

## 典型环境高镉地区常见蔬菜中镉的生物可及性及健康风险评估

徐飞飞, 李跃麒, 林 , 赖月妃, 黎姿茵, 林秀琴, 陈颖思, 吴炜亮, 杨杏芬

### Bioaccessibility of Cadmium in Common Vegetables in Typical Environmental High Cadmium Region and the Health Risk Assessment

XU Feifei, LI Yueqi, LIN Jun, LAI Yuefei, LI Ziyin, LIN Xiuqin, CHEN Yingsi, WU Weiliang, and YANG Xingfen

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13386/j.issn1002-0306.2021090114>

## 您可能感兴趣的其他文章

### Articles you may be interested in

#### 生物可及性和生物利用度体外模型及其在食品污染物暴露评估中的应用

Research Progress of *in Vitro* Models for Bioaccessibility and Bioavailability and Their Applications in Food Contaminants Exposure Assessment

食品工业科技. 2021, 42(13): 395-403

#### 设施栽培草莓中农药残留膳食风险评估

Dietary Risk Assessments of Pesticide Residues in Greenhouse-grown Strawberry

食品工业科技. 2020, 41(3): 212-220

#### 新疆红枣农药残留风险评估与排序

Risk Assessment and Hazard Rank of Pesticide Residues in Jujube from Xinjiang

食品工业科技. 2018, 39(21): 202-206

#### Monte Carlo模拟对面制品中铝膳食暴露风险的概率评估

Probability Assessment of Dietary Exposure Risk to Aluminum in Flour Foods by Monte Carlo Simulation

食品工业科技. 2019, 40(11): 223-228

#### 高效氯氟氰菊酯在香蕉中的残留消解及膳食风险评估

Dissipation, Residues and Dietary Risk Assessment of Lambda-Cyhalothrin in Bananas

食品工业科技. 2021, 42(15): 198-203

#### 浙江沿海海产品无机砷污染调查及食用风险分析

Investigation on Inorganic Arsenic Pollution of Seafood in Zhejiang Coast and Potential Dietary Health Risk Assessment

食品工业科技. 2019, 40(12): 218-223,229



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

徐飞飞, 李跃麒, 林珺, 等. 典型环境高镉地区常见蔬菜中镉的生物可及性及健康风险评估 [J]. 食品工业科技, 2022, 43(14): 293–300. doi: 10.13386/j.issn1002-0306.2021090114

XU Feifei, LI Yueqi, LIN Jun, et al. Bioaccessibility of Cadmium in Common Vegetables in Typical Environmental High Cadmium Region and the Health Risk Assessment[J]. Science and Technology of Food Industry, 2022, 43(14): 293–300. (in Chinese with English abstract). doi: 10.13386/j.issn1002-0306.2021090114

· 食品安全 ·

# 典型环境高镉地区常见蔬菜中镉的生物可及性及健康风险评估

徐飞飞<sup>1</sup>, 李跃麒<sup>2</sup>, 林珺<sup>1</sup>, 赖月妃<sup>1</sup>, 黎姿茵<sup>1</sup>, 林秀琴<sup>1</sup>, 陈颖思<sup>1</sup>, 吴炜亮<sup>1,\*</sup>, 杨杏芬<sup>1,\*</sup>

(1. 南方医科大学公共卫生学院, 食品安全与健康研究中心, 广东省热带病研究重点实验室, 粤港澳污染物暴露与健康联合实验室, 广东广州 510515;

2. 暨南大学基础医学和公共卫生学院, 广东广州 510632)

**摘要:** 为研究种植于典型环境高镉 (Cadmium, Cd) 地区的蔬菜对人体的健康风险, 使用电感耦合等离子体质谱 (ICP-MS) 对种植于该区域的 9 种常见蔬菜中的元素 (Mg、K、Ca、Cu、Zn) 及重金属 Cd 进行检测, 并研究蔬菜的烹调方式、消化过程和主要金属元素含量对 Cd 生物可及性的影响。同时, 采用健康风险值 (THQ) 对膳食消费蔬菜暴露 Cd 的风险进行评估。结果表明, 蔬菜样品中重金属 Cd 的平均含量范围为 0.02~0.30 mg/kg。水煮可显著降低蔬菜中的 Cd 含量 ( $P < 0.05$ ), 而生炒对蔬菜中的 Cd 含量未有显著影响 ( $P > 0.05$ )。对于生物可及性, 水煮可显著提高蔬菜中 Cd 的生物可及性 ( $P < 0.05$ ), 而生炒则无显著影响 ( $P > 0.05$ )。利用相关分析可知, Cd 的生物可及性与 K 和 Cu 之间存在负相关关系 ( $P < 0.05$ )。若将 Cd 生物可及性纳入健康风险评估, 仅高消费生菜人群的 THQ 大于 1, 提示当地居民消费蔬菜引起的健康风险较小。然而, 仍需关注环境高镉地区其他膳食途径暴露 Cd 的慢性健康危害。因此, 当地居民应选择消费低于 Cd 限量标准的蔬菜, 并进行合理烹调以降低健康风险。

**关键词:** 镉, 蔬菜, 生物可及性, 膳食暴露, 风险评估

中图分类号: TS206.1

文献标识码: A

文章编号: 1002-0306(2022)14-0293-08

DOI: 10.13386/j.issn1002-0306.2021090114



本文网刊:

## Bioaccessibility of Cadmium in Common Vegetables in Typical Environmental High Cadmium Region and the Health Risk Assessment

XU Feifei<sup>1</sup>, LI Yueqi<sup>2</sup>, LIN Jun<sup>1</sup>, LAI Yuefei<sup>1</sup>, LI Ziyin<sup>1</sup>, LIN Xiuqin<sup>1</sup>, CHEN Yingsi<sup>1</sup>, WU Weiliang<sup>1,\*</sup>, YANG Xingfen<sup>1,\*</sup>

(1. Guangdong-Hongkong-Macao Joint Laboratory for Contaminants Exposure and Health, Guangdong Provincial Key Laboratory of Tropical Disease Research, Food Safety and Health Research Center, School of Public Health, Southern Medical University, Guangzhou 510515, China;

2. School of Medicine and Public Health, Jinan University, Guangzhou 510632, China)

**Abstract:** In order to assess the health risk of consumption of local planted vegetables in high-level Cd contaminated region, inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) was employed to determine the elements of Cd, Mg, K, Ca, Cu and Zn in the commonly consumed vegetables collected from this region. The effects of the cooking methods, the process of gastrointestinal digestion, and the concentrations of elements on the bioaccessibility of Cd were investigated using *in vitro* RIVM model. In addition, the health risk of Cd exposure via vegetable consumption for the local residents

收稿日期: 2021-09-09

基金项目: 国家重点研发计划 (2018YFC1603101); 广东省重点领域研发计划 (2019B020210002); 国家重点研发计划 (2018YFC1602205)。

作者简介: 徐飞飞 (1996-), 女, 博士研究生, 研究方向: 食品安全风险评估, Email: fjkdxff0924@126.com。

\* 通信作者: 吴炜亮 (1981-), 男, 博士, 高级工程师, 研究方向: 食品安全及检测技术, Email: wu1108@smu.edu.cn。

杨杏芬 (1962-), 女, 博士, 教授, 研究方向: 食品安全风险评估, Email: yangalice79@smu.edu.cn。

were evaluated using the target hazard quotients (THQs). The results showed that the average contents of Cd in vegetables were ranged from 0.02 to 0.30 mg/kg. Cooking methods did influence the concentration of Cd in the samples, indicating that boiling significantly reduced the concentration of Cd in vegetables ( $P<0.05$ ), while frying had no significant effect ( $P>0.05$ ). In contrast, boiling significantly increased the bioaccessibility of Cd ( $P<0.05$ ), and frying had no significance ( $P>0.05$ ). The results of correlation analysis showed that Cd bioaccessibility had significantly negative correlation with K and Cu ( $P<0.05$ ), indicating that mineral elements in vegetables could influence on the bioaccessibility of Cd in vegetables. The results of health risk assessment showed that only the THQ of sub-population of highly consumed with lettuce higher than 1 when the Cd bioaccessibility was considered in the process of health risk assessment, suggesting that the health risk of local residents was low with consumption of local planted vegetables. However, the chronic hazards of Cd exposure should be highly concerned on other dietary sources in this high-level Cd region. Therefore, local residents should choose the vegetables lower than the maximum limit values with appropriate cooking to reduce health risk.

**Key words:** cadmium; vegetables; bioaccessibility; dietary exposure; risk assessment

2015年全国土壤调查结果显示,我国19.4%的农业土壤受到重金属污染,其中镉是主要的重金属污染物之一<sup>[1]</sup>。种植于受污染土壤中的农作物易富集重金属,如水稻、蔬菜在种植过程中易富集Cd<sup>[2]</sup>。对于非吸烟人群,膳食是摄入Cd的主要途径,而大米和蔬菜是中国南方地区人群暴露Cd的主要膳食来源<sup>[3-4]</sup>。由于Cd的半衰期长达10~30年,摄入Cd易在体内蓄积而造成严重的健康损害,如骨骼、肾、神经等损伤<sup>[3,5-8]</sup>。因此,常使用风险熵评估模型对膳食Cd暴露的非致癌风险进行评估,在评估过程中一般使用食物中Cd的浓度水平与膳食消费量计算其膳食暴露量<sup>[9]</sup>。然而,由于实际产生毒性作用的是通过膳食摄入后经消化吸收到达组织的镉浓度水平,因此目前的风险评估结果可能高估Cd引起的健康风险。

近年来,国内外提出了多种生物可及性体外测试模型用于研究污染物在胃肠道消化过程中从食品基质释放到胃肠液中的水平<sup>[10]</sup>,如生理原理提取法(the Physiologically Based Extraction Test, PBET)<sup>[11]</sup>、荷兰公共卫生与环境国家研究院法(National Institute of Public Health and the Environment, RIVM)<sup>[12-16]</sup>、德国标准研究院法(DIN)<sup>[17]</sup>等,其均发现在消化过程中基质中的污染物并非全部被释放,而使用这些体外方法可获得污染物被机体吸收的最高浓度水平,有助于提高风险评估的精确度。目前,Cd膳食暴露风险评估的研究主要集中于不同膳食因素<sup>[18]</sup>、烹调方式<sup>[18-20]</sup>对膳食摄入Cd的影响,尚未系统研究食物中Cd的生物可及性及其对风险评估的作用。课题组前期研究显示,某高镉地区蔬菜中Cd的平均浓度水平为0.14 mg/kg,且有23.75%的样本超过食品安全国家标准GB 2762的限量值<sup>[4]</sup>。因此,本研究以该典型环境高镉地区居民日常消费的9种蔬菜为研究对象,探索烹调方式、金属元素含量对蔬菜中Cd生物可及性的影响,并在风险评估过程中引入生物可及性,旨在更全面地评价通过蔬菜消费而导致的Cd暴露对人体产生的健康风险提供理论基础。

## 1 材料与方法

### 1.1 材料与仪器

蔬菜样品于2020年1月,在华南某高镉区域随机采集,共4类9种42份蔬菜样品。由于历史原

因,该区域土壤中Cd浓度大于1.25 mg/kg,高于GB 15618-1995《土壤环境质量标准》规定的保证农林业生产和植物正常生长的土壤临界值。采集的样品分别为叶菜类蔬菜(芥菜、白菜、麦菜、生菜和菜心)、甘蓝类蔬菜(西兰花)、鳞茎类蔬菜(韭菜)、根茎类蔬菜(大薯和萝卜)。蔬菜样品均为当地居民所种植。样品低温冷藏运输至实验室后,去除不可食部后,使用超纯水将可食部洗净,于室温沥干多余水分。之后,每份蔬菜样品称取1 kg,装入密封袋中供后续实验及检测使用。

猪胃蛋白酶、胰酶、脂肪酶、 $\alpha$ -淀粉酶、牛血清白蛋白和粘蛋白 生化试剂, Sigma公司; NaCl、KCl、KSCN、 $\text{NaH}_2\text{PO}_4$ 、 $\text{NaHCO}_3$ 、 $\text{CaCl}_2$ 、 $\text{MgCl}_2$ 、 $\text{KH}_2\text{PO}_4$ 、 $\text{Na}_2\text{SO}_4$ 、尿酸和尿素(分析纯)、D-(+)-葡萄糖、D-(+)-葡萄糖胺(生化试剂) 麦克林生化科技有限公司; D-葡萄糖醛酸、牛胆汁粉 索莱宝(中国北京)公司; Cd(1000 mg/L)、 $^{115}\text{In}$ (1000 mg/L)标准溶液以及标准物质圆白菜(GBW10014)和菠菜(GBW10015) 国家标准(北京)检测认证有限公司; 烹调时所用的鲁花牌花生油 购置于当地超市, Cd的检测结果为“未检出”。

350X 电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS) 美国珀金埃尔默公司; SHJ-6AB 双数显水浴磁力搅拌器 中国常州高德仪器制造有限公司; Milli-Q 超纯水机 美国 Millipore 公司; MARS7 微波消解仪 培安·CEM 微波化学(中国)技术中心; Newclassic-MS205DU 分析天平(万分之一) 美国 METTLER TOLEDO 公司; SevenCompactS210-S 电子 pH 计 美国 METTLER TOLEDO 公司。

### 1.2 实验方法

1.2.1 烹调方法 根据当地居民的烹饪习惯,采用不同烹调方式对所采集样品进行处理。每份样品取500 g,将其切成小块后分为3份,每份150 g,其中1份不经烹调处理,其余2份分别进行水煮和生炒。其中,水煮样品置于500 mL煮沸的超纯水中,于100 °C 水煮5 min,捞出,将水弃去;生炒样品则待花生油(15 mL)温度达180~190 °C后,加入至不锈钢平底锅中翻炒1~2 min,取出。所有样品经烹调后使用匀浆机进行匀浆备用。

1.2.2 生物可及性测定方法 采用 RIVM 体外消化模型模拟蔬菜的胃肠消化过程,对蔬菜中 Cd 的生物可及性进行测定,分别为口腔、胃和小肠三个阶段。模拟消化液配制参照 Rotard 等<sup>[12]</sup>和 Oomen 等<sup>[21]</sup>研发者所使用的成分及配比。具体流程如下:

口腔阶段:将 5.0 g 样品置于 50 mL 具塞三角瓶中,加入 6 mL 模拟唾液,使用 1 mol/L HCl 溶液将 pH 调节至 6.5±0.2。三角瓶置于 37 °C 恒温水浴磁力搅拌器中以 100 r/min 搅拌 2 min。

胃消化阶段:口腔阶段结束后,加入 13 mL 模拟胃液于具塞三角瓶,使用 1 mol/L HCl 溶液将 pH 调节至 1.5±0.1。三角瓶置于 37 °C 恒温水浴磁力搅拌锅中以 100 r/min 搅拌 2 h。

小肠消化阶段:胃消化阶段后,加入 12 mL 小肠液和 6 mL 胆汁于具塞三角瓶,使用 1 mol/L NaOH 溶液调节 pH 至 7.8±0.2。三角瓶置于 37 °C 水浴中以 100 r/min 搅拌 2 h。

消化完成后,三角瓶置于沸水中 30 s,将酶灭活。使用自来水冷却至室温后,消化液及消化残渣转移至 50 mL 离心管中,5000 r/min 离心 5 min,取上清液,经 0.22 μm 滤膜过滤后,于-80 °C 中储存待测。

### 1.2.3 金属元素的测定

1.2.3.1 前处理方法 蔬菜样品的前处理参照 GB 5009.268-2016《食品安全国家标准 食品中多元元素的测定》。首先,称取 0.2~0.5 g 样品(精确到 0.001 g)于聚四氟乙烯消解罐中,加入 10 mL 硝酸并放置 1 h,后旋紧不锈钢外套,置于微波消解仪中消解。完成后,将消解内罐取出,旋开盖子,于 100 °C 赶酸 30 min。最后,将消解液转移至 25 mL 容量瓶中,使用超纯水进行定容。

使用 0.22 μm 滤膜过滤经消化后所得的消化液,取 1 mL 并直接加入 100 μL 硝酸后,使用超纯水定容至 2 mL。

1.2.3.2 分析方法 蔬菜样品中元素的测定参照 GB 5009.268-2016《食品安全国家标准 食品中多元元素的测定》,使用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)分别对蔬菜样品中的 Mg、K、Ca、Cu、Zn、Cd 浓度水平以及消化液中 Cd 的浓度水平进行测定。蔬菜样品 Cd 的浓度水平以鲜重计。

1.2.3.3 质量控制 采用一系列质量控制程序保证 Cd 测定的准确性和精密度:a.进行化学试剂空白测定,以校准 ICP-MS 读数的准确度;b.通过加标回收实验获得蔬菜样品和消化液中 Cd 的回收率,分别为 94.3%~108.4% 和 92.3%~99.8%;c.测定了标准物质圆白菜(GBW 10014)和菠菜(GBW10015)的 Cd,结果如表 1 所示;d.在 20 次测定后使用空白和漂移标准样品维持仪器准确度;e.重复测定计算变异系数,以验证分析精度并确保样品在前处理期间无污染。

表 1 食品标准物质中 Cd 浓度及分析结果(μg/kg, x±s, n=7)  
Table 1 Cadmium concentrations of food certified references materials and their determination results(μg/kg, x±s, n=7)

标准物质	标准值(μg/kg)	测量值(μg/kg)	相对标准偏差(%)
圆白菜(GBW10014)	35.0±6.0	31.4±3.7	6.7
菠菜(GBW10015)	150.0±25.0	159.3±19.1	2.1

1.2.4 生物可及性的计算 蔬菜中 Cd 的生物可及性是指样品在消化过程中释放至模拟消化液的浓度水平与样品中 Cd 的浓度水平的比值,计算公式如下:

$$\text{BAS}(\%) = \frac{C_{IV} \times V_{IV}}{C_V \times M} \times 100 \quad \text{式(1)}$$

式中: BAS 为 Cd 的生物可及性;  $C_{IV}$  为消化液中 Cd 的浓度水平, mg/L;  $V_{IV}$  为消化液体积, L;  $C_V$  为蔬菜样品中 Cd 的浓度水平, mg/kg; M 为蔬菜样品的质量, kg。

1.2.5 健康风险评估 采用每日估计摄入量(Estimated daily intake, EDI)及目标风险熵(Target Hazard Quotient, THQ)评估环境高镉地区居民通过消费蔬菜摄入 Cd 的健康风险。若 THQ < 1, 表明无显著健康风险。反之, 则存在健康风险。EDI 和 THQ 的计算公式如下:

$$\text{EDI} = \frac{C_V \times W_V}{\text{BW}} \times 10^3 \quad \text{式(2)}$$

$$\text{BEDI} = \frac{C_V \times w_V \times \text{BAS}}{\text{BW}} \times 10^3 \quad \text{式(3)}$$

式中:  $C_V$  为蔬菜样品中 Cd 的浓度水平, mg/kg;  $W_V$  为每日蔬菜消费量, kg/d; BEDI 是指经生物可及性校正后的每日估计摄入量; BAS 为 Cd 的生物可及性; BW 为平均体重, kg。本研究采用的平均体重以及蔬菜消费量为课题组前期于环境高镉地区开展膳食调查得到的数据。其中, 成人的平均体重为 54.80 kg, 成人每日蔬菜平均消费量为 374 g/d, P95 值为 997 g/d(P95 值代表高消费人群的摄入量)。

$$\text{THQ} = \frac{E_f \times \text{ED} \times \text{EDI}}{\text{RfD} \times \text{AT}} \times 10^{-3} \quad \text{式(4)}$$

$$\text{BTHQ} = \frac{E_f \times \text{ED} \times \text{BEDI}}{\text{RfD} \times \text{AT}} \times 10^{-3} \quad \text{式(5)}$$

式中:  $E_f$  是暴露频率(365 d); ED 为暴露持续时间(70 年); RfD 为每日口服参考剂量(mg/kg); AT 是非致癌物质的平均时间(365 d/年×ED);  $10^{-3}$  是单位换算系数; BTHQ 是指经过生物可及性校正后的目标风险熵。根据美国环境保护局的数据, Cd 的每日经口暴露参考剂量为 0.001 mg/kg<sup>[22]</sup>。

### 1.3 数据处理

所有实验均重复 3 次。相关数据采用 SPSS 21.0 进行数据处理。所有数据采用平均值或者平均值±标准偏差的形式表示。组间比较采用方差分析, 相关性采用 Pearson 和 Spearman 相关分析。当

$P < 0.05$  时, 差异具有统计学意义。

## 2 结果与分析

### 2.1 蔬菜中的矿物元素及 Cd 浓度水平

样品中 Mg、K、Ca、Cu、Zn 及 Cd 的浓度水平如表 2 所示。蔬菜样品中主要元素的平均浓度水平为  $K(1.32 \sim 4.54 \text{ g/kg}) > Ca(0.04 \sim 0.76 \text{ g/kg}) > Mg(0.06 \sim 0.26 \text{ g/kg}) > Zn(1.27 \sim 6.93 \text{ mg/kg}) > Cu(0.10 \sim 1.64 \text{ mg/kg})$ 。蔬菜样品中重金属 Cd 的平均浓度范围为  $0.02 \sim 0.30 \text{ mg/kg}$ , 叶菜类和根茎类蔬菜的 Cd 浓度水平较高, 其中麦菜的 Cd 平均浓度最高, 达  $0.30 \text{ mg/kg}$ , 高于标准限量值  $0.20 \text{ mg/kg}$ , 其次为生菜(平均浓度为  $0.15 \text{ mg/kg}$ ) 和菜心(平均浓度为  $0.09 \text{ mg/kg}$ )。不同种类蔬菜中重金属 Cd 的浓度水平差异较大。其中, 叶菜类蔬菜的麦菜、生菜和菜心的 Cd 含量较高, 提示叶菜类蔬菜较其他种类蔬菜更易富集重金属 Cd, 与 Chen 等和侯胜男等的研究结果相似<sup>[23-24]</sup>。此外, Zhuang 等<sup>[25-26]</sup> 的研究结果提示, 除叶菜类蔬菜外, 根茎类蔬菜亦较易累积 Cd。值得注意的是, 本次研究采集的根茎类蔬菜大薯中的 Cd 浓度水平也较高, 可能是由于根茎类蔬菜的可食用部分生长于土壤中, 相比于其他类蔬菜更容易富集 Cd<sup>[27]</sup>。

### 2.2 烹调方法对蔬菜中 Cd 浓度水平的影响

对每种蔬菜分别采用水煮和生炒 2 种烹调方式

进行处理, 烹调方法对 Cd 浓度水平的影响如图 1 所示。结果表明, 水煮蔬菜的 Cd 浓度范围为  $0.02 \sim 0.12 \text{ mg/kg}$ , 而未经烹调 and 生炒蔬菜样品的 Cd 浓度范围分别为  $0.03 \sim 0.24$  和  $0.03 \sim 0.21 \text{ mg/kg}$ 。与未经烹调的相应蔬菜样品比较, 烹调方式水煮显著降低各类蔬菜 Cd 的平均浓度水平( $P < 0.05$ )。其中, 芥菜经水煮后的平均下降比例最高, 约为  $45.73\%$ , 其次为萝卜和大薯, 平均下降比例分别为  $36.83\%$  和  $35.02\%$ 。然而, 烹调方式生炒对蔬菜 Cd 浓度水平的影响则未见显著性差异( $P > 0.05$ )。水煮可显著降低蔬菜中 Cd 的浓度水平的原因可能是水煮过程中 Cd 从蔬菜析出至水中, 从而降低了蔬菜中的 Cd 含量, 结果与 Mnisi 等<sup>[19]</sup> 和 Zhuang 等<sup>[26]</sup> 的研究结果一致。由于生炒过程中水分损失较少, 而且植物组织软化程度也较水煮低, 因此与烹调前的蔬菜相比 Cd 浓度无显著变化。

### 2.3 蔬菜中 Cd 的生物可及性

如表 3 所示, 未经烹调的蔬菜样品中 Cd 的生物可及性范围为  $4.44\% \sim 40.86\%$ , 其中西兰花的 Cd 生物可及性最高, 达  $40.86\%$ , 其次为芥菜( $32.64\%$ ), 菜心和萝卜的 Cd 生物可及性最低, 分别为  $12.92\%$  和  $4.44\%$ 。经水煮后, 蔬菜中 Cd 的生物可及性显著增加( $P < 0.05$ ), 其生物可及性变化范围为  $5.36\% \sim 55.33\%$ 。其中, 菜心样品经水煮后, Cd 的生物可及性增加  $0.88$  倍。对于烹调方式生炒而言, 烹调前后 Cd 的生

表 2 环境高镉地区常见蔬菜中主要元素和 Cd 的浓度水平( $\bar{x} \pm s$ )

Table 2 Average concentrations of major elements and cadmium in commonly consumed vegetables collected from a high-level environmental Cd region ( $\bar{x} \pm s$ )

蔬菜种类	样本量	Mg(g/kg)	K(g/kg)	Ca(g/kg)	Cu(mg/kg)	Zn(mg/kg)	Cd (mg/kg)
芥菜	5	0.18±0.08	1.96±0.74	0.74±0.24	0.39±0.20	3.39±0.50	0.03±0.02
白菜	7	0.11±0.07	2.31±0.62	0.50±0.25	0.16±0.03	3.90±2.51	0.03±0.02
麦菜	6	0.22±0.09	2.86±1.26	0.44±0.44	0.34±0.09	5.37±3.30	0.30±0.61
生菜	4	0.13±0.03	2.39±1.14	0.25±0.06	0.30±0.08	3.83±2.13	0.15±0.21
菜心	3	0.19±0.08	2.78±0.05	0.49±0.05	0.56±0.21	6.93±3.91	0.09±0.11
西兰花	6	0.18±0.04	2.86±0.48	0.28±0.12	0.41±0.14	5.15±1.22	0.04±0.03
韭菜	3	0.26±0.15	3.01±0.28	0.76±0.35	0.70±0.16	5.19±2.43	0.03±0.04
大薯	5	0.15±0.05	4.54±0.78	0.04±0.01	1.64±0.41	4.33±1.46	0.08±0.08
萝卜	3	0.06±0.01	1.32±0.70	0.20±0.06	0.10±0.02	1.27±0.05	0.02±0.01

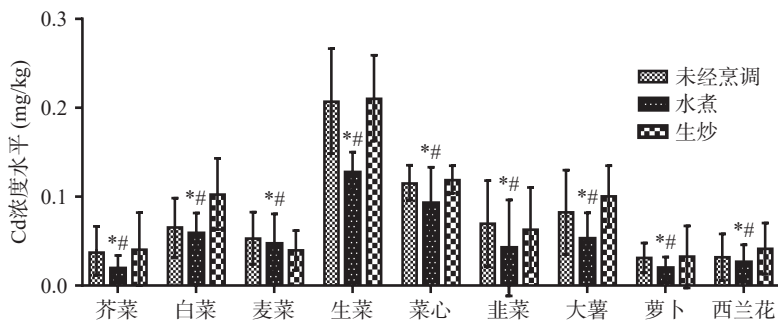


图 1 不同烹调方式对蔬菜中 Cd 浓度水平的影响

Fig.1 Effects of different cooking methods on the cadmium concentrations in vegetable samples

注: \*表示与未经烹调的样品相比, 水煮蔬菜中 Cd 浓度水平有显著性差异,  $P < 0.05$ ; #表示与生炒样品相比, 水煮蔬菜中 Cd 浓度水平有显著性差异,  $P < 0.05$ 。

表 3 烹调前后蔬菜中 Cd 的生物可及性(x±s)

Table 3 Cd bioaccessibility of vegetables before and after different cooking methods (x±s)

蔬菜种类	Cd初始浓度 (mg/kg)	Cd生物可及性(%)		
		未经烹调	水煮	生炒
韭菜	0.070	15.07±15.24	24.73±15.78 <sup>#</sup>	19.95±14.49
大薯	0.082	4.44±0.78	5.36±1.59 <sup>#</sup>	5.68±3.74
萝卜	0.031	30.50±8.64	42.79±16.63 <sup>#</sup>	11.72±3.92
西兰花	0.032	40.86±17.84	55.33±18.19 <sup>#</sup>	26.73±11.25
芥菜	0.037	32.64±26.04	45.61±15.18 <sup>#</sup>	24.43±14.80
白菜	0.065	15.19±7.70	21.31±12.95 <sup>#</sup>	13.03±7.38
麦菜	0.053	15.04±7.52	25.72±11.81 <sup>#</sup>	24.31±16.75
生菜	0.240	25.72±13.43	36.26±18.57 <sup>#</sup>	31.67±16.18
菜心	0.115	12.92±7.13	24.29±6.10 <sup>#</sup>	10.02±4.84

注: \*表示与未经烹调的样品相比, 水煮蔬菜中Cd的生物可及性有显著性差异,  $P<0.05$ ; <sup>#</sup>表示与生炒样品相比, 水煮蔬菜中Cd的生物可及性有显著性差异,  $P<0.05$ 。

物可及性变化无显著性差异( $P>0.05$ )。对于蔬菜中Cd生物可及性而言, 水煮可使蔬菜中Cd的生物可及性明显增加, 与Pelfrène等的研究结果相近, 这可能归因于水煮过程中植物组织由于细胞壁膨胀、果胶溶解/解聚和细胞分离而软化, 因此植物组织可在消化过程中受到一定破坏而将Cd更完全地释放<sup>[28]</sup>。然而, Fu等的研究结果显示水煮的烹调方式可显著降低蔬菜中Cd的生物可及性, 这可能是由于相关研究所采用的烹调时间较长, 或在水煮过程中加入盐, 从而可能会导致更多的Cd释放至水中, 导致水煮过程中蔬菜初始浓度下降比例较高, 从而掩盖了体外消化过程的影响<sup>[18-19,26]</sup>。

Zhuang等<sup>[26]</sup>对生菜、马铃薯等6种蔬菜中Cd的生物可及性进行了研究, 其范围在35%~66%之间, 而Pelfrène等<sup>[28]</sup>通过体外消化模型UBM而得到的韭菜、法国豆、胡萝卜等7种蔬菜中Cd的生物可及性范围为63%~72%。与上述两项研究结果相比, 本研究通过RIVM体外消化模型得到的蔬菜中Cd的生物可及性略低, 可能是由于所使用的体外消化方法不同以及蔬菜样本中Cd浓度水平的差别所造成的。Aziz等通过体外消化模型得到的蔬菜中Cd的生物可及性为7.21%~63.62%, 与本次研究的Cd生物可及性范围较为接近<sup>[29]</sup>。此外, 本研究表明不同种类蔬菜中Cd的生物可及性存在一定的差异, 甘蓝类>块根类>叶菜类>块茎类, 与Hu等<sup>[20]</sup>的研究结果一致。

#### 2.4 蔬菜中主要矿物元素对Cd生物可及性的影响

相关性分析结果显示, 环境高镉地区蔬菜样品中矿物元素浓度水平与烹调前后Cd的浓度水平、Cd生物可及性的相关关系如表4所示。蔬菜样品中矿物元素与Cd的浓度水平之间相关关系不具有统计学意义。蔬菜样品中矿物元素、Cd浓度水平与Cd的生物可及性的关系为: K的含量和未经烹调蔬菜Cd的生物可及性存在极显著负相关关系( $P<0.01$ ),

表 4 蔬菜中主要矿物元素与 Cd 及其生物可及性之间的相关性

Table 4 Correlations of the major mineral elements with Cd and Cd bioaccessibility in vegetable samples

	Cd	R-BAS	B-BAS	F-BAS
Mg	-0.084	-0.051	-0.014	0.385 <sup>*</sup>
K	-0.132	-0.384 <sup>**</sup>	-0.345	0.004
Ca	-0.08	0.032	-0.009	0.27
Cu	0.162	-0.415 <sup>*</sup>	-0.451 <sup>*</sup>	-0.161
Zn	0.182	-0.1	-0.084	0.105
Cd	1	-0.478 <sup>*</sup>	-0.535 <sup>**</sup>	-0.333
R-BAS		1	0.825 <sup>**</sup>	0.496 <sup>**</sup>
B-BAS			1	0.582 <sup>**</sup>
F-BAS				1

注: \*表示相关性分析有显著性意义,  $P<0.05$ ; \*\*表示相关性分析有极显著性意义,  $P<0.01$ ; R-BAS: 未经烹调蔬菜的Cd生物可及性; B-BAS: 水煮蔬菜的Cd生物可及性; F-BAS: 生炒蔬菜的Cd生物可及性。

而Cu的含量和烹调前蔬菜Cd的生物可及性、水煮后蔬菜Cd的生物可及性存在显著负相关关系( $P<0.05$ )。烹调前Cd的浓度水平与烹调前Cd的生物可及性、水煮后Cd的生物可及性存在显著负相关关系( $P<0.05$ ;  $P<0.01$ ); 烹调前Cd的生物可及性、水煮后Cd的生物可及性以及生炒后Cd的生物可及性两两之间存在极显著正相关关系( $P<0.01$ )。

本研究未发现蔬菜样品中Cd的浓度水平与矿物元素之间存在显著的相关关系。然而, Cd的生物可及性与样品中的Cu、K之间存在显著的负相关关系, 可能是由于这些金属离子表现出与Cd相似的物理化学性质, 通过影响pH或是竞争性与蛋白结合而影响蔬菜中Cd的溶解度<sup>[30]</sup>。相关的研究结果表明, 添加CaCl<sub>2</sub>可显著降低大米和蔬菜中Cd的生物可及性, 而添加葡萄糖酸锌显著降低蔬菜中Cd的生物可及性<sup>[18,30]</sup>, 这与本文所观察到的结果较为一致。烹调前蔬菜的Cd浓度水平与烹调前蔬菜的Cd生物可及性和水煮后蔬菜Cd的生物可及性存在显著的负相关关系, 表明随着蔬菜样品中的Cd浓度水平增加, 食品基质中释放出镉的能力降低, 从而导致释放出的Cd浓度与初始Cd浓度的比值下降, 即其生物可及性降低。然而, 相关研究结果表明Cd浓度水平与Cd的生物可及性之间存在显著正相关关系( $P<0.05$ )<sup>[28,31]</sup>, 可能是因为本研究中的蔬菜样品Cd浓度水平较低(85%的样本 $<0.1\text{mg/kg}$ ), 仅代表该浓度下的相关关系, 具有一定的局限性。

#### 2.5 健康风险评估

根据前期横断面调查所得的膳食消费量和体重数据, 对环境高镉地区居民消费蔬菜摄入Cd的EDI和THQ进行评估, 如表5所示。结果表明, 在使用常规的风险评估模型时, 一般消费人群通过消费蔬菜而每日摄入Cd的平均水平为0.55  $\mu\text{g/kg}\cdot\text{bw}$ , 而蔬菜高消费人群每日摄入Cd的平均水平为1.47  $\mu\text{g/kg}\cdot\text{bw}$ 。2010年, 联合国粮农组织/世界卫生组织食品添加剂联合专家委员会(JECFA)制定了Cd的

表5 环境高镉地区居民通过消费蔬菜每日摄入Cd的水平( $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}$ )及其风险熵Table 5 EDI ( $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}$ ) and THQ of Cd for local residents in high-level environmental Cd region via vegetable consumption

蔬菜名称	烹调方式	Mean EDI		P95EDI		Mean THQ		P95 THQ	
		EDI	BEDI	EDI	BEDI	THQ	BTHQ	THQ	BTHQ
韭菜	未经烹调	0.48	0.07	1.27	0.19	0.48	0.07	1.27	0.19
	水煮	0.29	0.07	0.77	0.19	0.29	0.07	0.77	0.19
	生炒	0.43	0.09	1.15	0.23	0.43	0.09	1.15	0.23
大薯	未经烹调	0.56	0.03	1.50	0.07	0.56	0.03	1.50	0.07
	水煮	0.36	0.02	0.96	0.05	0.36	0.02	0.96	0.05
	生炒	0.69	0.04	1.83	0.10	0.69	0.04	1.83	0.10
萝卜	未经烹调	0.21	0.06	0.57	0.17	0.21	0.06	0.57	0.17
	水煮	0.13	0.06	0.36	0.15	0.13	0.06	0.36	0.15
	生炒	0.22	0.03	0.59	0.07	0.22	0.03	0.59	0.07
西兰花	未经烹调	0.22	0.09	0.58	0.24	0.22	0.09	0.58	0.24
	水煮	0.18	0.10	0.48	0.26	0.18	0.10	0.48	0.26
	生炒	0.28	0.08	0.75	0.20	0.28	0.08	0.75	0.20
芥菜	未经烹调	0.25	0.08	0.67	0.22	0.25	0.08	0.67	0.22
	水煮	0.13	0.06	0.35	0.16	0.13	0.06	0.35	0.16
	生炒	0.28	0.01	0.74	0.18	0.28	0.01	0.74	0.18
大白菜	未经烹调	0.45	0.07	1.19	0.18	0.45	0.07	1.19	0.18
	水煮	0.35	0.08	0.95	0.20	0.49	0.10	1.31	0.28
	生炒	0.65	0.08	1.72	0.22	0.65	0.08	1.72	0.22
麦菜	未经烹调	0.36	0.05	0.96	0.14	0.36	0.05	0.96	0.14
	水煮	0.32	0.08	0.85	0.22	0.32	0.08	0.85	0.22
	生炒	0.27	0.07	0.72	0.17	0.27	0.07	0.72	0.17
生菜	未经烹调	1.64	0.42	4.37	1.12	1.64	0.42	4.37	1.12
	水煮	0.85	0.31	2.25	0.82	0.85	0.31	2.25	0.82
	生炒	1.43	0.45	3.82	1.21	1.43	0.45	3.82	1.21
菜心	未经烹调	0.78	0.10	2.09	0.27	0.78	0.10	2.09	0.27
	水煮	0.67	0.16	1.78	0.43	0.67	0.16	1.78	0.43
	生炒	0.81	0.08	2.16	0.22	0.81	0.08	2.16	0.22
总	未经烹调	0.55	0.12	1.47	0.31	0.55	0.12	1.47	0.31
	水煮	0.36	0.11	0.97	0.30	0.36	0.11	0.97	0.30
	生炒	0.56	0.10	1.50	0.28	0.56	0.10	1.50	0.28

注: BEDI: 经生物可及性校正的EDI值; BTHQ: 经生物可及性校正的THQ值。

膳食暴露健康指导值, 即 Cd 的每月容许摄入量 (PTMI) 为  $25 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{bw}$ <sup>[32]</sup>。通过换算, 蔬菜高消费人群的 Cd 每日摄入量已高于 JECFA 建立的健康指导值。相比较而言, 在风险评估过程中引入 Cd 的生物可及性, 则发现一般消费人群通过蔬菜而每日摄入 Cd 的平均水平为  $0.12 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}$ , 高消费人群每日摄入 Cd 的平均水平为  $0.31 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{bw}$ , 均低于 JECFA 设定的健康指导值, 提示其引起人体健康风险的可能性较低。同样地, 如表 5 所示, 根据每日消费蔬菜摄入 Cd 的平均水平得到一般消费人群的平均 THQ 为 0.55, 高消费人群的平均 THQ 为 1.47。在考虑 Cd 的生物可及性时, 一般消费人群的平均 THQ 为 0.12, 高消费人群的平均 THQ 为 0.31。引入生物可及性后, 高消费人群的平均 THQ 小于 1, 提示蔬菜中 Cd 经消化吸收后其对人体的危害降低, 总体而言, 当前的结果提示食用蔬菜摄入 Cd 引起的健康风险较低。

通过前期调查所获得蔬菜消费量以及当地人群

的体重, 计算出的当地通过食用蔬菜获得的 EDI 为生菜>菜心>大薯>韭菜>大白菜>麦菜>芥菜>西兰花>萝卜。对于居住于该环境高镉地区的一般人群而言, 除生菜外, 通过其他蔬菜摄入 Cd 的水平均低于健康指导值。相反, 对于高消费人群, 除了萝卜、西兰花和芥菜外, 通过其他蔬菜消费而暴露 Cd 的水平均高于 PTMI。烹调方式对蔬菜的 EDI 无明显影响, 但将 Cd 的生物可及性引入膳食暴露评价模型, 可使因消费蔬菜而摄入 Cd 的暴露量明显降低, 除该地区的高消费人群通过消费生菜摄入 Cd 的暴露水平高于健康指导值外, 消费其他蔬菜的 BEDI 均低于 PTMI。同样地, 除萝卜、西兰花、芥菜和麦菜外, 高消费人群的 THQ 均大于 1。然而, 考虑 Cd 的生物可及性后, 高消费人群消费除生菜外的其他蔬菜摄入的 Cd 所造成的健康风险较低, 因 BTHQ 均小于 1。但值得注意的是, 通过蔬菜摄入的 Cd 仅是膳食 Cd 暴露的一部分, 前期有研究提示通过大米暴露 Cd 可能会造成一定的潜在健康风险<sup>[4,16,33]</sup>, 因此环境

高镉地区居民因膳食暴露 Cd 而带来的健康风险仍较高,需引起高度关注。

### 3 结论

本研究以典型环境高镉地区为研究区域,对当地种植的 9 种常见蔬菜中五种金属元素(Mg、K、Ca、Cu、Zn)及 Cd 进行检测,采用体外 RIVM 胃肠消化模型测定蔬菜中 Cd 的生物可及性,评估通过消费蔬菜摄入 Cd 对人体造成的健康风险。结果表明,水煮可以降低蔬菜中的 Cd 浓度水平,并对 Cd 的生物可及性有明显影响。利用相关分析发现,蔬菜中的 K 和 Cu 显著影响蔬菜中 Cd 的生物可及性。若不考虑生物可及性,摄入所采集的蔬菜样本对当地一般人群造成的健康风险较低,但可能导致高消费人群的健康风险。若将生物可及性的数据纳入计算,除生菜外其余蔬菜的高消费人群的 BTHQ 均低于 1,提示食用蔬菜引起健康风险的可能性较低。然而,仍应关注环境高镉地区人群其他膳食来源的 Cd 暴露水平以及总体情况是否可造成慢性长期暴露而引起的健康风险。

### 参考文献

- [ 1 ] ZHAO F J, MA Y, ZHU Y G, et al. Soil contamination in China: Current status and mitigation strategies[J]. *Environmental Science and Technology*, 2015, 49(2): 750–759.
- [ 2 ] 王亦欣. 大米中镉的生物可及性和体内外生物利用率研究[D]. 武汉: 武汉轻工大学, 2019. [ WANG Y X. Bioavailability and bioavailability of cadmium in rice[D]. Wuhan: Wuhan Polytechnic University, 2019. ]
- [ 3 ] JRUP L, AKESSON A. Current status of cadmium as an environmental health problem[J]. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 2009, 238(3): 201–208.
- [ 4 ] ZHU P, LIANG X X, WANG P, et al. Assessment of dietary cadmium exposure: A cross-sectional study in rural areas of south China[J]. *Food Control*, 2016, 62: 284–290.
- [ 5 ] NORDBERG G, JIN T, BERNARD A, et al. Low bone density and renal dysfunction following environmental cadmium exposure in China[J]. *Ambio*, 2002, 31(6): 478–481.
- [ 6 ] NORDBERG G F, JIN T, WU X, et al. Prevalence of kidney dysfunction in humans-relationship to cadmium dose, metallothionein, immunological and metabolic factors[J]. *Biochimie*, 2009, 91(10): 1282–1285.
- [ 7 ] MOITRA S, BLANC P D, SAHU S. Adverse respiratory effects associated with cadmium exposure in small-scale jewellery workshops in India[J]. *Thorax*, 2013, 68(6): 565–570.
- [ 8 ] JRUP L. Hazards of heavy metal contamination[J]. *British Medical Bulletin*, 2003, 68: 167–182.
- [ 9 ] CHIEN C L, HUNG T C, CHOANG K Y, et al. Daily intake of TBT, Cu, Zn, Cd and As for fishermen in Taiwan[J]. *Science of the Total Environment*, 2002, 285(1-3): 177–185.
- [ 10 ] PAUSTENBACH D J. The practice of exposure assessment: A state-of-the-art review[J]. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part B, Critical Reviews*, 2000, 3(3): 179–291.
- [ 11 ] RUBY M V, DAVIS A, LINK T E, et al. Development of an

*in vitro* screening test to evaluate the *in vivo* bioaccessibility of ingested mine-waste lead[J]. *Environ Technol*, 1993, 27(13): 2870–2877.

- [ 12 ] ROTARD W, CHRISTMANN W, KNOTH W, et al. Investigation on the absorption availability of PCDD/PCDF from industriogenic soil. Model experiments on absorption assessment after oral ingestion[J]. *Organohalogen Compounds*, 1992, 10: 199–200.
- [ 13 ] WRAGG J, CAVE M, BASTA N, et al. An inter-laboratory trial of the unified BARGE bioaccessibility method for arsenic, cadmium and lead in soil[J]. *The Science of the Total Environment*, 2011, 409(19): 4016–4030.
- [ 14 ] OOMEN A G, HACK A, MINEKUS M, et al. Comparison of five *in vitro* digestion models to study the bioaccessibility of soil contaminants[J]. *Environmental Science and Technology*, 2002, 36(15): 3326–3334.
- [ 15 ] VERSANTVOORT C H, OOMEN A G, VANDE 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.
- [ 16 ] PRAVEENA S M, OMAR N A. Heavy metal exposure from cooked rice grain ingestion and its potential health risks to humans from total and bioavailable forms analysis[J]. *Food Chemistry*, 2017, 235: 203–211.
- [ 17 ] HACK A, SELENKA F. Mobilization of PAH and PCB from contaminated soil using a digestive tract model[J]. *Toxicology Letters*, 1996, 88(1-3): 199–210.
- [ 18 ] FU J, CUI Y. *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.
- [ 19 ] MNISI R L, NDIBEWU P P, MAFU L D, et al. Bioaccessibility and risk assessment of essential and non-essential elements in vegetables commonly consumed in Swaziland[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 144: 396–401.
- [ 20 ] HU J, WU F, WU S, 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.
- [ 21 ] OOMEN A G, ROMPELBERG C J M, BRUIL M A, et al. Development of an *in vitro* digestion model for estimating the bioaccessibility of soil contaminants[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2003, 44(3): 281–287.
- [ 22 ] The United States Environmental Protection Agency (USEPA). Integrated risk information system-database[R]. Washington, DC: USEPA, 2007.
- [ 23 ] CHEN Y, WU P P, SHAO Y F, et al. Health risk assessment of heavy metals in vegetables grown around battery production area[J]. *Scientia Agricola*, 2014, 71(2): 126–132.
- [ 24 ] 侯胜男, 汤琳, 郑娜, 等. 典型锌冶金区蔬菜重金属的生物可给性及健康风险评估[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(1): 343–349. [ HOU S N, TANG L, ZHENG N, et al. Bioavailability and health risk assessment of heavy metals in vegetables from typical Zn-metallurgy regions[J]. *Journal of Environmental Science*,



- 2018, 38(1): 343–349.]
- [ 25 ] ZHUANG P, MCBRIDE M B, XIA H, et al. Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China[J]. *The Science of the Total Environment*, 2009, 407(5): 1551–1561.
- [ 26 ] ZHUANG P, LI Y, ZOU B, et al. Oral bioaccessibility and human exposure assessment of cadmium and lead in market vegetables in the Pearl River Delta, South China[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2016, 23(23): 24402–24410.
- [ 27 ] 刘金林, 周秀佳. 谷物、蔬菜对铅、镉、锌、铜吸收与富集的研究[J]. 华东师范大学学报(自然科学版), 1986; 4. [ LIU J L, ZHOU X J. Study on absorption and enrichment of lead, cadmium, zinc and copper in cereals and vegetables[J]. *Journal of East China Normal University (Natural Science)*, 1986; 4. ]
- [ 28 ] PELFRENE A, WATERLOT C, GUERIN A, et al. Use of an *in vitro* digestion method to estimate human bioaccessibility of Cd in vegetables grown in smelter-impacted soils: The influence of cooking[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2015, 37(4): 767–778.
- [ 29 ] AZIZ R, RAFIQ M T, HE Z, et al. *In vitro* assessment of cadmium bioavailability in chinese cabbage grown on different soils and its toxic effects on human health[J]. *BioMed Research International*, 2015: 285351.
- [ 30 ] SUN S, ZHOU X, LI Y, et al. Use of dietary components to reduce the bioaccessibility and bioavailability of cadmium in rice[J]. *Environmental Science and Technology*, 2020, 68(14): 4166–4175.
- [ 31 ] 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.
- [ 32 ] World Health Organization. Evaluation of certain food additives. Seventy-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives[R]. Geneva: WHO, 2010.
- [ 33 ] ZHUANG P, ZHANG C, LI Y, et al. Assessment of influences of cooking on cadmium and arsenic bioaccessibility in rice, using an *in vitro* physiologically-based extraction test[J]. *Food Chemistry*, 2016, 213: 206–214.