了 Cd。TTHQ 均值由大到小排列为：通海>红塔>元江。其中，通海的 TTHQ 为 1.34，大于 1，说明可能存在一定的健康风险，该风险主要来自于 Cd。值得关注的是，通海叶菜蔬菜、红塔芸薹类蔬菜和元江根茎类蔬菜的 TTHQ 分别为 0.91, 0.71, 0.69，主要贡献元素为 Cd 或 As，虽然 TTHQ 都小于 1，但人体长期暴露在 Cd、As 污染环境中会发生重金属毒害作用，进而引发癌症、神经

表 4 基于蔬菜重金属总量的 THQ 和 TTHQ 值

Table 4 THQ and TTHQ values of vegetables based on total heavy metals

采样点	蔬菜类型	THQ				TTHQ
		Cr	As	Cd	Pb	
通海	叶菜	0.0005	0.08	0.80	0.03	0.91
	芸薹类	0.0005	0.38	3.40	0.07	3.85
	豆类	0.0005	0.16	0.06	0.05	0.27
	根茎类	0.0002	0.12	0.22	—	0.34
	均值	0.0004	0.19	1.12	0.05	1.34
红塔	叶菜	0.0004	0.07	0.05	0.14	0.26
	芸薹类	0.0004	0.12	0.55	0.04	0.71
	根茎类	0.0005	0.24	0.04	0.11	0.39
	豆类	0.0005	0.07	—	—	0.07
	均值	0.0005	0.13	0.21	0.10	0.36
元江	叶菜	0.0005	0.15	—	—	0.15
	芸薹类	0.0005	0.09	—	—	0.09
	根茎类	0.0007	0.62	—	0.07	0.69
	豆类	0.0006	0.09	—	0.21	0.30
	茄果类	0.0005	0.18	—	—	0.18
	均值	0.0006	0.28	—	0.14	0.28

系统毒性、骨质疏松、肝肾损伤、生殖毒性、肺部损伤等疾病<sup>[12,44]</sup>,其食用健康风险仍然不可忽略。此外,由于样品数量和批次有限,还需要多研究区域连续采样,以期获得更为准确全面的结论。

基于胃肠阶段生物可给性的健康风险评价结果见表 5,从表中可以看出,尽管选择了重金属总量较高的蔬菜,其胃肠阶段生物可给性的 THQ 也远低于基于总量的 THQ,在含量相对较低的白菜肠模拟液中甚至未检出重金属。与耿紫琪等<sup>[45]</sup>的研究结果相似。基于生物可给性对蔬菜中 As 和 Cd 进行的健康风险评估均未存在风险,说明基于重金属总量的健康风险评价可能会高估蔬菜的健康风险,基于体外胃肠模拟方法来评估蔬菜的健康风险可能更有效、更科学合理<sup>[40,46]</sup>。

### 2.3 基于生物可给性人体健康风险的肠道细胞毒性效应验证

基于生物可给性研究农作物的健康风险相较于总量的评价方式更被人们接受,然而生物可给态重金属是否一定对胃肠道细胞产生健康毒性效应仍然鲜有研究。最近的研究发现,基于生物可给性数据评定有健康风险的蔬菜并不会对人体胃上皮细胞(SGC-7901)产生毒性效应<sup>[25]</sup>。细胞活性的变化可以准确地评估外源污染物对人体造成的健康危害,也是反映重金属造成细胞毒性的一项重要指标<sup>[47]</sup>。因此,为了精确评估其健康风险,本文分析了生物可给态肠相提取液(以下简称肠液)是否会对人体肠道细胞产生毒性效应。结果如图 2 所示,3 种蔬菜(4 个蔬菜样品)肠液暴露细胞 4 h 和 8 h 对细胞活力影响不大,这可能是因为细胞有不同的途径应对环境污染物,以免受外源性应激,而肠液中重金属浓度低,因此不足以对细胞产生毒害作用<sup>[48]</sup>。值得注意的是,白菜肠液分别暴露 4 h 和 8 h 后的细胞活力均高于另外 3 个蔬菜样品,这与基于生物可给性的健康风险评价结果一致。此外,西兰花 a 和白菜的肠液暴露 8 h 后 Caco-2 细胞的活力均高于 4 h,而西兰花 b 和鱼腥草肠液暴露 4 h 和 8 h 后的细胞活力几乎相同,可归因于蔬菜种类和细胞类型的差异<sup>[25]</sup>。本研究中,人体肠道细胞毒性效应验证了基于生物可给性的健康风险评价结果,因此生物可给性和细胞模型相结合的方法更能够精细、准确的评估蔬菜中重金

表 5 基于蔬菜 As、Cd 生物可给性的 THQ 值

Table 5 THQ values based on the bioaccessibility of As and Cd in vegetables

采样点	蔬菜名称	THQ	
		As	Cd
通海	西兰花 a	-	0.02
	西兰花 b	-	0.07
	白菜	-	-
元江	鱼腥草	0.10	-

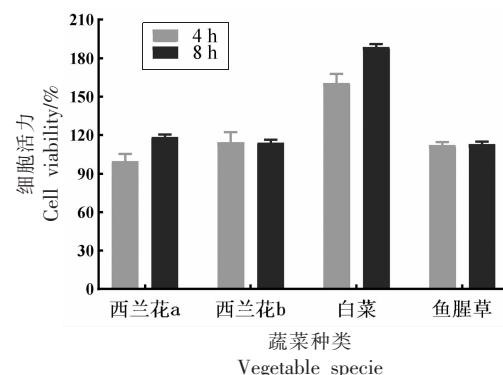


图 2 不同蔬菜肠液暴露 4 h 和 8 h 后 Caco-2 细胞活力

Fig.2 The viability of Caco-2 cells exposed to different vegetable intestinal fluids for 4 h and 8 h

属对人体的健康风险。

### 3 结论

- 1) 通海蔬菜种植区土壤 Cr、As、Cd、Pb, 红塔 Cr、Cd、Pb, 元江 Cr、Cd 的平均含量均超过云南省土壤背景值。土壤环境评价结果显示,通海菜地土壤受到重金属 As、Cd 和 Pb 的污染; 红塔受到 Cd 轻污染; 元江暂未受到 4 种重金属的污染。
- 2) 通海、红塔和元江的叶菜、芸薹类、根茎类、豆类和茄果类蔬菜中 Cr、As 和 Pb 的含量均未超出规定的限量值,但此次在通海和红塔采集的芸薹类蔬菜中 Cd 的含量超出了限量值。
- 3) 西兰花 a、西兰花 b、白菜和鱼腥草 4 个蔬菜样品 As 和 Cd 的生物可给性在 0%~41.32% 之间,肠阶段的生物可给性低于胃阶段。
- 4) 基于重金属总量的 TTHQ 均值由大到小排列为:通海(1.34)>红塔(0.36)>元江(0.28),提示食用超限量值的通海蔬菜可能会有一定的健康风险。芸薹类蔬菜 Cd 是造成通海和红塔居民健康

风险的主要来源,而根茎类蔬菜 As 是元江居民健康风险最主要的贡献者。

5) 基于生物可给性的健康风险评价发现3种蔬菜均不存在潜在的健康风险,细胞毒性研究验证对肠道也没有健康风险。基于总量的健康风险评价模型可能高估了蔬菜中重金属的健康风险。

## 参 考 文 献

- [1] 陈文轩,李茜,王珍,等.中国农田土壤重金属空间分布特征及污染评价[J].环境科学,2020,41(6):2822–2833.  
CHEN W X, LI Q, WANG Z, et al. Spatial distribution characteristics and pollution evaluation of heavy metals in arable land soil of China[J]. Environmental Science, 2020, 41(6): 2822–2833.
- [2] 中华人民共和国环境保护部.2014中国环境状况公报[R].(2015-05-29)[2021-09-04].<http://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkgb/201605/P020160526564730573906.pdf>.  
Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. Bulletin of China's environment in 2014[R]. (2015-05-29)[2021-09-04]. <http://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkgb/201605/P020160526564730573906.pdf>.
- [3] 张芹,董琰,卜元卿,等.昆明市盘龙区蔬菜重金属含量及健康风险评估研究[J].环境科学与管理,2020,45(5):184–189.  
ZHANG Q, DONG Y, BU Y Q, et al. Heavy metal contents and health risk assessment of vegetables planted in panlong district of Kunming[J]. Environmental Science and Management, 2020, 45 (5): 184–189.
- [4] 卢维宏,谭福民,张乃明,等.丽江高背景区土壤—蔬菜中铬含量及健康风险评价[J].腐植酸,2020(3):25–32.  
LU W H, TAN F M, ZHANG N M, et al. Chromium content and health risk assessment of soil—vegetables in high background area of Lijiang city[J]. Humic Acid, 2020(3): 25–32.
- [5] 穆德苗,孙约兵.西南地质高背景区蔬菜Pb的安全生产阈值与土地质量类别划分[J].环境科学,2022,43(2):965–974.  
MU D M, SUN Y B. Safety production threshold and land quality classification of vegetable Pb in high geological background area of southwest China [J]. Environmental Science, 2022, 43(2): 965–974.
- [6] ZHONG T Y, XUE D W, ZHAO L M, et al. Concentration of heavy metals in vegetables and potential health risk assessment in China[J]. Environmental Geochemistry and Health, 2018, 40 (1): 313–322.
- [7] QIN G W, NIU Z D, YU J D, et al. Soil heavy metal pollution and food safety in China: Effects, sources and removing technology [J]. Chemosphere, 2021, 267: 129205.
- [8] CHEN H P, ZHANG W W, YANG X P, et al. Effective methods to reduce cadmium accumulation in rice grain[J]. Chemosphere, 2018, 207: 699–707.
- [9] MARTÍNEZ-SÁNCHEZ M J, MARTÍNEZ-LÓPEZ S, GARCÍA-LORENZO M L, et al. Evaluation of arsenic in soils and plant uptake using various chemical extraction methods in soils affected by old mining activities[J]. Geoderma, 2011, 160 (3/4): 535–541.
- [10] KABIR E R, RAHMAN M S, RAHMAN I. A review on endocrine disruptors and their possible impacts on human health [J]. Environmental Toxicology and Pharmacology, 2015, 40(1): 241–258.
- [11] ZHENG C T, FANG C L, KUMARI D, et al. Concentrations of heavy metals in vegetables between 2004 and 2018, and its impacts on human health in China[J]. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2018, 26 (2): 349–358.
- [12] ZHANG J, BARALKIEWICZ D, WANG Y Z, et al. Arsenic and arsenic speciation in mushrooms from China: A review[J]. Chemosphere, 2020, 246: 125685.
- [13] 王振洲,崔岩山,张震南,等.Caco-2细胞模型评估金属人体生物有效性的研究进展[J].生态毒理学报,2014,9(6):1027–1034.  
WANG Z Z, CUI Y S, ZHANG Z N, et al. Evaluation on the human bioavailability of metals using Caco-2 cell model: A review[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2014, 9(6): 1027–1034.
- [14] 郭晓欣,范婧婧,周友亚,等.焦化场地典型多环芳烃类污染物精细化风险评估[J].生态毒理学报,2021,16(1):155–164.  
GUO X X, FAN J J, ZHOU Y Y, et al. Refined

- risk assessment of typical polycyclic aromatic hydrocarbons in a coking site[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2021, 16(1): 155–164.
- [15] KODOM K, PREKO K, BOAMAH D. X-ray fluorescence (XRF) analysis of soil heavy metal pollution from an industrial area in Kumasi, Ghana[J]. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 2012, 21(8): 1006–1021.
- [16] 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. 食品安全国家标准 食品中污染物限量: GB 2762–2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017: 1–9.  
The State Health and Family Planning Commission of the People's Republic of China, the State Food and Drug Administration. Maximum levels of contaminants in food, national food safety standard: GB 2762–2017[S]. Beijing: Standards press of China, 2017: 1–9.
- [17] 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]. 食品科学, 2021, 42(23): 162–169.  
LI M Y, WANG K, BAO X C, et al. Human health risk assessment and toxic effects of heavy metals in wild dried Boletus in Yunnan[J]. Food Science, 2021, 42(23): 162–169.
- [18] 赵艳芳, 尚德荣, 康绪明, 等. 基于体外全仿生消化模型分析海带和紫菜中微量元素的生物可给性[J]. 中国食品学报, 2021, 21(2): 289–298.  
ZHAO Y F, SHANG D R, KANG X M, et al. Bioaccessibility of trace metals in *Laminaria japonica* and *Porphyra yezoensis* using *in vitro* digestion model[J]. Journal of Chinese Institute of Food Science and Technology, 2021, 21(2): 289–298.
- [19] 中华人民共和国生态环境部, 国家市场监督管理总局. 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行): GB 15618–2018[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2018: 1–4.  
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, State Administration for Market Regulation. Standard of soil environmental quality: GB 15618–2018[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2018: 1–4.
- [20] 彭礼洪, 孟范平, 刘群群, 等. 东营市北部海域文蛤重金属污染特征与食用风险评价[J]. 中国环境科学, 2020, 40(4): 1800–1808.  
PENG L H, MENG F P, LIU Q Q, et al. Contamination characteristics of heavy metal and risk assessment of seafood safety for bivalves *Meretrix meretrix* collected from the northern coastal area of Dongying City [J]. China Environmental Science, 2020, 40(4): 1800–1808.
- [21] 朱琼仙, 郭元, 陶红霞, 等. 攀枝花市蔬菜中重金属污染状况及健康风险评价[J]. 中国热带医学, 2018, 18(5): 473–476.  
ZHU Q X, GUO Y, TAO H X, et al. Pollution status of heavy metals in vegetables and health risk evaluation in Panzhihua[J]. China Tropical Medicine, 2018, 18(5): 473–476.
- [22] 王浩, 叶丽丽, 陈永山, 等. 广西典型铝矿区复垦地蔬菜中重金属含量特征及健康风险评价[J]. 西南农业学报, 2020, 33(11): 2655–2661.  
WANG H, YE L L, CHEN Y S, et al. Heavy metal content characteristics and health risk assessment of vegetables in reclaimed land of bauxite mine region in Guangxi[J]. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2020, 33(11): 2655–2661.
- [23] 李洋, 张乃明, 魏复盛. 滇东镉高背景区菜地土壤健康风险评价与基准[J]. 中国环境科学, 2020, 40(10): 4522–4530.  
LI Y, ZHANG N M, WEI F S, et al. A benchmark study on soil health risks of vegetable fields in a high-cadmium background area in eastern Yunnan[J]. China Environmental Science, 2020, 40(10): 4522–4530.
- [24] 马娇阳, 田稳, 王坤, 等. 污染场地土壤重金属的生物可给性及毒性研究[J]. 中国环境科学, 2021, 41(10): 4885–4893.  
MA J Y, TIAN W, WANG K, et al. Bioaccessibility of heavy metal in field soils and their toxic effects on human intestinal cells[J]. China Environmental Science, 2021, 41(10): 4885–4893.
- [25] LI M Y, QIN Y S, WANG C C, et al. Total and bioaccessible heavy metals in cabbage from major producing cities in Southwest China: Health risk assessment and cytotoxicity[J]. RSC Advances, 2021, 11(20): 12306–12314.
- [26] 冯英, 马璐瑶, 王琼, 等. 我国土壤-蔬菜作物系统重金属污染及其安全生产综合农艺调控技术[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(11): 2359–2370.  
FENG Y, MA L Y, WANG Q, et al. Heavy-metal pollution and safety production technologies of soil-vegetable crop systems in China[J]. Journal of Agro-

- Environment Science, 2018, 37(11): 2359–2370.
- [27] 田恒川, 徐国志. 镉地球化学行为与我国西南地区镉污染[J]. 现代矿业, 2014, 30(11): 134–136.  
TIAN H C, XU G Z. Cadmium geochemical behavior and pollution in southwest China [J]. Modern Mining, 2014, 30(11): 134–136.
- [28] 余中明, 蔡旭, 李丽辉, 等. 云南省地球物理、地球化学勘查工作进展与设想[J]. 云南大学学报(自然科学版), 2017, 39(S2): 78–90, 96.  
SHE Z M, CAI X, LI L H, et al. Progress and ideas of geophysical and geochemical exploration in Yunnan province [J]. Journal of Yunnan University (Natural Sciences Edition), 2017, 39(S2): 78–90, 96.
- [29] 曾庆庆, 付天岭, 邹洪琴, 等. 贵州省某县辣椒种植区土壤重金属空间分布特征及来源解析[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(1): 102–113.  
ZENG Q Q, FU T L, ZOU H Q, et al. Spatial distribution characteristics and sources of heavy metals in soil in a pepper growing area of Guizhou county [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2021, 40(1): 102–113.
- [30] 李相楹, 何腾兵, 付天岭, 等. 重金属元素在土壤-蔬菜系统中的迁移富集及其毒性机理研究进展[J]. 应用化工, 2021, 50(07): 1932–1937.  
LI X Y, HE T B, FU T L, et al. Review of migration, bioaccumulation and toxicity of heavy metals in soil-vegetables system[J]. Applied Chemical Industry, 2021, 50(7): 1932–1937.
- [31] GUPTA N, YADAV K K, KUMAR V, et al. Trace elements in soil-vegetables interface: Translocation, bioaccumulation, toxicity and amelioration—A review [J]. Science of the Total Environment, 2019, 651(Pt 2): 2927–2942.
- [32] MARU G A, FUFA F F, ALEMAYEHU T E, et al. Chromium laden soil, water, and vegetables nearby tanning industries: Speciation and spatial distribution [J]. Journal of Chemistry, 2021, 2021: 1–10.
- [33] JOHN R, AHMAD P, GADGIL K, et al. Cadmium and lead-induced changes in lipid peroxidation, antioxidative enzymes and metal accumulation in *Brassica juncea* L. at three different growth stages [J]. Archives of Agronomy and Soil Science, 2009, 55 (4): 395–405.
- [34] 中华人民共和国生态环境部. 2020 中国生态环境状况公报[R]. (2015-05-29)[2021-09-04]. <http://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkgb/202105/P020210526572756184785.pdf>.
- Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Bulletin of China ecological environment in 2020[R]. (2015-05-29)[2021-09-04]. <http://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkgb/202105/P020210526572756184785.pdf>.
- [35] 叶劲松, 吴克, 俞志敏, 等. 合肥市售蔬菜 Pb 和 Cd 含量调查及健康风险预警评价[J]. 安全与环境学报, 2013, 13(2): 85–90.  
YE J S, WU K, YU Z M, et al. Investigation on the Pb and Cd contents in Hefei vegetables and the evaluation of the health risk alert [J]. Journal of Safety and Environment, 2013, 13(2): 85–90.
- [36] NGUYEN T H, SAKAKIBARA M, SANO S, et al. Uptake of metals and metalloids by plants growing in a lead-zinc mine area, Northern Vietnam [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 186 (2/3): 1384–1391.
- [37] GAO P P, XUE P Y, DONG J W, et al. Contribution of PM2.5-Pb in atmospheric fallout to Pb accumulation in Chinese cabbage leaves via stomata[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 407: 124356.
- [38] INTAWONGSE M, DEAN J R. Uptake of heavy metals by vegetable plants grown on contaminated soil and their bioavailability in the human gastrointestinal tract [J]. Food Additives & Contaminants: Part A, 2006, 23(1): 36–48.
- [39] HU J L, WU F Y, WU S C, et al. Bioaccessibility, dietary exposure and human risk assessment of heavy metals from market vegetables in Hong Kong revealed with an *in vitro* gastrointestinal model [J]. Chemosphere, 2013, 91(4): 455–461.
- [40] FU J, CUI Y S. *In vitro* digestion/Caco-2 cell model to estimate cadmium and lead bioaccessibility/bioavailability in two vegetables: The influence of cooking and additives[J]. Food and Chemical Toxicology, 2013, 59: 215–221.
- [41] SHARAFI K, NODEHI R N, MAHVI A H, et al. Bioaccessibility analysis of toxic metals in consumed rice through an *in vitro* human digestion model – Comparison of calculated human health risk from raw, cooked and digested rice[J]. Food Chemistry, 2019, 299: 125126.

- [42] KUMAR P, KUMAR S, SINGH R P. High contamination of toxic heavy metals in vegetables and their associated health risk assessment from different vegetable markets of the metropolitan city, Lucknow, India[J]. International Journal of Environmental Research, 2021, 15: 837–847.
- [43] NANCY Q, DEISY Z, ESTHER C, et al. Health risk assessment of heavy metals (Hg, Pb, Cd, Cr and As) via consumption of vegetables cultured in agricultural sites in Arequipa, Peru[J]. Chemical Data Collections, 2021, 33: 100723.
- [44] ZHANG G X, SHAO L Z, LI F L, et al. Bioaccessibility and health risk assessment of Pb and Cd in urban dust in Hangzhou, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020, 27 (11): 11760–11771.
- [45] 耿紫琪, 王鹏飞, 付雅祺, 等. 稻米中铬的生物可给性及其对人体的健康风险评价[J]. 生态毒理学报, 2020, 15(6): 205–211.
- GENG Z Q, WANG P F, FU Y Q, et al. Bioaccessibility of chromium in rice and its human health risk assessment[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2020, 15(6): 205–211.
- [46] 李梦莹, 王成尘, 毕珏, 等. 食品中重金属的人体健康风险评估方法研究进展[J]. 福建农林大学学报(自然科学版), 2021, 50(1): 1–9.
- LI M Y, WANG C C, BI J, et al. Human health risk assessment of heavy metals in food: A review [J]. Journal of Fujian Agriculture and Forestry University (Natural Science Edition), 2021, 50(1): 1–9.
- [47] XIANG P, LIU R Y, LI C, et al. Effects of organophosphorus flame retardant TDCPP on normal human corneal epithelial cells: Implications for human health[J]. Environmental Pollution, 2017, 230: 22–30.
- [48] CUI D L, BI J, ZHANG Z N, et al. Organophosphorus flame retardant TDCPP –induced cytotoxicity and associated mechanisms in normal human skin keratinocytes[J]. Science of the Total Environment, 2020, 726: 138526.

## Health Risk Assessment of Heavy Metals in Vegetables from Typical Planting Areas in Southwest of China

Tian Wen<sup>1</sup>, Wang Jie<sup>1</sup>, Yue Zhiqiang<sup>2</sup>, Ma Jiaoyang<sup>1</sup>, Li Mengying<sup>1</sup>, Wang Jianmin<sup>3</sup>, Xu Wumei<sup>4</sup>, Xiang Ping<sup>1\*</sup>

(<sup>1</sup>School of Ecology and Environment, Southwest Forestry University, Kunming 650224

<sup>2</sup>Agricultural Environmental Protection and Rural Energy Workstation of Yuxi, Yuxi 653199, Yunnan

<sup>3</sup>Yunnan Rural Science and Technology Service Centre, Kunming 650021

<sup>4</sup>School of Energy and Environment Science, Yunnan Normal University, Kunming 650500)

**Abstract** In this study, the accumulation characteristics and health risks of heavy metals Cd, As, Pb and Cr in soil-vegetable system of Hongta District (HT), Tonghai County (TH) and Yuanjiang County (YJ) in Yuxi city were analyzed. In addition, some vegetables with high concentrations of heavy metal were screened and their cytotoxicity was investigated by *in vitro* gastrointestinal simulation method (SBRC) and intestinal cell Caco-2 model. The results showed that TH and HT soils were contaminated by As, Cd and/or Pb. The content of Cd in TH and HT brassica vegetables exceeded the limit value of GB 2762–2017 by 13.6 folds and 2.2 folds. The bioaccessibility of TH *Brassica oleracea L. var. botrytis L.* and *Brassica pekinensis (Lour.) Rupr.* in gastric stage was 36.40% and 9.84%, and decreased to 0.91% and 0% in intestinal stage, respectively. The bioaccessibility of YJ *Houttuynia cordata Thunb.* in gastric stage and intestinal stage were 25.23% and 6.69%, respectively. The health risk assessment based on the total content of heavy metals showed TH brassica vegetable may had potential health risks, while bioaccessibility date showed that there was no health risk for the three vegetables. To validate the above-mentioned results, Caco-2 cells were exposed to all bioaccessible extracts of vegetables, and cell viability was not significantly decreased at 4 h and 8 h in all groups. Collectively, based on the total of heavy metals in vegetables may overestimate their health risk, while the new assessment method based on bioaccessibility data and cytotoxicity maybe a more accurate approach for health risk assessment.

**Keywords** vegetables; heavy metals; health risk; Caco-2 cells