

黑龙江省绿豆主产区土壤重金属污染特征及生态风险评估

任晓雨^{1,2}, 梁梦婷^{1,2}, 曹冬梅^{1,2,3*}, 张东杰^{4*}, 韩驰¹, 袁梦¹, 岳诗博¹

(1. 黑龙江八一农垦大学食品学院, 黑龙江大庆 163319) (2. 黑龙江省农产品加工与质量安全重点实验室, 黑龙江大庆 163319) (3. 北大荒现代农业产业技术省级培育协同创新中心, 黑龙江省杂粮加工及质量安全工程技术研究中心, 黑龙江大庆 163319) (4. 国家杂粮工程技术研究中心, 黑龙江大庆 163319)

摘要: 为了解黑龙江省绿豆主产区土壤重金属污染状况, 选择黑龙江省泰来县、杜蒙县、龙江县和大庆四个主要绿豆种植区, 对 0~20 cm 处土壤进行取样分析, 测定土壤样本的 pH 值、有机质和重金属含量, 以国家《土壤环境质量/农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618-2018) 为背景值, 采用内梅罗综合污染指数法和潜在生态风险指数法对研究地区土壤中七种重金属铜、锌、镉、铅、铬、砷、镍进行风险评价。结果表明: 0~20 cm 土壤中, 土壤 pH 平均值为 8.04, 有机质含量平均值为 2.21%, 土壤呈弱碱性; 研究区土壤重金属铜、锌、镉、铅、铬、砷、镍含量范围分别为 4.40~25.88 mg/kg、27.16~66.97 mg/kg、0.06~0.19 mg/kg、11.36~19.19 mg/kg、11.63~69.95 mg/kg、10.46~58.92 mg/kg、7.03~33.63 mg/kg, 其中砷含量超过国家标准规定的风险筛选值; 综合污染指数值范围为 0.98~1.24, 属于轻度污染水平; 综合潜在生态风险指数范围为 20.03~23.95, 小于 80, 潜在生态危害轻微。黑龙江省绿豆主产区土壤重金属污染程度总体处于轻度污染水平。

关键词: 土壤; 重金属; 相关性分析; 风险评价

文章编号: 1673-9078(2021)10-308-316

DOI: 10.13982/j.mfst.1673-9078.2021.10.0033

Pollution Characteristics and Ecological Risks of Soil Heavy Metals in Major Mung Bean Producing Areas in Heilongjiang Province of China

REN Xiao-yu^{1,2}, LIANG Meng-ting^{1,2}, CAO Dong-mei^{1,2,3*}, ZHANG Dong-jie^{4*}, HAN Chi¹, YUAN Meng¹, YUE Shi-bo¹

(1. College of Food Science, Heilongjiang Bayi Agricultural University, Daqing 163319, China)

(2. Key Laboratory of Agro-products Processing and Quality Safety of Heilongjiang Province, Daqing 163319, China)

(3. Heilongjiang Province Cultivating Collaborative Innovation Center for the Beidahuang, Heilongjiang Engineering Research Center for Coarse Cereals Processing and Quality Safety, Daqing 163319, China)

(4. National Coarse Cereals Engineering Research Center, Daqing 163319, China)

Abstract: Four major mung bean growing areas, Tailai County, Dumeng County, Longjiang County, and Daqing County, in Heilongjiang Province were studied to investigate the soil heavy metal pollution in the major mung bean producing areas in the province. Soil samples were obtained at 0~20 cm below the ground surface to determine the pH values, organic matter contents, and heavy metal contents. Risk assessments

引文格式:

任晓雨, 梁梦婷, 曹冬梅, 等. 黑龙江省绿豆主产区土壤重金属污染特征及生态风险评估[J]. 现代食品科技, 2021, 37(10): 308-316

REN Xiao-yu, LIANG Meng-ting, CAO Dong-mei, et al. Pollution characteristics and ecological risks of soil heavy metals in major mung bean producing areas in Heilongjiang province of China [J]. Modern Food Science and Technology, 2021, 37(10): 308-316

收稿日期: 2021-01-09

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFE0206300); 杂粮及制品安全风险评估及标准体系建设项目(2018YFE0206300-10); 黑龙江省优势特色学科资助项目(黑教联[2018]4号)

作者简介: 任晓雨(1995-), 女, 在读硕士研究生, 研究方向: 食品质量与安全, E-mail: 2359875313@qq.com

通讯作者: 曹冬梅(1969-), 女, 博士, 教授, 研究方向: 农产品加工与质量安全, E-mail: caodong3018@sina.com; 共同通讯作者: 张东杰(1966-), 男, 博士, 教授, 研究方向: 农产品加工与质量安全, E-mail: byndzdj@126.com

for seven heavy metals, namely, copper, zinc, cadmium, lead, chromium, arsenic, and nickel, in soil were carried out using the Nemero comprehensive pollution index and the potential ecological risk index. In the calculations of these indices, the background values were adopted from the national soil environmental quality/agricultural land soil pollution risk control standard (trial) (GB 15618-2018). The results indicated slight soil heavy metal pollution levels in the major mung bean producing areas in Heilongjiang. For the soil at 0~20 cm, the average pH value is 8.04, indicating that the soil is slightly alkaline. The average organic matter content is 2.21%, and the contents of copper, zinc, cadmium, lead, chromium, arsenic, and nickel are 4.40~25.88, 27.16~66.97, 0.06~0.19, 11.36~19.19, 11.63~69.95, 10.46~58.92, and 7.03~33.63 mg/kg. In particular, the arsenic content exceeds the screening value stipulated by the national standard. The comprehensive pollution index values range from 0.98 to 1.24, suggesting a slight pollution level. The comprehensive potential ecological risk index values range from 20.03 to 23.95. They are much lower than 80, indicating that the potential ecological harm is slight.

Key words: soil; heavy metals; correlation analysis; risk assessment

绿豆作为我国重要的杂粮类作物,受到广大消费者的青睐,因其具有降血脂、清热解毒的作用,在市场上的销售比例逐年增加。近年来随着人们健康意识的增强,绿豆及其制品越来越受到人们的欢迎,其产品质量问题也引起广泛关注。绿豆产品质量与其种植土壤密不可分,自从工业化革命以来,人类活动所排放的污染物在土壤中得到大量累积^[1],大面积土壤被重金属污染,导致我国土地种植面积正在逐年减少^[2,3]。据2014年环境保护部和国土资源部发布《全国土壤污染状况调查公报》显示^[4],目前受到重金属污染的土壤约占全国土地比重的1/5,土壤环境污染状况日益严重^[5,6]。重金属污染土壤后,不易被土壤微生物降解,并通过农作物的吸收作用,积累在作物体内,降低了农产品品质,也通过食物链传递及与人体皮肤接触和呼吸摄入在人体内蓄积,危害人体健康^[7-10],长期食用含有重金属的谷物,会诱导人体出现慢性中毒^[11]。因此,土壤重金属污染与治理问题受到世界各国的高度重视,成为当前研究的热点问题之一。

中国作为绿豆的主要生产国家,其产量约占世界总产量的30%^[12],种植面积位居世界前列。黑龙江省西部风沙干旱区作为绿豆主要生产地区,种植面积在 $6.7 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 左右,主要集中在泰来县、龙江县、杜蒙

县,其中“泰来绿豆”被称为国家地理标志产品。目前对黑龙江省绿豆主要种植区及国家级地理标志产区土壤重金属含量还没有明确的研究数据。因此,本研究主要通过对绿豆主产区土壤样本进行检测,以了解研究区域土壤重金属含量。采用内梅罗综合污染评价和潜在生态风险指数法对土壤重金属含量进行风险评估,指明研究地区土壤污染等级,为明确研究区土壤重金属含量及对重金属污染防治提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

黑龙江省位于中国东北部,地理位置介于东经 $121^{\circ}11' \sim 135^{\circ}05'$,北纬 $43^{\circ}26' \sim 53^{\circ}33'$ 之间,占地总面积约为 $4.73 \times 10^5 \text{ km}^2$,具有光照时间充足,气候温暖适宜,降雨充沛,土质肥沃,农田灌溉水污染少等特有条件。黑龙江省泰来县、杜蒙县常年种植绿豆,其土壤主要以沙壤土为主,这种土壤具有养分含量高,土质疏松,渗透性好等特点,适宜绿豆种植。其中泰来县为国家级地理标志产区,绿豆产品远销全国各地,在绿豆种植上具有重要地位。

1.2 样品采集

表1 土壤样本产地来源信息表

Table 1 Information about the geographical origin of mung bean samples

产地	数量	经度	纬度	具体来源
泰来县	42	$123^{\circ}06'7'' \sim 123^{\circ}9'22''$	$46^{\circ}46'0'' \sim 46^{\circ}8'84''$	农研所示范区、河西村、雨井子村、和平镇青村、大兴镇前房地村、大兴镇时雨村
杜蒙县	42	$124^{\circ}30'7'' \sim 125^{\circ}3'59''$	$46^{\circ}6'12'' \sim 46^{\circ}8'42''$	一心乡团结村、一心乡一心村、
龙江县	30	$123^{\circ}12'4'' \sim 125^{\circ}6'18''$	$46^{\circ}4'74'' \sim 47^{\circ}0'80''$	连环湖合发村、北华村、杏山村
大庆	36	$124^{\circ}4'36'' \sim 125^{\circ}10'4''$	$46^{\circ}14'8'' \sim 47^{\circ}1'44''$	大同区和平牧场、八一农大农学实验基地、让区三胜村、杏树岗镇何家屯、林源镇长发村、林甸县黎明乡

土壤样品采集时间为2019年7月,在黑龙江省绿豆主产区(泰来县、杜蒙县、龙江县和大庆)设置25个土壤采样点,用GPS记录各个样点的地理坐标,每个采样点在0~20 cm土层厚度取样,每个采样点取6份,共150份样品,具体采样情况见表1。将采集的土壤样品去除植物残枝和石块,在自然条件下风干,用行星式球磨机磨碎后过100目尼龙筛,将过筛后的粉末混合均匀后装入聚乙烯塑料袋中备用。

1.3 材料与试剂

70%浓硝酸(优级纯),美国J.T.Baker有限公司;65%氢氟酸(优级纯)、65%高氯酸(优级纯),北京化学试剂研究所;多元标准溶液,北京有色金属研究院;氩气、氦气,大庆雪龙气体股份有限公司。

1.4 仪器与设备

PH酸碱仪(PHB-4),上海仪电科学仪器股份有限公司;MARS6型微波消解仪,美国培安科技有限公司;7800电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS),美国安捷伦科技有限公司;EHD-24精确控温电热消解器,北京东航科仪仪器有限公司;SE-750多功能粉碎机,永康市圣象电器有限公司;AR323CN电子天平,上海奥豪斯仪器有限公司。

1.5 土壤样品检测

依据土壤环境质量标准(修订)(GB 15618-2018)^[13]所规定,主要对采集样本进行理化性质检测^[14]和铜(Cu)、锌(Zn)、镉(Cd)、铅(Pb)、铬(Cr)、砷(As)、镍(Ni)七种重金属含量检测。土壤pH和有机质的含量按照NY/T 1121.2-2006和GB 9834-1988规定的方法进行测定,重金属元素含量选用美国电感

耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)进行检测^[15]。

1.5.1 土壤样品的消解

称量粉状土壤样品0.05 g,置于MARS消解管中,分别加入8 mL HNO₃(70% GR)和2 mL HF(65% GR)溶液作为溶剂,置于微波消解仪中进行消解,消解程序如表2所示。消解结束后,将冷却后的消解管从仪器中取出,将消解管置于精确控温电热板上进行加热赶酸,赶酸温度设置为120℃,时间为60 min。将赶酸后的液体移入50 mL容量瓶中,用超纯水将溶液定容至刻度线,备用,根据上述方法进行空白实验。

表2 土壤微波消解仪程序

Table 2 Soil Microwave digestion apparatus

步骤	爬升时间/min	保持时间/min	温度/℃	功率/W
1	10	4	120	1600
2	8	4	160	1600
3	5	25	185	1600

1.5.2 重金属元素含量的测定

将多元混合标准溶液用5%硝酸介质逐级稀释,稀释浓度梯度为0、0.02、0.04、0.06、0.08、0.1 mg/mL,用于制作标准曲线。ICP-MS仪器工作参数如表3所示,工作过程中要求测定元素的回收率均在80%~120%之间。每个样品做3次平行,选用Ge、In和Bi作为内标元素,用来保证仪器在测定过程中的稳定性,当内标元素的RSD>5%的时候需重测样品。

1.6 评价标准与方法

1.6.1 评价标准

选用《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(GB 15618-2018)》^[13]的污染风险筛选值作为研究地区土壤重金属含量的评价标准,重金属元素背景值如表4所示。

表3 ICP-MS 仪器工作参数

Table 3 ICP-MS Instrument operating parameters

名称	数值	名称	数值	名称	数值
RF 功率	1550 W	He 流量	4.3 mL/min	质谱计数模式	脉冲/模拟(P/A)
等离子气流量	15.0 L/min	样品提升量	0.1 mL/min	测量点/峰	3
载气流速	0.9 L/min	采样深度	8.0 mm	重复采样次数	3
雾化器流速	0.99 L/min	采样镍锥体	孔板直径1.0 mm	氧化物	≤1%
雾化室温度	2℃	截取镍锥体	孔板直径0.4 mm	双电荷	≤2%
蠕动泵转速	0.10 r/s	采样模式	全定量	-	-

表4 土壤重金属元素背景值

Table 4 Background values of heavy metal elements in soil

重金属元素	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	As	Ni
GB 15618-2018 (pH>7.5) (mg/kg)	100	300	0.60	170	250	25	190

表5 土壤重金属污染评价等级标准

Table 5 Soil heavy metal pollution evaluation grade standard

单因子污染指数		内梅罗综合污染指数		潜在生态风险指数		
P_i	污染分级	P_N	污染分级	E_r^i	RI	潜在生态风险程度
<1	清洁	<0.7	安全	$E_r^i < 40$	$RI < 80$	轻微
$1 \leq P_i < 2$	轻度污染	$0.7 \leq P_N < 1$	警戒	$40 \leq E_r^i < 80$	$150 \leq RI < 300$	中等
$2 \leq P_i < 3$	中度污染	$1 \leq P_N < 2$	轻度污染	$80 \leq E_r^i < 160$	$300 \leq RI < 600$	强
≥ 3	重度污染	$2 \leq P_N < 3$	中度污染	$160 \leq E_r^i < 320$	$RI \geq 600$	很强
		≥ 3	重度污染	$E_r^i \geq 320$		极强

1.6.2 评价方法

土壤重金属含量采用内梅罗综合污染指数法^[16-18]和潜在生态风险指数法进行评价^[19-21]，评价等级标准如表5所示。

单因子污染指数法：以土壤单项重金属的实际测量值与评价标准值进行比较，表示土壤中单项重金属的污染程度。其计算公式为：

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \quad (1)$$

式中：

P_i ——单项重金属*i*的污染指数；

C_i ——单项重金属*i*的实际测量值；

S_i ——单项重金属*i*的评价标准值。

内梅罗综合污染指数法：综合污染指数可对土壤中各种重金属的平均污染水平进行全面而综合的反映，也突出了污染最严重的重金属给环境质量造成的危害。其计算公式为：

$$P_N = \sqrt{\frac{P_{iave}^2 + P_{imax}^2}{2}} \quad (2)$$

式中：

P_N ——重金属*i*的综合污染指数值；

P_{iave} ——重金属*i*单项污染指数平均值；

P_{imax} ——重金属*i*单项污染指数最大值。

潜在生态风险指数法：潜在生态风险指数法可定量划分各种重金属元素的潜在生态危害程度。其计算公式为：

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times P_i^i \quad (3)$$

式中：

RI——潜在生态风险指数；

E_r^i ——单一重金属的潜在生态风险系数；

T_r^i ——单一重金属的毒性相应系数；

P_r^i ——各种所测重金属的单因子指数值；

七种重金属的毒性系数分别为 Cu=Pb=Ni=5、Cd=30、Zn=1、Cr=2、As=10。

2 结果与分析

2.1 土壤基本理化性质分析

表6 土壤理化性质

Table 6 Physical and chemical properties of soil

采样点	pH	有机质含量%
泰来县	7.90±0.19	1.66±0.62
杜蒙县	8.02±0.18	1.87±0.47
龙江县	8.21±0.20	3.29±0.58
大庆	8.16±0.23	3.46±0.25
平均值	8.04±0.23	2.21±0.90

采集的 150 份样本进行 pH 值和有机质含量检测，测得结果如表 6 所示。pH 值是土壤重要的理化指标^[22,23]，它可以反映土壤的酸碱程度，并且与土壤中重金属元素的含量也有着不可分割的联系，同时也影响作物的种植与生长。根据研究表明，研究区土壤 pH 值范围为 7.55~8.48，平均值为 8.04，变异系数为 2.88%，表明研究区土壤偏碱性。有机质含量范围为 0.59%~4.19%，平均值为 2.21%，变异系数为 40.81%，土壤有机质含量波动范围较大，且不稳定。据乔雪等^[24]研究表明，人为活动会影响有机质的含量，导致土壤中有机质外源输入大大增加。同时，根据张杰^[25]研究表明，土壤土质也与有机质含量有着密切联系，研究区绿豆种植土壤主要以沙壤土为主，这种土质也可能导致研究区土壤中有机质含量呈现出偏高的趋势。

2.2 黑龙江省绿豆主产区土壤样本中重金属含量

采集的 150 份土壤样本，进行重金属含量检测，通过对四个地区重金属含量进行分析，所得结果如表 7、表 8 所示。由表 7、表 8 可知，研究区土壤中，铜含量范围为 4.40~25.88 mg/kg，平均值为 8.93 mg/kg，

变异系数为 42.62%；锌含量范围为 27.16~66.97 mg/kg，平均值为 44.94 mg/kg，变异系数为 24.29%；镉含量范围为 0.06~0.19 mg/kg，平均值为 0.10 mg/kg，变异系数为 26.46%；铅含量范围为 11.36~19.19 mg/kg，平均值为 16.75 mg/kg，变异系数为 9.37%；铬含量范围为 11.63~69.95 mg/kg，平均值为 29.58 mg/kg，变异系数为 48.90%；砷含量范围为 10.46~58.92 mg/kg，平均值为 37.87 mg/kg，变异系数为 36.40%；镍含量范围为 7.03~33.63 mg/kg，平均值为 16.13 mg/kg，变异系数为 43.63%。不同研究地区铜元素含量大小次序为：大庆>龙江县>泰来县>杜蒙县；锌元素含量大小次序为：龙江县>泰来县>杜蒙县>大庆；镉元素含量大小次序为：龙江县>杜蒙县>大庆>泰来县；铅元素含量大小次序为：泰来县>杜蒙县>龙江县>大庆；铬元素含量大小次序为：泰来县>龙江县>大庆>杜蒙县；砷元素含量大小次序为：杜蒙县>大庆>龙江县>泰来县；镍元素含量大小次序为：龙江县>泰来县>大庆>杜蒙县。依据中国国家标准 GB 15618-2018（土壤环境质量-农用地土壤污染风险管控标准），研究区重金属 Cu、Zn、Cd、Pb、Cr 和 Ni 含量均未超出国家标准所规定的限值，但 As 含量超出国家标准所规定的限值的 1.51 倍，表明研究区土壤中主要受到重金

属 As 的污染，可忽略其余六种重金属对土壤环境质量和农产品质量带来的不利影响。这一结果与刘媚媚等^[26]的研究出现相反的结果，可能是研究区处于地理标志产区，土壤中重金属含量较低，而砷含量较高可能是由于含 As 废弃物的排放，煤燃烧产生的大气降尘，含 As 农药、化肥、有机肥施用等工农业活动所导致的^[27]。因此，应减少农药、化肥的施用和人类活动对土壤环境质量产生的影响，以减少对农作物生长产生的不利影响。

根据土壤重金属检测值（表 7、8）发现，重金属检测值变异系数波动性较大。变异系数可以反映各采样点平均变异程度，变异系数越大，说明土壤受人类活动干扰越强烈，重金属空间分布差异越大^[28]。变异系数在 0~0.1 之间属于弱变异，0.1~1.0 之间属于中等变异，高于 1.0 以上属于强变异。通过变异性分析可知，七种重金属变异系数范围为 0.1~1.0，均属于中等强度变异，且变异系数相差较大，表明研究区重金属空间分布不均匀^[29,30]，根据已有研究表明，土壤重金属污染的来源是多方面的，其中重金属 Cu、Zn、Cd、Pb、Cr、As 和 Ni 的污染来源主要来自人类活动，属人为源金属^[31]，主要来自工业活动、汽车尾气、污水灌溉以及农药化肥的施用等。

表 7 土壤重金属检测值

Table 7 Soil heavy metal detection value

研究地区	重金属	最大值/(mg/kg)	最小值/(mg/kg)	平均值±标准差/(mg/kg)	变异系数/%
黑龙江省 绿豆主产区	Cu	25.88	4.40	8.93±3.81	42.62
	Zn	66.97	27.16	44.94±10.91	24.29
	Cd	0.19	0.06	0.10±0.03	26.46
	Pb	19.19	11.36	16.75±1.57	9.37
	Cr	69.95	11.63	29.58±14.47	48.90
	As	58.92	10.46	37.87±13.78	36.40
	Ni	33.63	7.03	16.13±7.04	43.63

表 8 不同研究区土壤重金属检测值

Table 8 Soil heavy metal detection values in different study areas

研究地区	重金属	最大值/(mg/kg)	最小值/(mg/kg)	平均值±标准差/(mg/kg)	变异系数/%
泰来县	Cu	25.88	4.40	9.16±5.59	61.01
	Zn	61.64	28.59	44.99±10.76	23.91
	Cd	0.14	0.06	0.09±0.02	22.40
	Pb	18.90	15.46	17.38±1.10	6.34
	Cr	69.95	16.75	35.04±20.15	57.52
	As	46.76	10.46	34.03±11.38	33.43
	Ni	33.63	8.43	17.96±9.45	52.64
杜蒙县	Cu	12.40	4.45	7.46±2.86	38.29
	Zn	56.71	32.66	43.75±8.05	18.40

转下页

接上页					
	Cd	0.16	0.07	0.10±0.02	23.02
	Pb	17.96	15.36	16.69±0.71	4.22
	Cr	32.53	11.63	20.24±7.14	35.25
	As	54.59	15.63	43.07±15.16	35.19
	Ni	18.39	7.03	11.57±3.82	33.02
	Cu	11.72	8.71	10.02±0.97	9.72
	Zn	66.97	33.12	51.19±12.93	25.25
	Cd	0.19	0.07	0.12±0.04	30.58
龙江县	Pb	19.19	11.36	16.23±2.53	15.59
	Cr	51.46	26.55	34.93±7.75	22.17
	As	58.92	15.03	35.22±15.90	45.14
	Ni	28.50	15.18	19.81±4.19	21.14
	Cu	12.95	8.11	10.60±2.58	24.37
	Zn	39.71	27.16	33.28±5.16	15.50
	Cd	0.12	0.09	0.10±0.01	13.06
大庆	Pb	17.77	14.15	16.06±1.91	11.87
	Cr	36.84	22.18	29.81±7.65	25.66
	As	47.12	30.59	39.75±7.69	19.36
	Ni	20.31	12.32	16.46±3.98	24.17

表9 重金属含量与pH、有机质的相关性

Table 9 The correlation between heavy metal content and pH and organic matter

	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	As	Ni	pH	有机质
Cu	1	0.42**	0.31*	0.24	0.55**	-0.27	0.59**	0.11*	-0.03
Zn		1	0.75**	0.54**	0.41**	0.18	0.46**	-0.17	-0.34
Cd			1	0.32*	0.17	0.11	0.23	0.03*	-0.32
Pb				1	0.35*	0.29	0.35*	-0.03	-0.17
Cr					1	-0.20	0.99**	0.05	-0.06
As						1	-0.24	-0.30	-0.16
Ni							1	0.10*	-0.03
pH								1	0.51
有机质									1

注: **表示相关系数在0.01水平上显著; *表示相关系数在0.05水平上显著。

2.3 土壤重金属、pH 和有机质之间的相关性

分析

利用 SPSS 20.0 对数据进行处理和相关性分析。通过相关性分析, 可以更好的掌握元素与元素之间存在的内在联系^[32]。四个研究地区重金属含量、pH 值和有机质含量相关性分析结果如表 9 所示。由表 9 可知, 研究区有机质含量与不同重金属之间相关性不显著, 此结果与吴建芝等^[33]的试验研究结果相符, 证明土壤有机质与重金属之间存在的联系较弱, 其本身并

不含有重金属。土壤 pH 值与 Cu 和 Cd 呈正相关, 且相关性显著, 与其他重金属相关性不显著, 表明土壤中 Cu、Cd 和 Ni 的活性受 pH 值影响较大。土壤中 Cu-Zn、Cu-Cr、Cu-Ni、Zn-Cd、Zn-Pb、Zn-Cr、Zn-Ni、Cr-Ni 在 0.01 水平上呈正相关, 相关性显著; Cu-Cd、Cd-Pb、Pb-Cr、Pb-Ni 在 0.05 水平上呈正相关, 相关性显著; Pb 与 Zn、Cd、Cr、Ni 存在一定相关性, 表明 Pb 与这四种重金属之间同源性较高。

2.4 土壤中重金属元素污染风险评价

2.4.1 内梅罗综合污染评价

表 10 研究区单因子与综合污染指数及综合污染等级

Table 10 Single factor and comprehensive pollution index and comprehensive pollution grade in the study area

研究地区	单因子污染指数							综合污染指数	污染等级
	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	As	Ni		
泰来县	0.09	0.15	0.15	0.10	0.14	1.36	0.09	0.98	警戒
杜蒙县	0.07	0.15	0.17	0.10	0.08	1.72	0.06	1.24	轻度污染
龙江县	0.10	0.17	0.20	0.10	0.14	1.41	0.10	1.02	轻度污染
大庆	0.11	0.11	0.17	0.09	0.12	1.59	0.09	1.15	轻度污染

表 11 研究区重金属潜在生态风险指数及等级评价

Table 11 Potential ecological risk index and grade evaluation of heavy metals in the study area

研究地区	单因子潜在生态危害指数							综合潜在生态危害指数	污染等级
	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	As	Ni		
泰来县	0.46	0.15	4.55	0.51	0.28	13.61	0.47	20.03	轻微
杜蒙县	0.37	0.15	5.25	0.49	0.16	17.23	0.30	23.95	轻微
龙江县	0.50	0.17	6.05	0.48	0.28	14.09	0.52	22.09	轻微
大庆	0.53	0.11	5.24	0.47	0.24	15.90	0.43	22.92	轻微

根据公式(1)、(2)计算得出四个不同研究地区重金属内梅罗综合污染评价结果,如表10所示。单因子污染指数评价结果显示,四个研究地区土壤中Cu、Zn、Cd、Pb、Cr和Ni元素的单因子污染指数值均小于1,As元素的单因子污染指数值范围为1~2,说明这四个研究地区均未受到Cu、Zn、Cd、Pb、Cr和Ni元素的污染,而受到砷元素的轻度污染。综合污染指数评价结果可知,研究区域重金属综合污染指数值范围为0.98~1.24,将四个研究地区综合污染程度进行比较,综合污染指数大小次序为杜蒙县>大庆>龙江县>泰来县。表明研究区土壤重金属属轻度污染水平。

2.4.2 潜在生态风险指数评价

根据公式(3)计算得出四个不同研究地区重金属潜在生态危害评价结果,如表11所示。从综合潜在生态风险危害指数RI看,四个研究地区的综合潜在生态危害指数范围为20.03~23.95,远小于80,说明研究区土壤中重金属只存在轻微潜在生态危害。将土壤综合潜在生态风险程度进行比较,四个研究地区综合潜在生态风险指数大小次序为杜蒙县>大庆>龙江县>泰来县,其中泰来县RI值较低,生态危害程度很低,杜蒙县的RI值稍高,但也远远小于80,出现这种结果,可能是因为泰来县属于地理标志产区,土壤重金属污染小,综合潜在生态危害指数较低。

3 结论

研究地区土壤pH平均值为8.04,变异系数为2.88%,有机质含量平均值为2.21%,变异系数为40.81%。研究地区土壤呈弱碱性,土壤有机质含量波动范围大,变化不稳定,可能与研究区土质为沙壤土

有密切关系。在0~20cm土层厚度中,重金属含量在pH值大于7.5范围内,与国家标准背景值进行比较,仅有重金属As含量超出国家标准所规定的风险筛选值;综合污染指数值范围为0.98~1.24,潜在生态危害指数远小于80,四个研究地区土壤重金属属于轻度污染水平。研究区重金属污染属于轻度污染水平,对重金属污染治理应加以重视,应减少种植过程中农药、化肥的使用以及人为活动对土壤质量造成的影响。

参考文献

- [1] 成杭新,李括,李敏,等.中国城市土壤化学元素的背景值与基准值[J].地学前缘,2014,21(3):265-306
CHENG Hang-xin, LI Kuo, LI Min, et al. Background values and reference values of chemical elements in urban soils of China [J]. Earth Science Frontiers, 2014, 21(3): 265-306
- [2] 蔡美芳,李开明,谢丹平,等.我国耕地土壤重金属污染现状与防治对策研究[J].环境科学与技术,2014,37(S2):223-230
CAI Mei-fang, LI Kai-ming, XIE Dan-ping, et al. The status and protection strategy of farmland soils polluted by heavy metals [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 37(S2): 223-230
- [3] Chen H, Teng Y, Lu S, et al. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China [J]. Science of the Total Environment, 2015, 512-513: 143-153
- [4] 环境保护部,国土资源部.全国土壤污染状况调查公报[R].北京:环境保护部,国土资源部,2014
Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources. Bulletin of the National Survey of Soil Pollution [R]. Beijing: Ministry of Environmental Protection, Ministry

- of Land and Resources, 2014
- [5] Zhao F J, Ma Y, Zhu Y G, et al. Soil contamination in China: current status and mitigation strategies [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(2): 750
- [6] 陈世宝,王萌,李杉杉,等.中国农田土壤重金属污染防治现状与问题思考[J].地学前缘,2019,26(6):35-41
CHEN Shi-bao, WANG Meng, LI Shan-shan, et al. Current status of and discussion on farmland heavy metal pollution prevention in China [J]. Earth Science Frontiers, 2019, 26(6): 35-41
- [7] G, Toth, T, et al. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety [J]. Environment International, 2016, 88: 299-309
- [8] Lu Y, Song S, Wang R, et al. Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China [J]. Environment International, 2015, 77: 5-15
- [9] Liao J B, Wen Z W, Ru X, et al. Distribution and migration of heavy metals in soil and crops affected by acid mine drainage: public health implications in Guangdong Province, China [J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 2016, 124: 460-469
- [10] Ihedioha Janefrances N, Oguejiofo T U, Charles O N, et al. Assessment of heavy metal contamination of rice grains (*Oryza sativa*) and soil from Ada field, Enugu, Nigeria: estimating the human health risk [J]. Human & Ecological Risk Assessment, 2016, 22(8): 1665-1677
- [11] Duan X, Zhao X, Wang B, et al. Highlights of the Chinese Exposure Factors Handbook [M]. Science Press, 2014
- [12] 李敏,李清泉,曾玲玲.黑龙江省绿豆生产存在的问题及对策[J].黑龙江农业科学,2011,10:133-134
LI Min, LI Qing-quan, ZENG Ling-ling. Problems and countermeasures in production of mung bean in Heilongjiang Province [J]. Heilongjiang Agricultural Sciences, 2011, 10: 133-134
- [13] 生态环境部.土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)(GB15618-2018)[S]
Ministry of Ecology and Environment, PRC. Soil environmental quality risk control standard for soil contamination of agricultural land (Trial) (GB 15618-2018) [S]
- [14] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].中国农业科技出版社, 2000
LU Ru-kun. Methods for agricultural chemical analysis of soils [M]. China Agricultural Science and Technology Press, 2000
- [15] 张昌.黑龙江主产区土壤-水稻系统重金属转移建模及风险评估[D].大庆:黑龙江八一农垦大学,2020
ZHANG Chang. Modeling and risk assessment of heavy metal transfer in soil-rice system in main producing areas of Heilongjiang [D]. Daqing: Heilongjiang Bayi Agricultural University, 2020
- [16] Weissmannova H D, Pavlovsky J. Indices of soil contamination by heavy metals-methodology of calculation for pollution assessment (minireview) [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2017, 189(12): 616.1-616.25
- [17] 吕悦风,谢丽,孙华,等.县域尺度耕地土壤重金属污染评价中的标准选择研究[J].中国环境科学,2019,39(11):4743-4751
LYU Yue-feng, XIE Li, SUN Hua, et al. Criterion selection in assessment of soil heavy metal pollution in farmland on county scale [J]. China Environmental Science, 2019, 39(11): 4743-4751
- [18] Daiwen Z, Yang W, Yonghua Z, et al. Heavy metal pollution and ecological risk assessment of the agriculture soil in Xunyang mining area, Shaanxi Province, northwestern China [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2018, 101: 178-184
- [19] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach [J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001
- [20] Du P, Xie Y, Wang S, et al. Potential sources of and ecological risks from heavy metals in agricultural soils, Daye City, China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(5): 3498-3507
- [21] 洪涛,孔祥胜,岳祥飞.滇东南峰丛洼地土壤重金属含量、来源及潜在生态风险评估[J].环境科学,2019,40(10):4620-4627
HONG Tao, KONG Xiang-sheng, YUE Xiang-fei. Concentration characteristics, source analysis, and potential ecological risk assessment of heavy metals in a peak-cluster depression area, southeast of Yunnan Province [J]. Environmental Science, 2019, 40(10): 4620-4627
- [22] Zeng F, Ali S, Zhang H, et al. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants [J]. Environmental Pollution, 2011, 159(1): 84-91
- [23] 王勤,刘广军,张凯,等.合肥老城区绿地土壤pH和氮磷的空间变异特征[J].长江流域资源与环境,2014,23(8):1173-1178
WANG Qin, LIU Guang-jun, ZHANG Kai, et al. Spatial variability of soil pH, nitrogen and phosphorus of urban greenland in central Hefei [J]. Resources and Environment in

- the Yangtze Basin, 2014, 23(8): 1173-1178
- [24] 乔雪,卢海军,刘姝,等.齐齐哈尔市主城区道路绿地土壤重金属、pH、有机质含量及相关性研究[J].宁夏农林科技, 2018,59(2):30-32,40
QIAO Xue, LU Hai-jun, LIU Shu, et al. Study on correlation between soil heavy metals, pH value and organic matter in road greenbelt of Qiqihar [J]. Ningxia Journal of Agriculture and Forestry Science and Technology, 2018, 59(2): 30-32, 40
- [25] 张杰.大庆地区土壤理化性质及盐碱化特征评价[D].哈尔滨:东北林业大学,2010
ZHANG Jie. Physical and chemical soil properties and its salinization characteristics and their evaluation in Daqing [D]. Harbin: Northeast Forestry University, 2010
- [26] 刘媚媚,高凤杰,韩晶,等.黑土区小流域土壤重金属生态危害与来源解析[J].中国农业大学学报,2020,25(11):12-21
LIU Mei-mei, GAO Feng-jie, HAN Jing, et al. Ecological risk and source analysis of soil heavy metals in a mollisol watershed of China [J]. Journal of China Agricultural University, 2020, 25(11): 12-21
- [27] 师荣光,周其文,赵玉杰,等.不同土地利用类型下土壤-作物砷的积累特征及健康风险[J].土壤学报,2011,48(4):751-758
SHI Rong-guang, ZHOU Qi-wen, ZHAO Yu-jie, et al. Arsenic accumulation in soil-crop system and its health risk under different types of land use [J]. Acta Pedologica Sinica, 2011, 48(4): 751-758
- [28] 刘梦梅,王利军,王丽,等.西安市不同功能区土壤重金属含量及生态健康风险评价[J].土壤通报,2018,49(1):167-175
LIU Meng-mei, WANG Li-jun, WANG Li, et al. Soil heavy metal content and ecological health risk assessment in different functional areas of Xi'an city [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2018, 49(1): 167-175
- [29] Zhang P, Qin C, Hong X, et al. Risk assessment and source analysis of soil heavy metal pollution from lower reaches of Yellow River irrigation in China [J]. Ence of the Total Environment, 2018, 633: 1136-1147
- [30] Xu X, Zhao Y, Zhao X, et al. Sources of heavy metal pollution in agricultural soils of a rapidly industrializing area in the Yangtze Delta of China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014, 108(oct.): 161-167
- [31] Bi C, Zhou Y, Chen Z, et al. Heavy metals and lead isotopes in soils, road dust and leafy vegetables and health risks via vegetable consumption in the industrial areas of Shanghai, China [J]. Ence of the Total Environment, 2018, 619-620: 1349-1357
- [32] 张连科,李海鹏,黄学敏,等.包头某铝厂周边土壤重金属的空间分布及来源解析[J].环境科学,2016:1139-1146
ZHANG Lian-ke, LI Hai-peng, HUANG Xue-min, et al. Soil heavy metal spatial distribution and source analysis around an aluminum plant in Baotou [J]. Environmental Science, 2016, 1139-1146
- [33] 吴建芝,王艳春,田宇,等.北京市公园和道路绿地土壤重金属含量特征比较研究[J].北京园林,2016,3:53-58
WU Jian-zhi, WANG Yan-chun, TIAN Yu, et al. Comparative study on heavy metal content in soil of park and road greenbelt in Beijing [J]. Beijing Journal of Landscape Architecture, 2016, 3: 53-58

(上接第 125 页)

- [22] 曹振大,梁蓉.表没食子儿茶素没食子酸酯脂质体的制备及其透皮性能研究[J].日用化学工业,2020,50(9):609-614,637
CAO Zhen-da, LIANG Rong. Preparation and transdermal properties of epigallocatechin gallate liposomes [J]. China Surfactant Detergent and Cosmetics, 2020, 50(9): 609-614, 637
- [23] Sebaaly C, Charcosset C, Stainmesse S, et al. Clove essential oil-in-cyclodextrin-in-liposomes in the aqueous and lyophilized states: from laboratory to large scale using a membrane contactor [J]. Carbohydrate Polymers, 2016, 138: 75-85
- [24] 朱顺耀,来银芳,李晓稳,等.唾液酸修饰绿原酸脂质体制备及其体外抗肿瘤活性研究[J].中草药,2020,51(24):6178-6187
ZHU Shun-yao, LAI Yin-fang, LI Xiao-wen, et al. Preparation of sialic acid-modified chlorogenic acid liposomes and its anti-tumor activity *in vitro* [J]. Chinese Traditional and Herbal Drugs, 2020, 51(24): 6178-6187