

天水市蔬菜大棚土壤重金属污染特征及生态风险评价

王莉霞^{1,2}, 柴小琴³, 金豆豆⁴, 丁思铎⁴

(1.天水师范学院 资源与环境工程学院, 甘肃 天水 741000; 2.陕西师范大学 地理科学与旅游学院, 陕西 西安 710119; 3.天水市农业科学研究所, 甘肃 天水 741000; 4.湖南农业大学 资源环境学院, 湖南 长沙 410128)

摘要: [目的] 对甘肃省天水市蔬菜大棚土壤重金属污染程度和生态风险进行评价, 为该地区设施农产品安全生产提供科学依据。[方法] 以天水市大棚蔬菜主产区 21 个乡镇的 362 个土壤样品为研究对象, 用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)测定 As, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg 含量, 采用内梅罗综合污染指数和潜在生态风险指数对蔬菜大棚土壤重金属环境质量和潜在生态风险进行评价; 利用相关分析和主成分分析对土壤重金属的可能来源进行探讨。[结果] ①7 种元素平均含量均未超出《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618-2018)的土壤风险筛选值; 但与甘肃省土壤背景值相比, Cu, Zn, Cd, Pb 和 Hg 积累普遍, 分别是背景值的 1.9, 1.4, 3.1, 1.3, 5.2 倍; ②内梅罗综合污染指数平均值为 0.508, 9.9% 的点位出现了轻度和中度污染; 多金属潜在生态风险指数的平均值为 289, Hg 对潜在生态风险指数的贡献率为 61.3%; ③7 种元素被识别出 3 个主成分。[结论] 蔬菜大棚土壤重金属 90% 以上点位处于安全水平, 潜在生态风险为轻微—中度等级, Hg 是最大的潜在风险因子。重金属轻度、中度污染和潜在生态风险强、极强的点位较为集中的分布在耕作年限高、人口密集的城镇和交通沿线。

关键词: 蔬菜大棚; 土壤重金属; 污染; 生态风险; 天水市

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2021)03-0110-08

中图分类号: X825

文献参数: 王莉霞, 柴小琴, 金豆豆, 等. 天水市蔬菜大棚土壤重金属污染特征及生态风险评价[J]. 水土保持通报, 2021, 41(3): 110-117. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2021.03.016; Wang Lixia, Chai Xiaoqin, Jin Doudou, et al. Heavy metal pollution characteristics and assessment of ecological risk for vegetable greenhouse soils in Tianshui City [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2021, 41(3): 110-117.

Heavy Metal Pollution Characteristics and Assessment of Ecological Risk for Vegetable Greenhouse Soils in Tianshui City

Wang Lixia^{1,2}, Chai Xiaoqin³, Jin Doudou⁴, Ding Siduo⁴

(1.College of Resources and Environmental Engineering, Tianshui Normal University, Tianshui, Gansu 741000, China; 2.College of Geography and Tourism, Shaanxi Normal University, Xi'an, Shaanxi 710119, China; 3.Tianshui Institute of Agricultural Sciences, Tianshui, Gansu 741000, China; 4.College of Resources and Environment, Hu'nan Agricultural University, Hu'nan, Changsha 410128)

Abstract: [Objectives] The degree of heavy metal pollution and ecological risks in the soil of vegetable greenhouses in Tianshui City, Gansu Province was evaluated in order to provide a scientific basis for the safe production of agricultural products in that area. [Methods] 362 soil samples were obtained from 21 villages and towns in the main greenhouse vegetable production areas of Tianshui City. We used ICP-MS to determine the contents of As, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, and Hg, and employed the Nemerow comprehensive pollution index and potential ecological risk index to evaluate the environmental quality and potential ecological risks of heavy metals in vegetable greenhouse soil. We used correlation analysis and principal component analysis to explore the sources of soil heavy metals. [Results] ① The average contents of As, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, and Hg did not exceed the soil risk screening value of the "Soil Environmental Quality Control Standard for Soil

收稿日期: 2021-02-27

修回日期: 2021-03-29

资助项目: 甘肃省教育厅项目“天水市农田水土污染作用机制及其生态风险评估研究”(2018B-040); 天水市科技支撑计划项目“天水市蔬菜大棚土壤重金属污染现状分析研究”(2019-NCK-6187)

第一作者: 王莉霞(1980—), 女(汉族), 甘肃省天水市人, 硕士, 副教授, 主要从事区域资源环境评估方面的研究。Email: 411282493@qq.com.

Pollution Risk of Agricultural Land (Trial)” (GB15618-2018). However, compared with the soil background values in Gansu Province, Cu, Zn, Cd, Pb, and Hg had generally accumulated, and were 1.9, 1.4, 3.1, 1.3, and 5.2 times of the background values, respectively; ② The average value of the Nemero composite pollution index was 0.508, and 9.9% of the points showed light and moderate pollution. The average value of the polymetallic potential ecological risk index was 289, and the contribution rate of Hg to the potential ecological risk index was 61.3%; ③ Three principal components of the seven elements were identified. [Conclusion] More than 90% of heavy metals in vegetable greenhouse soil samples were at a safe level, and the potential ecological risk was mild to moderate, with Hg being the largest potential risk factor. Sites with light and moderate pollution and sites with strong and very strong potential ecological risks were concentrated in cities and towns with intensive farming and along densely populated areas and traffic lines.

Keywords: greenhouse vegetables; soil heavy metal; pollution; ecological risk; Tianshui City

近 30 a 来,设施农业在中国迅猛发展,已成为设施栽培面积最大的国家,其中 90% 以上用于蔬菜生产^[1]。2019 年设施蔬菜种植面积达到 4.10×10^6 hm^2 ,还将以每年 1.25% 的速度增长^[2]。设施蔬菜栽培受人类活动强烈干预,具有复种指数高、水肥及农药施用量大、高温、高湿、高蒸发量等特点^[3],随着栽培面积的扩大和年限的增加,其半封闭的栽培模式使棚内微生态环境发生了重大变化^[4],不仅出现了次生盐渍化、酸化、微生物区系破坏等一系列土壤质量退化问题,而且导致氮、磷等农业面源污染问题日趋严重,这些问题的出现不仅影响设施蔬菜的高产、高效优质生产,还会诱发农产品健康安全风险。其中设施菜地土壤重金属含量超标引起的土壤环境质量下降问题尤其受到国内外学者的广泛关注。

重金属是土壤环境中具有潜在危害的污染物,具有形态多变、难降解、隐蔽性和通过食物链富集等特点,一旦造成土壤污染,短时间内难于修复^[5]。相关研究表明^[6-7]设施农业土壤重金属迁移和富集能力高于一般裸露土壤,其中的重金属不仅没有被微生物降解,反而通过食物链进入人体,危害人体健康。蒋光月等^[8-10]的研究显示,Cu, Zn, Cd, Pb 等重金属含量随着栽培年限的增加都有一定程度的增加,垂直剖面上这些重金属的含量表层高于深层。设施条件下土壤理化性质对重金属在土壤中的赋存形态和富集程度有显著影响^[11]。除土壤母质中的重金属外,污水灌溉,施用含重金属的农药、化肥和有机肥也会导致设施农业土壤中 Cd, Pb, As, Hg 等重金属超标^[12-13]。多数研究区^[8-15]设施菜地土壤重金属已受到不同程度污染,一种或几种高浓度的重金属通常决定整个区域土壤生态风险水平。设施土壤重金属污染事关农产品安全 and 人体健康风险,有必要开展不同区域重金属污染调查、检测以确保设施农产品安全生产。

天水市是中国北方最优的果蔬生产基地之一,也

是重要的西菜东调和高原夏菜基地^[16]。蔬菜栽培主要分布在渭河干流和支流的河谷川道及浅山源台区,栽培方式以塑料大棚和露地栽培为主。经过多年发展,天水蔬菜产业已成为促进群众脱贫致富、壮大市域经济的支柱产业和特色产业,形成以武山、甘谷渭河河谷川道区为主的早春大棚蔬菜生产基地,以秦州、麦积为主的菜蓝子基地,以张川、清水为主的高原夏菜基地和以中滩国家高新技术园为中心的航天蔬菜基地。但近些年来不少菜农盲目追求高产出、高利润,往往会过量施用禽畜粪便、化肥和农药,造成大棚土壤重金属持久性积累,对蔬菜安全生产和蔬菜产业可持续发展及人体健康造成潜在威胁。本研究以渭河干流及支流海拔 1 400 m 以下的河谷川道及浅山源台区大棚蔬菜种植示范区土壤为研究对象,采用单因素污染指数、内梅罗指数和潜在生态风险指数对土壤重金属环境质量进行评价,分析天水市典型大棚菜地土壤重金属含量变化特征及其潜在生态风险,探讨重金属来源,以为设施蔬菜环境下土壤重金属风险控制 and 农产品安全生产提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

天水市位于甘肃省东南部,辖武山、甘谷、秦安、清水、张家川回族自治县 5 县和秦州、麦积两区,是甘肃省最大的蔬菜生产基地。蔬菜栽培主要分布在渭河干流和支流(藉河、葫芦河、牛头河、清水河)海拔 1 400 m 以下的河谷川道及浅山源台区,该地区地势平坦,土壤肥沃,得天独厚的自然资源优势和便捷的交通条件,使其成为高效优质蔬菜生产基地。栽培品种涵盖茄科、十字花科、百合科、葫芦科、豆科等 14 个科 126 个品种,主栽品种有辣椒、韭菜、番茄、茄子、菜豆、甘蓝、花椰菜、西葫芦、大葱、大蒜等 26 个。2019 年全市蔬菜种植面积 9.00×10^4 hm^2 ,其中大棚蔬菜

占栽培面积的 20.64%，提供了 56% 的蔬菜产量和 64% 的产值。

1.2 样品采集与测定

结合前期调研情况，于 2018 年 7 月至 2019 年 8 月完成样品采集。在武山、甘谷、清水渭河干流及支流河谷川道，秦州区杨家寺和牡丹镇科技示范区，麦积区中滩高新农业示范区及城郊附近布设样点，张家川回族自治县大棚蔬菜规模小、种植年限短且分散，样点分布少；秦安县因大棚蔬菜少且分散未设置样点。按照等量和多点混合的原则，结合大棚蔬菜种植

种类，以大棚为样点，用梅花形布设 3 处子采样点，用不锈钢筒土钻垂直地面采样，采样深度为 0—20，20—40 cm，用 GPS 记录采样点的经纬度。采集 3 个样点的相同土层土样，分别混合后再按四分法分出 0—20，20—40 cm 两份混合样，共采集土壤样品 362 份，土样基本情况见表 1，每份 1.0 kg 左右。采集的土壤样品装入样品袋并标明采样编号，运回实验室在室温下自然风干。土样风干后去除较大的植物根系、石块等杂物，用玛瑙研钵研磨，过孔径 0.149 mm 尼龙筛。

表 1 天水市蔬菜大棚土壤采样点情况

采样区	采样乡镇名称	棚龄/a	大棚数/个	菜品类型
武山	城关镇、洛门镇	20	24	韭菜、菜花、西红柿、水萝卜、香菜、莴笋、龙豆、蒜苗、辣椒、西瓜
	鸳鸯镇、山丹乡、四门乡	10~20	21	
	桦林乡、龙泉乡、滩歌镇	5~10	23	
甘谷	磐安镇、新兴镇、大像山镇	15	35	辣椒、黄瓜、韭菜、水萝卜、包菜、龙豆、西红柿
	武家河乡、六峰镇、白家湾乡	5~10	28	
秦州	杨家寺镇、牡丹镇	2~3	12	辣椒、黄瓜、生菜
麦积	中滩镇、马跑泉镇	10~15	6	辣椒、西红柿
清水	红堡镇	10	26	白皮瓜、黄瓜、芹菜、包菜
张家川	本河乡、龙山镇	3~6	6	茄子

本研究选取对土壤环境及人体健康危害较大的 7 种重(类)金属(As, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg)进行分析。采用微波消解法进行土样前处理：称取试样 0.100 0 g，加入 5 ml HNO₃，1 ml HF 和 1 ml H₂O₂，放入微波消解仪(TOPEX+)消解。通过 ICP-MS(德国 ThermoFisher ICAP-RQ01 441)同时测定 As, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb 和 Hg 的浓度。在测定过程中采用国家土壤标准样品(GBW07405)进行质量控制，加标回收率控制在 91.5%~104.5% 之间，每个样品重复测定 3 平行样，7 种元素的相对标准偏差(RSD)为 1.8%~8.2%。

1.3 研究方法

1.3.1 内梅罗综合污染指数法 内梅罗综合污染指数法是通过单因子污染指数求得的综合污染指数，该方法能综合测度多种污染物对土壤的污染状况程度，

计算方法见参考文献[17]。单因子和内梅罗综合污染指数的分级标准见表 2。

1.3.2 潜在生态风险指数法 潜在生态风险指数法既可以反映单个重(类)金属的污染水平，也可以反映所有重(类)金属污染的联合效应，该方法综合考虑了多元素的浓度、毒性水平、生态敏感性以及协同作用，是一种应用相对广泛的评价沉积物重(类)金属潜在生态风险的方法^[18]，其计算公式为：

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n \left(T_r^i \times \frac{C_i^i}{C_n^i} \right) \quad (1)$$

式中：RI 为重金属潜在生态风险指数； E_r^i 为单一重金属潜在生态风险因子； C_i^i 为土壤重金属的实测含量； C_n^i 为甘肃省土壤背景参考值^[19]； T_r^i 为不同金属生物毒性响应因子。 E_r^i 和 RI 的评价分级标准见表 2。

表 2 土壤重金属污染及潜在生态风险等级划分标准

单因子污染指数 P_i	综合污染指数 P	污染程度	潜在生态风险指数		潜在生态风险程度
			E_r^i	RI	
$P_i \leq 1$	$P \leq 0.7$	无污染	$E_r^i < 40$	RI < 150	轻微
$1 < P_i \leq 2$	$0.7 < P \leq 1.0$	尚清洁	$40 \leq E_r^i < 80$	$150 \leq RI < 300$	中等
$2 < P_i \leq 3$	$1.0 < P \leq 2.0$	轻度污染	$80 \leq E_r^i < 160$	$300 \leq RI < 600$	强等
$3 < P_i \leq 5$	$2.0 < P \leq 3.0$	中度污染	$160 \leq E_r^i < 320$	RI ≥ 600	很强
$P_i > 5$	$P > 3.0$	重度污染	$E_r^i \geq 320$	—	极强

2 结果与分析

2.1 土壤重金属分布特征

2.1.1 重金属元素的描述性统计分析 天水市典型蔬菜大棚耕层土壤中 Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, As, Hg 7 种元素的描述统计指标见表 3。与甘肃省土壤背景值比较,耕层土壤中除 As 与 Ni 外, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg 5 种元素的平均值均超过甘肃省背景值,分别是背景值的 1.9, 1.4, 3.1, 1.3, 5.2 倍,超背景值比率分别为 90.16%, 80.32%, 100%, 100% 和 96.72%,说明这 5 种元素在耕作层出现不同程度的积累效应,5 种重金属的富集程度排序为 $Hg > Cd > Cu > Zn > Pb$ 。与《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618-2018)风险筛选值($pH > 7.5$)相比,7 种重金属元素的平均值均低于筛选值,但有 5.9% 的

样点 Cd 超标,13.2% 的样点 Cu 超标,超标样品主要分布在武山县洛门镇、甘谷县磐安镇和清水县红堡镇,这里已有 10~20 a 的大棚种植历史,含量超标是由重金属在土壤中持久性积累引起的。Cd 和 Cu 的最大值分别是筛选值的 2.9, 1.8 倍,表明研究区耕作层土壤中存在 Cd 和 Cu 重金属的局部超标情况。变异系数可表征重金属元素在各采样点含量的差异并反映人为活动的影响^[20],根据 Wilding 对变异程度的分类, Ni, As (8.71%, 12.92%) 为弱变异 ($C_v < 15\%$), Zn, Pb (32.48%, 18.94%) 为中等变异 ($15\% < C_v < 36\%$), Cu, Cd, Hg (71.30%, 89.41%, 123.29%) 为高度变异 ($C_v > 36\%$), 变异系数远超过其他元素,说明这 3 种元素空间分布不均匀,可能受较多人为活动的干扰。7 种重金属元素空间变异性排序为: $Hg > Cd > Cu > Zn > Pb > As > Ni$ 。

表 3 天水市蔬菜大棚耕层土壤(0—20 cm)重金属含量描述性统计

元素	最小值/ ($mg \cdot kg^{-1}$)	最大值/ ($mg \cdot kg^{-1}$)	均值/ ($mg \cdot kg^{-1}$)	标准差	变异 系数/%	甘肃土壤背景 值/($mg \cdot kg^{-1}$)	超背景 值比率/%	土壤风险筛选 值/($mg \cdot kg^{-1}$)
Ni	25.81	37.98	32.20	2.80	8.71	35.2	23.13	190
Cu	23.29	180.96	45.31	32.30	71.30	24.10	90.16	100
Zn	63.79	229.03	93.66	30.43	32.48	69.30	80.32	300
Cd	0.16	1.75	0.36	0.32	89.41	0.116	100	0.6
Pb	19.65	55.28	23.61	4.47	18.94	18.80	100	170
As	7.21	14.03	11.22	1.45	12.92	12.60	23.77	25
Hg	0.01	0.66	0.10	0.13	123.29	0.02	96.72	3.4

2.1.2 土壤重金属垂直分布 重金属含量在垂直剖面上的变化反映不同深度的累积状况。结合调研情况和已有研究^[5],选取 0—20 cm 和 20—40 cm 两个深度的土层进行研究(表 4)。

表 4 天水市蔬菜大棚不同土层深度
重金属含量平均值

深度/cm	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	As	Hg
0—20	32.20	45.31	93.66	0.36	23.61	11.22	0.1
20—40	32.59	35.08	81.02	0.28	23.42	11.38	0.07

由表 4 可知, Ni 和 As 在垂直剖面上的变化趋势一致,随着土层深度的加深其含量稍有增加,可能是因灌溉淋溶作用引起土层深处的积累。Pb, Hg, Cu, Zn 和 Cd 5 种元素在垂直剖面上变化趋势一致,含量随着土层深度的加深而降低,表明这 5 种重金属在土壤耕层发生累积。剖面土壤中 Cu 和 Zn 的含量随着深度的增加而降低且变率比较大。已有研究表明畜禽粪便中 Cu 和 Zn 的含量较高且存在一定程度的积累^[13],在实地调查中发现当地村民长期施用畜禽粪便,这可能是表层土壤 Cu 和 Zn 富集的主要原因。Cd 在表层富集,一方面是因为 Cd 的表面地球性质相对稳

定,能较快发生沉淀;另一方面则是人为污染所致,施用畜禽粪便和氮磷钾等化肥有可能带来 Cd 的富集。

2.1.3 不同种植年限大棚土壤重金属分布 天水市各县区大棚蔬菜种植年限差异较大,为探讨耕作年限对土壤重金属含量积累状况的影响,选取武山县洛门镇(20 a)、甘谷县磐安镇(15 a)、清水县红堡镇(10 a)和秦州区牡丹镇(2~3 a)大棚样地作比较分析。由图 1 可知,随着耕作年限的延长,重金属含量除 Pb 出现波动变化外, Ni, Cu, Zn, Cd, As 和 Hg 6 种元素含量均表现出随种植年限的延长而增加的趋势,这与已有研究结果一致^[4]。从不同种植年限重金属含量以 5 a 为时段的相对变化来看(图 2),在种植 6~10 a 里,土壤 Cu 含量从 29.35 mg/kg 增长到 55.28 mg/kg,提高幅度(87.2%)最大;其次为 Cd 和 Hg,含量分别提高了 47.1% 和 33.3%。种植 15~20 a 的土壤, Hg 含量从 0.05 mg/kg 增长到 0.12 mg/kg,提高幅度最大(140%)。在种植年限 1~20 a 里, Hg, Cu, Cd 含量比土壤背景值分别增加了 500%, 150% 和 133%, Zn, Pb 含量稍高于背景值。通过以上分析可知,不同种植年限蔬菜大棚土壤重金属含量积累与大棚栽培导致的高复种、喷洒农药、过量施肥和不注重轮作有关。

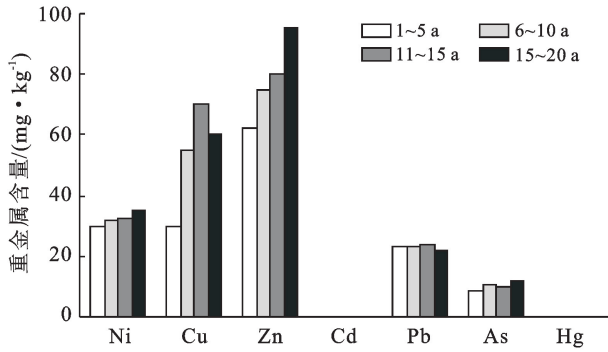


图 1 天水市蔬菜大棚不同种植年限重金属含量变化

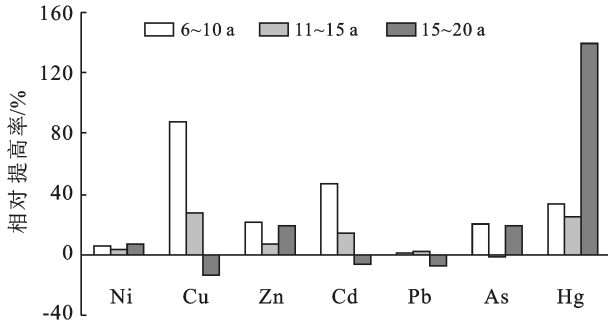


图 2 天水市蔬菜大棚不同种植年限重金属含量相对提高率

2.1.4 不同菜品土壤重金属分析 本研究将采集的土壤样品分为果菜(黄瓜、辣椒、西红柿、白皮瓜、西

瓜)和叶菜(芹菜、卷心菜、香菜、生菜)两种类型。研究发现,不同菜品土壤重金属含量呈现出多样性特征(表 5)。果菜和叶菜地中,除 Ni 和 As 外,Cu,Zn,Cd,Pb,Hg 5 种元素的平均值均超过甘肃省土壤背景值。果菜土壤中,Cu,Zn,Cd,Pb,Hg 分别是背景值的 1.6,1.5,4.2,1.2,9 倍;叶菜土壤中,Cu,Zn,Cd,Pb,Hg 分别是背景值的 3.0,1.3,4.4,1.5,4.9 倍。果菜和叶菜土壤中,Hg 和 Cd 的富集较严重。已有研究表明^[13],土壤中 Hg 主要是农药残留引起的污染。采样调查中了解到,在蔬菜的生长期,果菜的农药施用量大于叶菜。在不同果菜土壤中,Hg 含量高低顺序为:黄瓜>西红柿>西瓜>白皮瓜>辣椒。在有病死的黄瓜和辣椒地土壤中检测到的 7 种重金属含量均高于正常生长地,且 Hg 含量高出的程度最大。从不同菜地 7 种元素平均含量的比较来看,Cu 和 Pb 含量叶菜高于果菜,Zn 和 Hg 含量果菜高于叶菜,Cd 含量两者差异不大。从变异系数可以看出,果菜类样品中 Cd 和 Hg 属于高度变异,叶菜类样品中,Cu,Cd,Pb 和 Hg 这 4 种元素均属于高度变异,说明 Cu,Cd,Pb 和 Hg 元素空间分布较不均匀,受人为活动干扰较大。

表 5 天水市蔬菜大棚果菜类/叶菜类重金属含量参数统计

类型	项目	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	As	Hg
果菜类 (N=15)	最小值/(mg·kg ⁻¹)	26.5	25.3	72.2	0.2	19.6	9.5	0.04
	最大值/(mg·kg ⁻¹)	36.3	76.3	155.9	1.7	26.4	14.0	0.65
	均值/(mg·kg ⁻¹)	32.6	38.7	106.2	0.5	22.7	11.7	0.18
	标准差	2.8	13.8	22.4	0.5	1.9	1.3	0.16
	变异系数/%	8.7	35.6	21.1	103.2	8.4	11.3	88.9
叶菜类 (N=8)	最小值/(mg·kg ⁻¹)	30.4	25.5	77.5	0.2	21.6	9.8	0.03
	最大值/(mg·kg ⁻¹)	36.8	181.0	101.2	1.4	55.3	13.1	0.31
	均值/(mg·kg ⁻¹)	33.5	71.8	89.7	0.5	28.1	11.6	0.10
	标准差	2.3	54.5	9.8	0.5	11.3	1.2	0.10
	变异系数/%	6.7	75.9	10.9	89.9	40.2	10.5	101.9

2.2 天水市大棚蔬菜土壤环境质量评价

2.2.1 土壤重金属污染评价 利用内梅罗综合污染指数对天水市大棚蔬菜的土壤重金属污染现状进行评价,结果见表 6。由表 6 可知,天水市大棚蔬菜的土壤单因子污染指数除 Cu 和 Cd 外,其余 5 种元素均小于 1,为清洁水平。其中 Cu 的单项污染指数在 0.18~1.81,有 3.3% 的点位处于轻微污染,Cd 的单项污染指数在 0.22~2.91,有 3.3%,3.7% 的点位处于轻微和中度污染。7 种重金属单因子污染指数平均值依次为: Cd>As>Cu>Zn>Ni>Pb>Hg,天水市大

棚蔬菜的部分土壤中存在 Cd 和 Cu 的中、轻度污染。内梅罗综合污染指数平均值为 0.51,综合污染指数中轻微污染和中度污染的点位占 9.9%,表明天水市大棚蔬菜的超 90% 的土壤重金属无污染。再结合图 3 可以看出,大棚蔬菜种植年限长、范围广、人口较为稠密的武山县和甘谷县的渭河河谷区处于轻度污染和中度污染;武山县漳河河谷、秦州区杨家寺和牡丹镇农业高新园区、清水县白驼河、后川河河谷区处于警戒线,这些地区一定要加强防范管理,以免出现重金属富集,造成土壤污染。

表 6 天水市蔬菜大棚土壤重金属污染评价结果

元 素	污染指数统计			污染指数分布/%			
	最小值	最大值	平均值	清洁	轻微污染	中度污染	重度污染
Ni	0.13	0.25	0.17	100	—	—	—
Cu	0.18	1.81	0.40	96.7	3.3	—	—
Zn	0.16	0.76	0.29	100	—	—	—
Cd	0.22	2.91	0.53	93.4	3.3	3.7	—
Pb	0.12	0.48	0.14	100	—	—	—
As	0.29	0.58	0.45	100	—	—	—
Hg	0.01	0.19	0.03	100	—	—	—
内梅罗综合污染指数	0.23	2.11	0.51	90.1	7.4	2.5	—

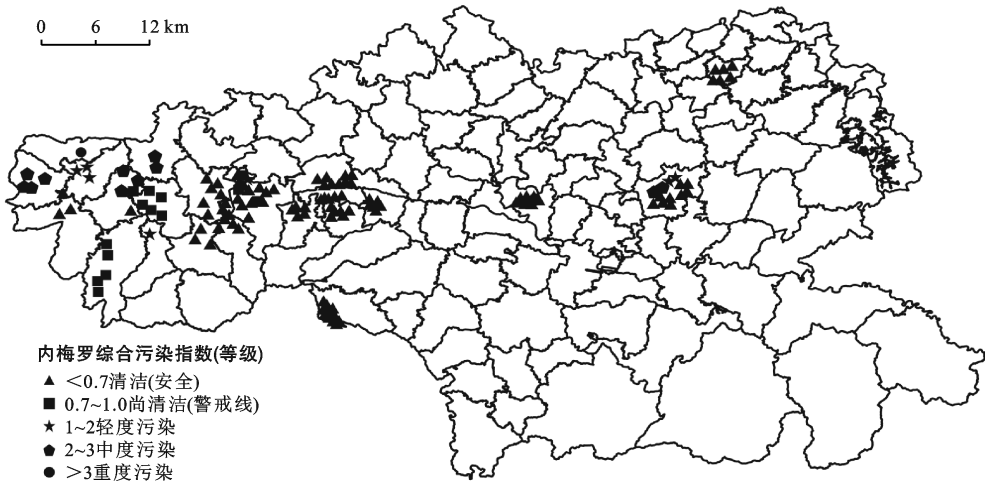


图 3 天水市蔬菜大棚土壤内梅罗综合污染指数及污染等级空间分布

2.2.2 土壤重金属生态风险评价 研究区土壤重金属潜在生态风险评价结果见表 7。7 种重金属的平均潜在生态风险指数由强到弱依次为: $Hg > Cd > As > Cu > Pb > Ni > Zn$ 。其中 Ni, Cu, Zn, Pb, As 均处于轻微生态风险水平; Cd 大部分(68.8%)点位处于中等生态风险水平; Hg 36.9%点位处于中等生态风险水平, 31.1%点位处于强生态风险水平, 14.8%点位处于很强生态风险水平, 13.9%点位处于极强生态风险水平。潜在生态风险指数(RI)平均值为 289.1, 其中轻微生态风险水平点位占 23.7%, 中等生态风险水平点位占 46.8%, 强生态风险水平点位占 19.7%, 很强生态风险水平点位占 9.8%, 表明天水市大棚蔬菜土壤重金属主要处于中—强度生态风险水平。不同重金属对潜在生态风险指数的贡献率等于某种重金属单项潜在生态风险指数与 RI 比值。Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, As 和 Hg 7 种重金属对潜在生态风险指数的贡献率分别为 1.6%, 2.9%, 0.4%, 28.6%, 2.2%, 3.1% 和 61.3%, 其中 Hg 对潜在生态风险指数的贡献率最高, 表明 Hg 是潜在的风险因子。从图 4 可以看出, 中、强度生态风险等级主要分布在人口密度大、交通便捷、种植规模大、种植年限长

的武山县鸳鸯、城关镇、洛门镇, 甘谷县磐安镇、六峰镇, 清水县红堡镇。

表 7 天水市蔬菜大棚土壤重金属潜在生态风险评价结果

元 素	潜在生态风险指数统计			潜在生态风险指数分布/%				
	最小值	最大值	平均值	轻微	中等	强	很强	极强
Ni	3.5	6.6	4.6	100.0	—	—	—	—
Cu	3.8	37.5	8.3	100.0	—	—	—	—
Zn	0.7	3.3	1.3	100.0	—	—	—	—
Cd	34.4	452.1	82.6	3.3	68.8	21.3	3.3	3.3
Pb	5.2	21.6	6.3	100.0	—	—	—	—
As	5.7	11.6	9.0	100.0	—	—	—	—
Hg	29.6	1322.1	177.1	3.3	36.9	31.1	14.8	13.9
RI	85.0	1439.1	289.1	23.7	46.8	19.7	9.8	—

2.3 天水市大棚蔬菜土壤重金属来源分析

土壤重金属主要受成土母质及地质活动等自然作用和人类活动的影响, 设施栽培过程受人类活动的强烈干预。为了更有效地监测、防控土壤重金属污染, 需要识别污染物来源。元素间的相关性能反映它们是否具有同源性, 高相关性元素可能具有相同的来源^[21]。为了确定天水市蔬菜大棚土壤中重金属的

来源,对数据做 K-S 检验(Z 为 0.494, P 为 0.862(大于 0.05),数据呈近似正态分布)的基础上对土壤重金属元素间的相关性进行分析,相关分析表明(表 8), Ni-Pb, Ni-As, Cd-Pb 之间具有显著的正相关性,说明

Ni, Pb, As 和 Cd, Pb 可能具有同源性。Ni, Cu, Zn, Cd, Hg 与其他元素间的相关系数均小于 0.3, 相关性较弱且不显著, 这些元素之间的联系和来源可以进一步通过主成分分析进行判别。



图 4 天水市蔬菜大棚土壤潜在生态风险等级空间分布特征

表 8 研究区土壤重金属间的相关系数

元素	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	As	Hg
Ni	1						
Cu	0.180	1					
Zn	0.239	0.200	1				
Cd	0.175	0.011	0.200	1			
Pb	0.401**	0.226	0.068	0.493**	1		
As	0.532**	-0.202	0.219	0.066	0.192	1	
Hg	0.163	0.071	0.258	0.078	-0.057	0.161	1

注: ** .在 0.01 水平(双侧)上显著相关。

借助 SPSS 软件首先对检测数据做 KMO 和 Bartlett 球形检验, KMO 为 0.53, Bartlett 为 173.119, $P < 0.05$, 说明该数据可以做主成分分析。选取特征值大于 1 的前 3 个主成分(表 9), 其累积方差贡献率为 80.73%, 可以保留 7 种重金属含量的大部分信息。Ni 和 As 在第 1 主成分上有较高载荷, 分别为 0.839, 0.864, 其平均含量均低于甘肃省土壤背景值, 表明这两种重金属主要受成土母质的影响, 可以判断第 1 主

成分为土壤母质源, 任晓辉等的研究也得出了相同的结论^[17]; Cu, Zn, Cd 和 Pb 在第 2 主成分上有较高的载荷, 大量施用复合肥会引发土壤中 Zn, Cd 和 Pb 的积累^[22], 同时污水灌溉也会带来 Cd 和 Pb 的风险^[12], 有机肥的施用引起土壤中 Zn 和 Cu 的富集^[23]。调查中了解到, 研究区大棚蔬菜主要用地下水灌溉, 可以排除污水灌溉源; 研究区大棚栽培施肥量大, 施肥次数多现象普遍, 菜农在栽培前施底肥以有机肥(鸡粪、猪粪)和氮磷钾复合肥为主, 各样点有机肥的施用量平均约 22.5~32.5 t/(hm²·a), 复合肥约 0.75~2.25 t/(hm²·a), 追肥以复合肥和水溶肥为主, 用量约 6.5~12.5 t/(hm²·a)。化肥本身含有较高的 Cd, Zn, Pb 等重金属, 长期密集施用化肥是造成大棚蔬菜 Cd, Cu, Zn 和 Pb 含量积累的重要原因, 因此可将第二主成分确定为肥料源。Hg 和 Cu 在第 3 主成分上有较高的载荷, 杀虫剂中含有 Hg 和 Cu^[13], 因此第三主成分为农药源。综上所述, 研究区土壤重金属富集主要是化肥、有机肥和农药的不合理使用引起的。

表 9 研究区土壤重金属主成分分析结果

项目	污染元素							特征值	方差/ %	累积方差/ %
	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	As	Hg			
主成分 1	0.839	-0.030	0.163	-0.360	0.350	0.864	0.059	2.155	32.78	32.78
主成分 2	0.180	0.741	0.751	0.825	0.754	0.013	-0.066	1.285	25.20	57.98
主成分 3	0.125	0.550	0.125	0.173	-0.153	0.149	0.810	1.193	22.39	80.73

3 讨论

王倩倩^[5]、张石棋^[11]的研究表明, 土壤重金属含

量高低与土壤质地、pH 值、活性有机质、氮磷及 Ca²⁺ 等盐离子有密切关联, 对于土壤理化性状与土壤重金属形态及含量间的关系在后续研究中将逐一开展。

此外,本研究对于重金属的来源的分析是结合已有研究和实地调研做出的可能性推断,并未对肥料和农药的成分进行测试分析,也未对肥料及农药中的各类重金属含量与土壤中重金属含量的关联性进行分析,今后还需进一步深入开展研究。与中、东部地区同类研究相比,天水市蔬菜大棚土壤重金属环境总体良好,污染比重低,污染程度轻,符合设施蔬菜土壤种植要求,但是随着栽培年限的增加,高复种、高化肥农药投入已经对土壤环境造成的潜在污染风险依然存在。因此,对于设施环境下土壤重金属污染需要长期关注并加以防控。

4 结论

(1) 天水市蔬菜大棚耕层土壤中 As, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb 和 Hg 这 7 种元素的平均含量均未超出《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618-2018)风险筛选值;但与甘肃省土壤背景值相比, Cu, Zn, Cd, Pb 和 Hg 积累普遍,分别是背景值的 1.9, 1.4, 3.1, 1.3, 5.2 倍。在垂直剖面上 Pb, Hg, Cu, Zn 和 Cd 这 5 种元素在土壤耕层发生累积。随着耕作年限的延长,除 Pb 外的其余 6 种元素含量随着耕作年限的增长而增加。果菜和叶菜土壤中, Hg 和 Cd 的富集较严重。

(2) 单因子污染指数除 Cd 有 6.99% 点位数的轻、中度污染, Cu 有 3.27% 点位数的轻度污染外,其余 5 种重金属均处于清洁水平。内梅罗综合污染指数平均值为 0.508, 90% 以上点位处于安全水平, 9.9% 的点位出现了轻度和中度污染, 污染点位出现在清水县红堡镇和武山县城关镇。

(3) 多金属潜在生态风险指数的平均值为 289, 潜在生态风险为轻微—中度等级, Hg 是最大的潜在风险因子。潜在生态风险强、极强的点位较为集中的分布与耕作年限高、人口密集的城镇和交通沿线。

(4) 7 种元素被识别出 3 个主成分。As, Ni 主要与成土母质有关, Cd, Cu, Zn 和 Pb 主要来源于化肥和有机肥, 农药引起土壤中 Hg 的积累, 同时也要注意重金属来源的复杂性。

[参 考 文 献]

[1] 郭玲娟, 史晋鹏, 韩会会, 等. 我国现代设施蔬菜产业建设要点及生产管理[J]. 上海蔬菜, 2019(6): 12-22.

[2] 中国农业年鉴编辑委员会. 2019 中国农业年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 2020: 51.

[3] 贾丽, 乔玉辉, 陈清, 等. 基于改进物元可拓模型评价设施菜地土壤重金属污染风险[J]. 农业资源与环境学报, 2020, 37(6): 960-969.

[4] 周鑫鑫. 设施农业肥料高投入对土壤环境次生盐渍化的影响研究[D]. 上海: 东华大学, 2013.

[5] 王倩倩. 天津典型设施菜地土壤—蔬菜中重金属分布特征及生态风险[D]. 天津: 天津师范大学, 2018.

[6] 白玲玉, 曾希柏, 李莲芳, 等. 不同农业利用方式对土壤重金属累积的影响及原因分析[J]. 中国农业科学, 2010, 43(1): 96-104.

[7] 黄霞, 李廷轩, 余海英. 典型设施栽培土壤重金属含量变化及其风险评价[J]. 植物营养与肥料学报, 2010, 16(4): 833-839.

[8] 蒋光月, 郭熙盛, 朱宏斌, 等. 合肥地区大棚土壤 7 种重金属相关环境质量评价[J]. 土壤通报, 2008, 39(5): 1230-1232.

[9] 邢立腾. 城乡交错区农田土壤中重金属垂直迁移特征及潜在生态风险评价[D]. 河南 开封: 河南大学, 2016.

[10] 李鹏. 县域尺度耕地土壤重金属的时空变异特征及污染源识别研究[D]. 浙江 杭州: 浙江大学, 2016.

[11] 张石棋. 北碚区菜地土壤重金属含量分析与环境质量评价[D]. 重庆: 西南大学, 2013.

[12] 孙硕, 李菊梅, 马义兵, 等. 河北省蔬菜大棚土壤及蔬菜中重金属累积分析[J]. 农业资源与环境学报, 2019, 36(2): 236-244.

[13] 陈玉鹏, 梁东丽, 刘中华, 等. 大棚蔬菜土壤重金属污染及其控制的研究进展与展望[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(1): 9-17.

[14] 刘苹, 杨力, 于淑芳, 等. 寿光市蔬菜大棚土壤重金属含量的环境质量评价[J]. 环境科学研究, 2008, 21(5): 66-71.

[15] 陈永, 黄标, 胡文友, 等. 设施蔬菜生产系统重金属积累特征及生态效应[J]. 土壤学报, 2013, 50(4): 693-702.

[16] 谢谦. 甘肃渭河流域蔬菜产销形势与发展策略[J]. 中国蔬菜, 2012(15): 11-13.

[17] 任晓辉, 高宗军, 安永会, 等. 张掖市甘州区北部土壤重金属污染特征及生态风险评价[J]. 干旱区资源与环境, 2020, 34(7): 163-169.

[18] 孙英, 周金龙, 曾妍妍, 等. 新疆于田县农田土壤重(类)金属污染及潜在生态风险评价[J]. 新疆农业科学, 2018, 55(12): 2271-2278.

[19] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 330-355.

[20] 吕建树, 张祖陆, 刘洋, 等. 日照市土壤重金属来源解析及环境风险评价[J]. 地理学报, 2012, 67(7): 971-984.

[21] 何海星, 于瑞莲, 胡恭任, 等. 厦门西港近岸沉积物重金属污染历史及源解析[J]. 中国环境科学, 2014, 34(4): 1045-1051.

[22] 何飞飞, 任涛, 杨君. 三元复混肥和鸡粪肥中重金属含量特征分析与评价[J]. 湖南农业大学学报(自然科学版), 2011, 37(6): 665-668.

[23] 何梦媛, 董同喜, 茹淑华, 等. 畜禽粪便有机肥中重金属在土壤剖面中积累迁移特征及生物有效性差异[J]. 环境科学, 2017, 38(4): 1576-1586.