植物营养与肥料学报 2014,20(5):1271-1279
Journal of Plant Nutrition and Fertilizer doi: 10.11674/zwyf.2014.0524

柴达木农田土壤 Cd 的积累及风险预测

肖 明[1,2], 杨文君[2], 张 泽[1], 吕 新[1*], 迟德钊[2]
(1 石河子大学农学院, 新疆石河子 832003; 2 青海省农林科学院, 青海西宁 810016)

摘要:【目的】土壤重金属空间结构特征是土壤环境质量评价及重金属污染评价的基础。本文用地质统计学方法研究了柴达木盆地原生地和耕种50年的农田土壤镉的空间分布特征,对土壤镉进行质量评价,同时分析了农业耕种对土壤镉积累的影响,调查统计了灌溉水、肥料、农药等农业源土壤镉的输入量,为农田镉积累的风险预测提供参考。**【方法】**以柴达木盆地诺木洪农场的一块原生地(从未耕种过的土地,可以认为无化肥污染)和一块耕种地(已种植了50年的农田)为研究对象,从原生地采集22个土壤样本,耕种地采集50个土壤样本进行镉含量的测定,同时检测灌溉水、农药、化肥中的镉含量,并进行每年农田输入量的统计。用 Excel 软件进行数据处理,反比权重法(IDW,Inverse Distance Weighting)插值,GIS9.3 进行空间分析和图像处理;以单项污染指数法评价土壤镉质量,评价模式为 $P_i = C_i/S_i$(P_i 为污染物镉的单项污染指数,C_i 为污染物镉的实测数据,S_i 为污染物的评价标准)。评价标准分别以农业部公布的行业标准《无公害食品 枸杞生产技术规程》(NY/T 5249-2004)和《绿色食品 枸杞》(NY/T1051-2006)产地环境标准要求下的《绿色食品 产地环境技术条件》(NY/T 391-2000)为依据。依据农业源土壤镉输入量,以土壤现状值为起点,以绿色食品标准限量值为终点,测算输入量积累突破两端差值的年限。**【结果】**原生地22个土壤样品的镉平均含量为0.30 mg/kg,是土壤背景值的两倍(0.14 mg/kg),达到无公害食品(0.60 mg/kg)和绿色食品(0.40 mg/kg)标准;种植50年农田的50个土壤样品的镉平均含量为0.43 mg/kg,是土壤背景值的3倍,达到无公害食品标准,但超过绿色食品标准。用于灌溉的河水的镉含量为0.0036 ng/kg。检测生产中使用的15种农药和7种肥料,其中的镉导致每年土壤镉增加3444 mg/hm^2。最严重的污染源是鸡粪,施入土壤后每年导致土壤镉增加2025 mg/hm^2,其次依次为复合肥(使土壤镉增加576 mg/hm^2),磷酸二铵(增加432 mg/hm^2),有机肥(增加360 mg/hm^2)。**【结论】**以小尺度空间分布和全量统计研究的诺木洪农场土壤镉含量这一单一指标衡量,可以看出诺木洪原生地土壤是清洁的,能够满足无公害、绿色食品的生产;但是研究选择的多年耕种田已经遭到重金属镉的污染,只能达到无公害食品标准,而达不到绿色食品标准。现行生产中的施肥措施是导致诺木洪土壤重金属镉污染的一个重要因素,其中鸡粪对镉污染的贡献最大,其次是复合肥、磷酸二铵和有机肥。如果继续现在这种耕种方式,以现有的原生地镉含量均值为0.30 mg/kg进行计算,76.3年后该土地镉含量将超过0.40 mg/kg的绿色标准上限。

关键词: 镉; 肥料; 柴达木; 土壤; 风险预测
中图分类号: X131.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1008-505X(2014)05-1271-09

Cadmium accumulation in soil and risk prediction in the Qaidam Basin

XIAO Ming[1,2], YANG Wen-jun[2], ZHANG Ze[1], LÜ Xin[1*], CHI De-zhao[2]
(*1 Agricultural College of Shihezi University, Shihezi, Xinjiang 832003, China;*
2 Qinghai Academy of Agricultural and Forestry Sciences, Xining, Qinghai 810016, China)

Abstract:【Objectives】Analysis of spatial distribution of heavy metals in soil is a foundation of evaluating soil environmental quality and heavy metal pollution. This study characterized and mapped the spatial distribution of total and available cadmium in original land (native soil that had never been farmed) and farmland (that had been cultivated for 50 years) soils in the Qaidam Basin using geostatistical methods. According to this, soil cadmium quality and impact of farming on the accumulation of cadmium in soil were evaluated. The primary agricultural

收稿日期: 2013-09-25 **接受日期:** 2014-07-17
基金项目: 农业部农产品质量安全风险评估实验室(西宁)项目(07B170303201300291)资助。
作者简介: 肖明(1971—),男,青海西宁人,博士研究生,副研究员,主要从事农产品质量安全研究。
Tel: 0971-5311177, E-mail: mhmdxiao@163.com。* 通信作者 Tel: 0993-2033352, E-mail: lxshz@126.com

sources of cadmium accumulation in soil were examined, including irrigation water, pesticides and fertilizers, and risk of cadmium accumulation in soils was predicted. 【**Methods**】In study fields, original land and farmland were selected at the Nuomuhong farm in Qaidam Basin. The original land site has never been cultivated and thus can be considered to be free from fertilizer pollution. The farmland is irrigated and has been cultivated for 50 years. 22 soil samples from original land and 50 soil samples from farmland were collected, and soil cadmium contents were analyzed. Irrigation water, pesticides and fertilizers which are the primary agricultural sources of cadmium accumulation in soil were also examined. Excel was used for data statistics, and inverse distance weighting (IDW) interpolation was used in the spatial analysis. ArcGIS (9.3) software was used for image processing. We evaluated the soil cadmium quality using a single pollutant index method, $Pi = Ci/Si$ (Pi stands for the index of the single pollutant Cadmium, Ci denotes the test data, and Si is the evaluation standard). The evaluation standards conform to the 'Pollution-Free Food Medlar Production Technology Regulations' (NY/T 5249-2004) and the 'Green Food Original Place Environmental Technology Condition' (NY/T 391-2000), which are based on the original environmental standards issued by the National Ministry of Agriculture. Risk prediction of cadmium accumulation in soil due to agriculture: First, we calculated the statistical sum of all cadmium carried via irrigation water, pesticides and fertilizers, and then calculated the annual soil cadmium concentration. Second, we calculated the difference between the original land soil cadmium concentration and the standard, and calculated the time at which the agricultural cadmium accumulation would reach this difference. 【**Results**】In the original land soils, the mean cadmium content is 0.30 mg/kg, which is about twice of the background level (0.14 mg/kg), and meet the related values in both the pollution-free food standard (0.60 mg/kg) and the green food standard (0.40 mg/kg). In the farmland soils, the mean cadmium content is 0.43 mg/kg, about three times of the background level, and is lower than the pollution-free food standard, but higher than the green food standard. The cadmium content in irrigation water from river is 0.0036 ng/kg. Fifteen kinds of pesticides, fungicides, herbicides and plant hormones are detected. Seven kinds of fertilizers are analyzed. The most serious source of pollution is chicken manure, which contributes 2025 mg/ha per year, followed by compound fertilizer (576 mg/ha per year), diammonium phosphate (DAP) (432 mg/ha per year), and organic fertilizer (360 mg/ha per year). 【**Conclusions**】A cadmium index was used to examine the small-scale distribution of cadmium pollution in Nuomuhong farm soils and to calculate statistics. The results indicate that the original land soils at the Nuomuhong farm meet the Pollution-Free Standard and the Green Food Standard. However, in land that has been farmed for more than 50 years, cadmium has accumulated. This land still meets the Pollution-Free Standard, but does not meet the Green Food Standard. Fertilization is an important source of cadmium accumulation in the Nuomuhong farm soils. Among the fertilizers used, chicken manure is the dominant contributor, followed by compound fertilizer, DAP, and organic fertilizer. If agricultural practices at the Nuomuhong farm do not change, the cadmium content in original land will exceed the green food standard's upper limit of 0.40 mg/kg after 76.3 years.

Key words: cadmium; fertilizer; Qaidam Basin; soil; risk prediction

土壤是农作物生长的基础,在诸多土壤环境质量指标中,由于土壤重金属污染具有潜伏性、长期性、不可逆性以及较强的毒害性和非生物降解性,成为优质农产品安全生产需要首先考虑的制约因素,同时也是当前土壤生态保持、资源环境保护、农产品质量安全等领域共同关注的热点。镉(Cd)在土壤中以水溶性和非水溶性两种形式存在。非水溶性Cd主要为CdS、$CdCO_3$及胶体吸附态Cd等。其中,Cd在旱地土壤中以$CdCO_3$、$Cd_3(PO_4)_2$和$Cd(OH)_2$的形态存在,并以$CdCO_3$为主,尤其是在pH值大于7的石灰性土壤中更是以$CdCO_3$居多[1]。农业土壤中Cd的主要输入途径是肥料和农药、污水灌溉、固体废弃物以及大气沉降[2-5]。不同农耕土地利用类型由于集约利用程度以及化肥、农药使用量的差异,可对土壤重金属累积和分布产生影响[6]。师荣光等[7]观察到天津市土壤Cd含量均值远高于背景值水平,呈现明显的积累趋势;谢小进等[8]提出在黄浦江中上游地区,Cd含量的累积与农业生产过程

中农药、化肥的使用等非点源因素有较大的关系。土壤重金属空间结构特征的分析,是土壤环境质量评价及重金属污染评价的基础[9]。王登启等[10]在寿光市设施蔬菜地土壤重金属的时空分布特征研究的基础上,对土壤重金属进行了累积效应、污染风险、潜在生态风险的评价;黄霞等[11]依据温室蔬菜产地环境质量评价标准,选取单项污染指数法和尼梅罗综合指数法对山东寿光温室蔬菜土壤的重金属污染状况进行了环境质量评价,提出山东寿光设施土壤耕层主要受到了重金属 Cd 的污染,其富集问题需要引起高度重视;王改玲等[12]在肥料长期定点施用研究的基础上,提出肥料施用时应注意肥料中重金属含量,合理选择,以免引起对土壤环境的污染。

柴达木盆地地处青藏高原,位于青海省西北部,由昆仑山、祁连山、阿尔金山环绕,介于东经 90°16′～99°16′、北纬 35°00′～39°20′之间,为我国四大盆地之一,也是我国海拔最高的高原型盆地。盆地大部分地区太阳辐射强度大,日照时间长,辐射量大,全年日照时数在 2250 ～ 3603h 之间。盆地自上世纪 50 年代开始垦荒种植,引用源于周围山系的河水灌溉,形成绿洲农业。上世纪 90 年代以来,为了治理荒漠,保护生态环境,当地政府结合三北防护林工程、退耕还林工程和防沙治沙工程,力推以枸杞为主要树种的生态林建设工程,取得了很好的生态改良效果。由于独特的高原盆地气候、极佳的纬度、适宜的沙壤质碱性土壤,柴达木枸杞产品籽粒大,黄酮、多糖等活性成分含量高[13],以及污染少等特点引起了市场重视,同时由于单位面积产量高,经济效益好,极大地激发了农户和当地政府对枸杞种植的积极性。柴达木垦区原来的以小麦、油菜、青稞等作物为主的粮油种植结构逐渐调整为以枸杞种植为主的生态、经济共同发展的种植结构,枸杞种植产业已经由地区特色产业发展成为了地区优势产业,实现了生态效益和经济效益的双赢。如今,全柴达木盆地枸杞种植面积已近 2 万公顷,成为中国出口有机枸杞的重要基地[13],其中核心种植地带诺木洪农场及邻近地区约 0.8 万公顷耕地几乎都发展为枸杞种植,周边荒地也逐步被开发为枸杞经济林,规模效应亦在该地区得到充分显现。

为了更好地维护和保障枸杞种植这一地区优势产业的可持续发展,当地政府提出了发展绿色枸杞、有机枸杞的产业目标。在这一目标要求下,资源环境条件是否达到要求,以及保护性利用资源环境,是实现这一目标的先决条件。在众多的资源环境因素中,土壤重金属由于其客观决定性强,污染容易、改造难等特点[14],成为众多因素中的重中之重,也是各地区发展林果经济重要的检测内容[15-17],所以在此方面开展基础性研究有非常重要的意义。柴达木地区地处偏远,历史上其垦区农业对地区环境影响研究较少,针对种植区土壤环境质量的重金属因素以及其污染途径的研究尚未见报道,本文选择重金属 Cd 进行这方面的初步研究。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

诺木洪河发源于柴达木盆地南部山区,全长 123 km。20 世纪 50 年代开始,在流域中下游引河水灌溉,形成绿洲农业。诺木洪地区年降水量 42.7 mm,远不能满足当地农作物及草本、木本植物生长的需要;光照充足,当地的年平均气温为 3.8℃～6.1℃。土壤 pH 值一般为 8 左右,属于偏碱性土壤[18],质地为沙壤,土壤贫瘠,生产中施肥量大。

2010 年,本研究选择开垦种植 50 年的生产田块为调查对象,另选新原生地为对照。种植田块面积为 510 m×660 m,原生地面积 400 m×330 m,均为水浇地。种植田块耕作历史约 50 年,历史上约 40 年种植麦类,5 年种植蔬菜和豌豆,5 年前开始种植枸杞至今;新原生地种植枸杞,在首次施肥前采集土样以确保没有受到肥料污染。

1.2　样品采集

1.2.1 土壤样品的采集　在了解采样田块耕作历史的基础上,在施肥前 30 d,选择栽培田块,避免洼地、凸地和施肥点,避开受人为干扰明显或土壤侵蚀严重而缺乏代表性的地点。采用网格法(100 m×50 m 的间隔)进行采样,以每个间隔点为中心,3 m 半径范围内随机选 5 个点,每个点取 20×20×20 cm 的土壤正方体,混合均匀后用四分法取 1 kg 样作为该点的混合土样,带回室内进行分析。为防止样品污染,在采样、样品保存和样品处理过程中,避免与金属器皿直接接触。种植田采集 50 个样点;原生地采集 22 个样点。采集的土壤样品先挑出其中的石块、草根及其它植物残体,自然风干,磨细,过 0.15 mm 孔径筛备用。

1.2.2 灌溉水样的采集　研究区农田灌溉水来源于诺木洪河,在 2010 年 4 月、6 月、8 月、10 月委托诺木洪水利部门取河水样品,进行 Cd 含量的检测。

1.2.3 农药、肥料样的采集　调查诺木洪枸杞田一

年生产中使用的农药和肥料的种类以及施用次数，随生产过程采集农药、肥料样品。各样采集3～5个点，混合均匀，保存于样品瓶或样品袋中，带回实验室。其中有机肥和鸡粪为春季一次性施用，在施用时采集。

1.2.4 枸杞样品的采集　按农业部行业标准《绿色食品 枸杞 NY/T 1051-2006》[19]的方法采集各生产田块的枸杞干果样品。

1.3 测定项目和方法

土壤、农药、肥料和枸杞干果中Cd含量的测定采用ICP电感耦合等离子体发射光谱仪法。用7 mL(优级纯)浓硝酸+2 mL(优级纯)过氧化氢+2 mL(优级纯)氢氟酸在MILESTONE微波消解仪中消解。Cd标准贮备液(1 mg/mL)购自国家标准物质中心。标准曲线采用0、0.5、1 mg/L 3个浓度梯度。

灌溉水中Cd含量的测定用石墨炉原子吸收光谱法。主要仪器为TAS-986原子吸收分光光度计。标准曲线的配置：用Cd标准贮备液(1 mg/mL)连续两次100倍稀释配制成100 ng/mL溶液；准确吸取100 ng/mL标准溶液于50 mL比色管中，配置成Cd浓度为0，0.10，0.20，0.30，0.40，0.50 ng/mL的标准溶液。

1.4 土壤Cd含量统计及GIS空间分析

试验数据采用Excel软件进行统计，反比权重法(IDW，Inverse Distance Weighting)插值，GIS9.3进行空间分析和图像处理。

1.5 评价标准与方法

土壤Cd质量评价采用不同标准单项污染指数法。评价按两个级别标准，分别依据农业部公布的行业标准《无公害食品枸杞生产技术规程》(NY/T 5249-2004)[20]和《绿色食品枸杞》(NY/T1051-2006)[19]产地环境标准要求下的《绿色食品产地环境技术条件》(NY/T 391-2000)[21](表1)。评价模式为$P_i = C_i/S_i$(P_i为污染物Cd的单项污染指数，C_i为污染物Cd的实测数据，S_i为污染物的评价标准)。

灌溉水质量评价　以《农田灌溉水质标准》(GB 5084-92)[22]中0.005 mg/L限量值判断灌溉水的Cd质量。

表1 有关枸杞质量的土壤Cd的相关标准(mg/kg)

Table 1 The standard about wolfberry quality related to soil Cd

标准 Standard	土壤pH值 Soil pH		
	<6.5	6.5～7.5	>7.5
无公害食品标准 Pollution-free Food Standard[23]	0.30	0.30	0.60
绿色食品标准 Green Food Standard	0.30	0.30	0.40

2 结果与分析

2.1 土壤Cd含量统计、空间分析及质量现状评价

2.1.1 土壤Cd含量统计　对原生地22个样点，多年种植地50个样点的表层土壤重金属含量的测定结果进行统计，结果如表2所示。原生地Cd含量为0.14～0.42 mg/kg，平均值0.3 mg/kg，标准差0.08，最大值是最小值的3倍；种植地Cd含量为0.19～1.23 mg/kg，平均值0.43 mg/kg，标准差0.15，最大值是最小值的6.5倍。两块地Cd含量是全省背景值[24]的2～3倍，考虑到全省72×10^4 km^2，背景值只有115采样点，省内各地区地质地貌差异大，所以背景值只做参考。

2.1.2 土壤Cd的空间分布特征　采用反比权重法(Inverse Distance Weighting，IDW)插值分析，分别制出空间分布图。从分布图(图1、图2)可以看出，原生地土壤Cd含量区间较窄，空间分布相对一致，且含量较低，离散度较小。多年种植地土壤Cd含量平均值相对原生地增加，空间变异区间变大，分布不均匀程度增加，形成这样的结果其影响因素为：

1)外源Cd的施入和积累的影响　就两种农田土壤的平均值来看，多年种植地表层土壤Cd含量比原生地增加43%，而且最小值和最大值均有增加，说明存在外源Cd的输入。以农业生产输入Cd的统计来看，诺木洪多年种植地土壤Cd均值增加与肥料的大量使用有着密切的关系。

表 2　土壤重金属 Cd 全量描述性统计结果

Table 2　Statistical results and the pollution index by different standards related to soil Cd

地块 Testing ground	最小值 Min (mg/kg)	最大值 Max (mg/kg)	平均值 Mean (mg/kg)	标准差 SD	变异系数 CV (%)	污染指数 Pollution Index	
						无公害标准 PFFS	绿色标准 GFS
原生地 Original land	0.14	0.42	0.30	0.08	25.49	0.50	0.75
多年地 Farm land	0.19	1.23	0.43	0.15	35.09	0.71	1.06
背景值 Background values	0.07	0.26	0.14	0.03	29.46		

注(Note):PFFS—Pollution-free food standard;GFS—Green food standard.

2)肥料穴施的结果与多年种植地 Cd 分布不均匀程度增加的检测结果相一致　枸杞田肥料的施用方法是穴施,田间植株密度为 3 m^2 1 株,即每次在 3 m^2 内只选择不到 0.1 m^2 的面积施肥,穴施导致田间施肥不均匀,所以肥料所携带的 Cd 的分布也不均匀,同时枸杞为多年生灌木,自枸杞苗定植后,田间土壤就没有比较深的翻耕,只在行间除草时有 4~6 cm 的浅耕,田间土壤交换不大,存在的 Cd 含量差异没有被均匀化。

3)多年种植地存在其他外源物污染　从图 2 还可以看出,多年种植地土壤 Cd 含量最高值 1.23 mg/kg 是一个严重超标量值(2 次 3 个重复检测结果一致,排除分析过程中的污染),这个点脱离整体分布程度很大,图 1 显示,原生地没有检测到类似的超量样。对这个严重超标样点进行分析,其不是土壤固有的特性;所检测施入的肥料、农药,其中鸡粪的 Cd 含量最高,但也小于这个值,可以排除最大值样点是由农药、肥料造成的可能性。所以多年种植地存在其他外源物污染。

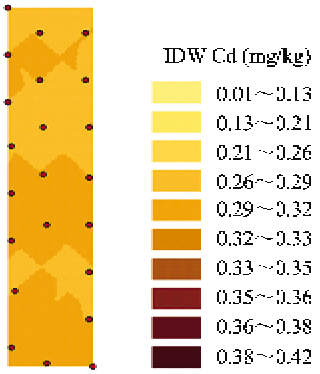

图 1　原生地 Cd 的土壤含量及分布

Fig.1　Cd spatial distribution of original land

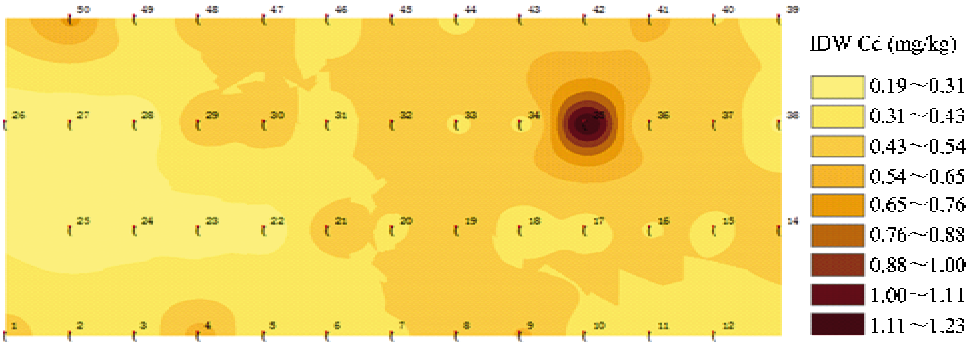

图 2　多年种植地 Cd 的土壤含量及空间分布

Fig.2　Cd spatial distribution of farm land

2.1.3 土壤 Cd 质量单项污染指数评价　分别以无公害食品标准、绿色食品标准为依据,分析原生地、多年种植地两个研究区样点表层土壤 Cd 的单因子污染指数值。在无公害食品标准条件下,Cd 污染指

数原生地为0.50,多年种植地为0.71,两者都小于1,所以就Cd而言,产地环境质量达到无公害标准;在绿色食品标准的条件下,原生地Cd污染指数为0.75,小于1,说明达到绿色食品标准,多年种植地Cd污染指数为1.06,说明土壤存在污染,达不到绿色食品标准(见表2)。

2.2 农业生产影响下每年土壤Cd输入输出量的统计

对现行农艺措施中灌溉水、农药、肥料Cd的携带量进行检测,并对全年使用量进行统计,计算出灌溉水、农药、肥料对带入农田Cd的量及其积累量,并计算各自的贡献率,检测枸杞干果Cd的输出量。

2.2.1 灌溉水Cd的输入量　研究区的灌溉用水都是来自于诺木洪河的地上水,分期采样检测诺木洪河水Cd的含量,检测值在$1.1\times10^{-6}\sim6.2\times10^{-6}$ mg/L之间(表3),远低于《农田灌溉水质标准》(GB 5084-92)中0.005 mg/L限量值。考虑到诺木洪河上游除了一个水库和水文站外,再没有其它人迹活动及工矿业,不存在沿河工业排放污染。按每年7次,每次约4500 m^3/hm^2灌水量,Cd平均含3.6×10^{-6}mg/L计算,每年随灌溉水土壤Cd施入量为113.40 mg/hm^2。

表3 灌溉水重金属Cd含量(mg/L)

Table 3 Irrigation water Cd content

取样时间 Sampling time	测定值 Measured value
4月 Apr.	1.7 E-6
6月 Jun	6.2 E-6
8月 Aug.	1.1 E-6
10月 Oct.	5.5 E-6
平均值 Mean	3.6 E-6

2.2.2 农药、肥料Cd的输入　以代表性农艺措施为研究对象,在一年的生产中,共有22种农药、肥料在全年中不同次数使用,统计所有田间施入的农药、肥料的用量和使用次数,检测每种施入农药、肥料的Cd含量,以此计算出单个农药、肥料的年施入总量和全部农药、肥料的年施入总量。

从表4可以看出,在检测的22种农药、肥料中,有18种携带有Cd,携带率达到82%。携带浓度最高的有鸡粪(0.75 mg/kg)、已唑醇(0.65 mg/kg)、氰戊·马拉松(0.60 mg/kg),其携带浓度达到或超过无公害标准的上限;其余农药、肥料携带浓度均远低于绿色标准。统计所有农药、肥料携带Cd的总和,一年每公顷有3443.62 mg的Cd施入到农田土壤中。

在每年3444 mg/hm^2 Cd的输入量中,鸡粪的贡献率达到了59%,其次是复合肥、磷酸二铵和有机肥,这4种肥料所携带的Cd占整个农药、肥料携带量的98%,而所有农药携带量不及1%(图3)。

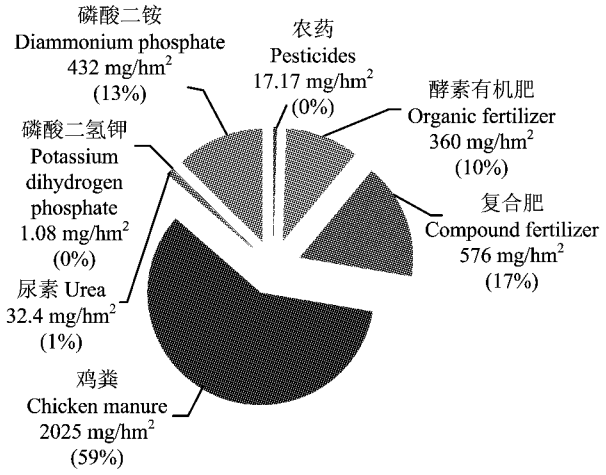

图3 农药、肥料输入土壤Cd的年增加量及贡献率

Fig. 3 Soil Cd input contribution rates of pesticides and fertilizers

2.2.3 枸杞干果输出的Cd　诺木洪农场枸杞干果共检测15个样点,重金属Cd检测最高值为0.057 mg/kg,最低值为0.021 mg/kg,平均值为0.034 mg/kg,这与索有瑞等[13]的检测值(0.04 mg/kg)基本一致。以平均产量4500 kg/hm^2计算,每年枸杞干果输出的Cd含量为153.00 mg/hm^2。

2.2.4 每年土壤Cd含量变化计算　计算公式$Z_i=X_i/Y_i$,式中:Z_i为每年土壤Cd含量增加值;X_i为每公顷20 cm表层土壤Cd输入量;Y_i为每公顷20 cm表层土壤总质量。

$$X_i=3443.62\ mg/hm^2+113.40\ mg/hm^2-153.00\ mg/hm^2=3404\ mg/hm^2$$

$$Y_i=20\ cm\times1\ hm^2\times1.3\ g/cm^3$$

$$Z_i=(3404\ mg/hm^2)/(20\ cm\times1\ hm^2\times1.3\ g/cm^3)$$

$$Z_i=0.00131\ mg/kg$$

2.3 土壤Cd积累的预测

根据单项污染指数评价模式,当指数等于1时,

表 4　农药、肥料使用记录及 Cd 检测、统计

Table 4　Pesticides, fertilizer using records and Cd detection and statistics

项目 Item	通用名 Common name	年施入量 Annual input [mg/(hm^2 · a)]
农药 Pesticides	己唑醇 Hexaconazole	2.34
	阿维菌素·啶虫脒 The avermectin · acetamiprid	0.07
	啶虫脒 Acetamiprid	0.02
	吡虫啉 Imidacloprid	0.04
	赤霉素 Gibberellin	0.06
	毒死蜱 Chlorpyrifos	0.45
	百草枯 Paraquat	3.96
	阿维·哒螨灵 Avi · Pyridaben	0
	氰戊·马拉松 Cyanide of amyl · a marathon	9.18
	草甘膦 Glyphosate	0
	晴菌唑 Clear bacteriayl	0.01
	氟乐灵 Trifluralin	0
	双甲脒 Amitraz	0.02
	甲维·丙溴磷 Emamectin · Profenofos	0.45
	草甘膦异丙胺盐 Glyphosate isopropylamine salt	0.54
肥料 Fertilizer	四季叶面肥 Four seasons foliar	0
	酵素有机肥 Organic Fertilizer	360
	复合肥 Compound fertilizer	576
	鸡粪 Chicken manure	2025
	尿素 Urea	32.4
	磷酸二氢钾 Potassium dihydrogen phosphate	1.08
	磷酸二铵 Diammonium phosphate	432

污染达到标准突破临界点,同时也是标准的限量值,绿色食品标准下土壤 Cd 的限量值为 0.40 mg/kg。以土壤现状值为起点,以绿色食品标准限量值为终点,以两端差值除以年施入量,以此测算出污染突破标准值年限。

其中,S_i 为土壤 Cd 含量绿色标准限量值 0.40 mg/kg,D_i 为耕地土壤现有值 0.30 mg/kg,Z_i 为每年土壤 Cd 含量增加值 0.00131 mg/kg,T_i 为在 Z_i 值积累影响下 20 cm 表层土壤 Cd 含量由 D_i 值达到 S_i 值的年限。

$$T_i = (S_i - D_i)/Z_i$$

$$T_i = (0.40\ \text{mg/kg} - 0.30\ \text{mg/kg})/0.00131\ \text{mg/kg}$$

$$T_i = 76.3\ \text{y}$$

3　讨论

1)柴达木盆地诺木洪农场原生地表层土壤 Cd 含量在土壤背景值的 100%～300% 之间,处在一个相对窄,且均匀的分布状态,没有超标样点,平均值低于无公害标准和绿色标准限值,说明柴达木盆地诺木洪农场原生土壤 Cd 质量清洁,含量达到安全的水平;50 年耕种地表层土壤 Cd 含量处在土壤背景值的 135.7%～878.6% 之间,分布明显比原生地变宽,整体绝对值增加,并出现超标样点,平均值低于无公害标准但高于绿色标准限值,说明经过多年耕种,土壤 Cd 存在输入和积累。

2)该地区主要灌溉水源诺木洪河水 Cd 检测值极低,说明灌溉不是农田土壤 Cd 的主要输入路径。

在枸杞种植业中,每年因农业生产土壤 Cd 净输入量为 3404 mg/hm^2,导致土壤含量增加 0.00131 mg/kg,如果以这个值持续多年积累,就会导致多年耕种土壤 Cd 明显增加,这与多年的检测结果相一致。在所有农业途径输入中,农药携带量不到 1%,99%是由肥料携带的,可以看出农艺措施中施肥是农田 Cd 的主要输入途径,这与前人研究的肥料是土壤 Cd 污染途径相一致。

3)诺木洪农场土壤 pH 值一般都在 8 左右,属于偏碱性土壤,Cd 主要以非水溶性的 $CdCO_3$ 为主。由于土壤对 Cd 的吸附能力很强,在碱性条件下,交换吸附态的 Cd 则很难被溶出[1]。诺木洪农场枸杞田施肥时全部是穴施,穴施深度 0 ~ 20 cm,所以可以认为输入土壤的 Cd 全部停留在表层 20 cm 土壤中。以土壤容重 1.3 g/cm^3 计算,每年土壤 Cd 含量增加大约 0.00131 mg/kg。如果继续这种耕作方式,在不考虑 Cd 流失的情况下,以现在原生地含量均值 0.3 mg/kg 计算,76.3 年后该土地 Cd 含量将突破 0.4 mg/kg 的绿色标准上限。

4 结论

诺木洪地区的灌溉用水 Cd 含量检测值极低,达到国家标准。现行生产中的施肥措施是诺木洪土壤受到重金属 Cd 污染的一个重要途径,其中鸡粪的贡献率最大,其次是复合肥、磷酸二铵和有机肥。

以小尺度空间分布和全量统计研究诺木洪土壤重金属 Cd 这单一指标,可以看出诺木洪原生土壤是清洁的,能够满足无公害、绿色食品的生产;但是有的多年生产田已经遭到重金属 Cd 的污染,只能达到无公害食品标准,而达不到绿色食品标准。

诺木洪农场原生土壤是清洁的,能够满足绿色食品种植要求,但如果继续现在这种高肥料投入的种植模式,一块新开垦的原生地,在 76 年后土壤 Cd 含量有可能突破现行绿色食品生产土壤标准的上限。

参 考 文 献:

[1] 苑静. 土壤中主要重金属污染物的迁移转化及修复[J]. 辽宁师专学报, 2006, 12(6): 19-20.
Yuan J. Transfer of major heavy metal pollutants in soil and remediation[J]. Journal of Liaoning Teachers College, 2006, 12(6): 19-20.

[2] 王慎强,Oda H, Kawasaki A, 等. 肥料 Cd 的植物效应以及在土壤中的累积[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(2): 206.
Wang S Q, Oda H, Kawasaki A *et al*. Fertilizer Cd crop effect and accumulation in soil[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2005, 24 (2): 206.

[3] 韩晋仙, 马建华, 魏林衡. 污灌对潮土重金属含量及分布的影响—以开封市化肥河污灌区为例[J]. 土壤, 2006, 38(3): 292-297.
Han J X, Ma J H, Wei L H. Sewage irrigation effect on alluvial soil heavy metal contents and distribution-take the Huafei river of Kaifeng sewage irrigation as sample[J]. Soils, 2006, 38(3): 292-297.

[4] 刘荣乐, 李书田, 王秀斌, 等. 我国商品有机肥料和有机废弃物中重金属的含量状况与分析[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(2): 392-397.
Liu R L, Li S T, Wang X B *et al*. Heavy metal content status in commercial organic fertilizer and organic waste and analysis[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2005, 24(2): 392-397.

[5] 张乃明. 大气沉降对土壤重金属累积的影响[J]. 土壤与环境, 2001, 10(2): 91-93.
Zhang N M. Atomospheric deposition effect on soil heavy metal accumulation[J]. Soil Environ Science, 2001,10(2): 91-93.

[6] 周生路, 廖富强, 吴绍华, 等. 基于分等样地的江苏典型区农用地土壤重金属污染研究[J]. 农业工程学报, 2008, 24(5): 78-83.
Zhou S L, Liao F Q, Wu S H *et al*. Farmland soil heavy metal pollution in typical areas of Jiangsu Province based on classification sample plots [J]. Transaction Chinese Society Agricultural Engineering, 2008, 24(5): 78-83.

[7] 师荣光, 周启星, 刘凤枝, 等. 天津郊区土壤-蔬菜系统中 Cd 的积累特征及污染风险[J]. 中国环境科学, 2008, 28(7): 634-639.
Shi R G, Zhou Q X, Liu F Z *et al*. Cadmium accumulation and pollution risks to human health based on Monte-Carlo model of soil and vegetable using vegetable field in Tianjin suburbs as example [J]. China Environment Science, 2008, 28(7): 634-639.

[8] 谢小进, 康建成, 闫国东, 等. 黄浦江中上游地区农用土壤重金属含量特征分析[J]. 中国环境科学, 2010, 30(8): 1110-1117.
Xie X J, Kang J C, Yan G D *et al*. Heavy metal contents analysis in farm land soil in middle and upper reaches of Huangpu rivers [J]. China Environ. Sci., 2010, 30(8): 1110-1117.

[9] 白由路, 李保国, 胡克林. 黄淮海平原土壤盐分及其组成的空间变异特征研究[J]. 土壤肥料, 1999, (3): 22-26.
Bai Y L, Li B G, Hu K L. Spatial variation of soil salt and its composition in Huanghuaihai plain[J]. Soil and Fertilizers, 1999, (3): 22-26.

[10] 王登启. 设施菜地土壤重金属的分布特征与生态风险评价研究[D]. 山东: 山东农业大学博士学位论文, 2008.
Wang D Q. Distribution and risk evaluation of heavy metals in green house vegetable soils [D]. Shandong: PhD dissertation of Shandong Agricultural University, 2008.

[11 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, 24(3): 833-839.

Huang X, Li T X, Yu H Y. Risk assessments of content of heavy metals in typical greenhouse soils [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2010, 24(3): 833-839.

[12] 王改玲,李立科,郝明德,张萌. 长期定位施肥对土壤重金属含量的影响及环境评价[J]. 水土保持学报,2010,6 (24-3): 60-63.
Wu G l, Li L K, Hao M D, Zhang M. Effects of long-term fertilization on heavy-metal contents of soil and environmental quality evaluation[J]. Journal Soil Water Conservation, 2010. 6 (24-3): 60-63.

[13] 索有瑞,鲁长征,李刚. 青海生态经济林浆果资源与开发[M]. 北京:中国林业出版社,2012.
Suo Y R, Lu C Z, Li G. Qinghai ecological forest berries resources and development [M]. Beijing: China Forestry Press, 2012.

[14] 张林森,梁俊,武春林,等. 陕西苹果园土壤重金属含量水平及其评价[J]. 果树学报,2004,21(2): 103-105.

[15] Peryea F J. Heavy metal contamination in deciduous tree fruit orchards: implications for mineral nutrient management [J]. Acta Horticulturae, 2001, 564: 31-39.

[16] 冯建国,陶训,于毅,张安盛. 苹果园的污染和病虫无公害防治技术研究[J]. 中国果树,2002,(1): 24-26.
Feng J M, Tao X, Yu Y, Zhang A S. Pollution and pollution-free apple orchard pest control techniques [J]. China Fruit, 2002,(1): 24-26.

[17] 冯明祥,王佩圣,王继青,姜瑞德. 青岛郊区果园土壤重金属和农药污染研究[J]. 中国果树,2002,(2): 9-13.
Feng M X, Wang P S, Wang J Q, Jiang R D. Orchard soil heavy metals and pesticide pollution research in Qingdao suburb [J]. China Fruit, 2002,(2): 9-13.

[18] 王启基,王文颖,王发刚,李晓明,等. 柴达木盆地弃耕地成因及其土壤盐渍地球化学特征[J]. 土壤学报,2004,41 (11): 44-49.
Wang Q J, Wang W Y, Wang F G, Li X M *etal*. Forming factors and saline-geochemical features of abandoned farmland in Qaidam basin[J]. Acta Pedologica Sinica, 2004, 41(11): 44-49.

[19] NY/T 1051-2006, 绿色食品枸杞 [S].
NY/T 1051-2006, Green food medlar [S].

[20] NY/T 5249-2004, 无公害食品枸杞生产技术规程[S].
NY/T 5249-2004, The pollution-free food medlar production technical regulation [S].

[21] NY/T 391-2000, 绿色食品产地环境技术条件[S].
NY/T 391-2000, Green food producing environmental and technical conditions [S].

[22] GB 5084-1992, 农田灌溉水质标准[S].
GB 5084-1992, Standards for irrigation water quality [S].

[23] GB15618-1995, 土壤环境质量标准[S].
GB15618-1995, Soil Environmental quality standards[S].

[24] 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. 87-256.
China National Environmental Monitoring Center. China soil elements background value[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990. 87-256.