

恩施菜地土壤重金属污染的生态风险评价和来源分析

黄金, 廖照江, 杨磊

(三峡大学化学与生命科学学院, 湖北宜昌 443002)

摘要:采集恩施4片不同区域菜地108份土样,用电感耦合等离子体质谱仪检测样品中的Cu、Zn、Ni、Cr、Pb、Cd、As、Mn、Co、Ba、V、Ti、Bi、Hg等14种重金属含量,利用单因子指数法、多因子综合评价法以及Hakanson生态风险指数法评价所调查菜地的重金属综合污染效应和生态风险。结果表明,所调查区域菜地土壤污染是以重金属Cd、Mn和Cu为主的复合污染,其中有2片菜地处于较强的生态风险等级。对14种元素进行了相关性研究和来源性分析,结果表明,Mn、As和Co来源于土壤母质本身,其余重金属污染主要原因是矿产资源开发和资源产品的使用。

关键词:恩施菜地; 重金属污染; 生态风险; 来源分析

中图分类号: X825

文献标识码: A

文章编号: 1004-874X(2013)03-0142-05

Ecological risk assessment and source analysis on heavy metals of vegetable fields of Enshi

HUANG Jin, LIAO Zhao-jiang, YANG Lei

(College of Chemistry and Life Sciences, China Three Gorges University, Yichang 443002, China)

Abstract: In this research, we collected 108 soil samples from four different vegetable fields in Enshi City. The contents of fourteen heavy metal elements including Cu, Zn, Ni, Cr, Pb, Cd, As, Mn, Co, Ba, V, Ti, Bi and Hg were detected by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). The compositive pollution effects and ecological risk in the four vegetable fields of the heavy metals were evaluated through the single factor index method, the Nemero synthesis index evaluation method and the Hakanson ecological risk index method. The results showed that the pollution of the vegetable fields in the survey region were attributed to a multi-metals pollution by the Cd, Mn and Cu. The vegetable fields in Enshi City have been polluted by heavy metals based on the results of the analysis of the single factor index method and the Nemero synthesis index evaluation method. The Hakanson ecological risk index method pointed out that Enshi City was in considerable level potential ecological risk. The pertinence and source of 14 metal elements have been researched and analysed. There were different sources to 14 metal elements in soils, Mn, Co and As were predominantly derived from parent materials, and others were affected by the exploitation of the minerals and the employment of resource product.

Key words: vegetable fields of Enshi; heavy metals pollution; ecological risk; source analysis

恩施是以硒矿和有色金属为主的资源型城市^[1]。资源开发推动了恩施的城市发展和经济增长,同时也给恩施的环境造成污染,尤其是重金属污染^[2-3]。土壤重金属直接关系到农产品质量、人体健康和生态安全^[4-6]。因此,我们对恩施有代表性区域的菜地土壤重金属含量、污染特征及可能来源进行研究,并进行相关的重金属污染评价和潜在生态风险评价,以期与当地土壤重金属污染治理和农产品安全保障提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

采集4片不同硒含量的菜地表土样品(0~20 cm)。每个样品以多点(10~15个点)采样方式采集后混合,再用四分法对多点采集后的土壤样品进行缩分成1 kg,形成108份样品。

样品自然风干并除去杂物,研磨后过149 μm筛,准确称量0.02 g,加入0.5 mL硝酸(国标GB/T17138-17141-1997)和1 mL氢氟酸(国标GB/T17138-17141-1997),置于内衬有聚四氟乙烯的压力消解罐中消解。恒温180℃平衡10~12 h。每批土壤样品同时做3份全程试剂空白试验。

消解完成后取出消解罐,待温度降至室温后取出内罐,130℃加热进行赶酸,赶酸至只剩下约1 mL液体时,再补加入1 mL浓硝酸(国标GB/T17138-17141-1997),蒸至近干,样品呈粘稠状或湿盐状。转移至100 mL容量瓶中,用1%硝酸定容^[7-8],用ICP-MS检测。

1.2 土壤重金属评价方法

1.2.1 单因子评价法 单因子评价法及其指标体系参照文献[9-10]进行。根据土壤应用功能和保护目标,本文以国家土壤环境质量二级要求(GB15618-1995)作为评价标准^[11],此标准主要适用对象是一般农田、蔬菜地、茶园、果园、牧场等。

1.2.2 多因子综合评价法 当某一区域土壤出现多种污染物同时污染时,单因子评价方法难以表达整体污染水平。为全面反映多种污染物对土壤的综合污染水平,考查污染物对环境质量的综合影响,需采用多因子评价方法评

收稿日期:2013-01-25

基金项目:国家自然科学基金(20977058)

作者简介:黄金(1987-),女,在读硕士生,E-mail:gold522@163.com

通讯作者:廖照江(1964-),男,博士,副教授,E-mail:liao Zhaojiang@163.com

表 1 土壤重金属污染分级标准

等级	污染指数值	污染等级	污染水平
1	$P \leq 0.7$	安全	清洁
2	$0.7 < P \leq 1.0$	警戒线	尚清洁
3	$1.0 < P \leq 2.0$	轻度污染	土壤污染物超过其背景值, 轻度污染, 作物开始受污染
4	$2.0 < P \leq 3.0$	中度污染	土壤, 作物均受到中度污染
5	$P > 3.0$	重度污染	土壤, 作物受污染已相当严重

价土壤环境质量。因此本研究采用单因子评价和多因子评价相结合的方法进行评价, 污染等级和污染水平划分标准见表 1。多因子评价法及其指标体系参照文献[12-13]进行。

1.2.3 潜在生态风险评价 本研究采用的 Hakanson 潜在生态风险指数法, 是国际上土壤/沉积物重金属研究的方法之一, 它结合了化学、生物毒理学、生态学等方面的内容, 不仅反映特定环境下土壤/沉积物中各种污染对环境的影响, 而且以定量的方法划分出重金属潜在风险程度, 反映了环境中多种污染物的综合效应, 具有相对快速、简便和标准的特点, 被广泛地用于此类研究^[14-15]。

此方法的指标体系包括: 单一重金属污染系数 C_i^f , 多金属污染度 C_o , 各种金属的生物毒性响应因子 T_i^f , 单一重金属潜在生态风险因子 E_i^f , 多金属潜在生态风险系数(RI)。

各参数关系为: $C_i^f = C_i/C_n^i$, $CD = \sum C_i^f$, $E_i^f = T_i^f \times C_i^f$, $RI = \sum E_i^f$ 式中, C_i 为样品中第 i 种重金属质量分数的实测值(mg/kg), C_n^i 为第 i 种重金属质量分数的背景值(mg/kg)。本研究采用湖北省土壤中所含元素含量作背景值^[6], Pb、Hg、Cu、Cd、Cr、Zn、Ni、Mn、As 的生物毒性因子分别为 5、40、5、30、2、1、2、1、10^[17-18]。由于参与此次评价的重金属有 9 种, 因此对 Hakanson 提出的重金属生态危害程度的划分标准做了适当调整(表 2)。

2 结果与分析

2.1 恩施菜地土壤重金属含量的统计性描述

表 2 重金属潜在生态危害系数(E_i^f)、潜在生态风险指数(RI)与污染程度的关系

指数类型	数值范围	污染程度
潜在生态风险因子(E_i^f)	$E_i^f < 40$	轻微生态危害
	$40 \leq E_i^f < 80$	中等生态危害
	$80 \leq E_i^f < 160$	较强生态危害
	$160 \leq E_i^f < 320$	很强生态危害
	$E_i^f \geq 320$	极强生态危害
潜在生态风险指数(RI)	$RI < 300$	轻微生态危害
	$300 \leq RI < 500$	中等生态危害
	$500 \leq RI < 900$	较强生态危害
	$RI \geq 900$	很强生态危害

从表 3~表 4 可以看出, 与湖北省土壤背景值相比, 除 Mn、Co、Ba 外, 研究区域土壤中 V、Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Ti、Bi 和 Hg 的含量均高于相应元素的背景值, 存在明显的富集现象, 尤以 V (333.22 mg/kg)、Cd(3.84 mg/kg)和 Hg (0.21 mg/kg) 最为明显, 分别是对应土壤背景值的 3.02、22.32 和 2.63 倍。而 V、Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Ti、Bi、Pb 和 Hg 等元素含量超过背景值的样本比例分别为 62.5%、55%、82.5%、72.5%、62.5%、92.5%、100%、92.5%、100%、70%和 50%。

测得恩施菜地土壤 108 份样品的 pH 值均在 6.31~6.48 之间, 平均值为 6.43。与《土壤环境质量标准》II 级标准相比, 恩施菜地土壤中 Zn、As 和 Pb 未超标, Cr、Cu、Ni、

表 3 恩施菜地土壤中重金属含量(mg/kg)及污染特征(n=56)

元素	数值范围	中值	恩施土壤元素含量(mg/kg)		湖北省土壤背景值(mg/kg)		《土壤环境质量标准》II 级标准	超标率 (%)
			算术均值 (标准差)	几何均值 (标准差)	算术均值 (标准差)	几何均值 (标准差)		
V	84.73~1053.13	121.23	333.22(187.00)	191.96(2.59)	110.2(41.87)	104.2(1.38)		
Cr	46.28~432.71	87.32	144.81(79.13)	111.10(2.34)	86.0(36.92)	79.0(1.52)	150	25.0
Mn	185.02~991.99	424.85	499.40(162.67)	435.37(2.42)	712(309.3)	642(1.3)		
Co	9.57~19.69	14.34	14.25(2.63)	14.00(1.94)	15.4(5.24)	14.6(1.40)		
Ni	29.17~115.57	57.47	63.76(15.90)	58.84(2.06)	37.3(14.98)	34.7(1.47)	40	80.0
Cu	25.49~98.10	35.65	44.61(19.72)	41.11(1.81)	30.7(14.05)	28.2(1.49)	50	30.0
Zn	43.12~180.76	99.73	99.57(21.71)	90.78(2.45)	83.6(36.15)	77.5(1.47)	200	0
As	10.50~34.35	20.43	20.32(6.11)	19.43(2.17)	12.3(7.31)	11.3(2.16)	40	0
Cd	0.28~16.99	1.38	3.84(2.15)	1.75(2.87)	0.172(0.192)	0.113(2.50)	0.30	87.5
Ba	124.91~427.86	281.25	278.86(52.57)	265.89(1.74)	542(228.6)	503(1.5)		
Ti	0.54~1.39	0.67	0.78(0.23)	0.75(2.39)	0.580(0.0993)	0.571(1.20)		
Pb	20.44~70.43	33.56	37.49(5.27)	34.88(2.11)	26.7(7.86)	25.7(1.30)	250	0
Bi	0.41~0.74	0.53	0.54(0.089)	0.53(1.92)	0.34(0.110)	0.33(1.58)		
Hg	0.01~0.57	0.18	0.21(0.13)	0.17(2.67)	0.080(0.0568)	0.0634(2.054)	0.3	22.5

表 4 恩施不同区域菜地土壤中重金属含量平均值 (mg/kg, n=27)

元素	区域 I		区域 II		区域 III		区域 IV	
	算术均值 (标准差)	几何均值 (标准差)	算术均值 (标准差)	几何均值 (标准差)	算术均值 (标准差)	几何均值 (标准差)	算术均值 (标准差)	几何均值 (标准差)
V	91.94(4.06)	91.86(1.53)	113.42(19.33)	111.98(1.08)	993.94(26.33)	993.63(1.25)	133.60(15.13)	132.86(1.35)
Cr	91.06(9.55)	90.62(1.28)	58.12(9.11)	57.52(1.41)	344.68(37.81)	342.94(1.57)	85.35(4.92)	85.22(1.22)
Mn	395.39(12.59)	395.21(1.09)	912.32(44.31)	911.37(1.77)	208.21(22.38)	207.22(1.30)	481.66(17.80)	481.36(1.52)
Co	14.40(1.87)	14.29(1.21)	16.55(1.69)	16.48(1.34)	13.40(3.25)	13.04(1.70)	12.65(1.85)	12.53(1.16)
Ni	35.15(4.84)	34.86(1.42)	51.04(3.83)	50.90(1.36)	102.87(7.24)	102.65(1.59)	65.98(4.87)	65.81(1.28)
Cu	34.35(2.44)	34.27(1.01)	40.59(9.02)	39.64(1.51)	75.24(11.02)	74.51(1.44)	28.27(1.74)	28.22(1.19)
Zn	47.73(3.09)	47.64(1.40)	84.50(5.26)	84.36(1.25)	160.52(8.90)	160.31(1.56)	105.51(3.97)	105.45(1.07)
As	16.63(1.98)	16.52(1.02)	27.92(4.32)	27.62(1.37)	14.43(3.71)	14.03(1.26)	22.31(1.78)	22.24(1.39)
Cd	0.96(0.10)	0.95(1.11)	0.45(0.11)	0.44(1.20)	11.97(3.99)	11.34(1.48)	1.99(0.21)	1.98(1.27)
Ba	387.91(23.42)	389.27(1.55)	284.82(15.28)	284.44(1.49)	165.17(19.11)	164.12(1.61)	275.53(16.72)	275.07(1.54)
Tl	0.64(0.03)	0.64(1.38)	0.74(0.08)	0.73(1.68)	1.14(0.13)	1.13(1.73)	0.61(0.04)	0.60(1.06)
Pb	35.16(2.14)	35.10(1.46)	29.10(4.69)	28.74(1.58)	61.80(5.80)	61.56(1.43)	23.91(2.00)	23.84(1.63)
Bi	0.45(0.02)	0.44(1.03)	0.56(0.08)	0.55(1.23)	0.55(0.07)	0.54(1.31)	0.62(0.07)	0.62(1.47)
Hg	0.021(0.011)	0.020(1.40)	0.038(0.021)	0.038(1.76)	0.55(0.027)	0.54(1.60)	0.24(0.022)	0.24(1.65)

Cd 和 Hg 含量样本超标率分别为 25%、30%、80%、87.5%、22.5%，表现为以 Ni 和 Cd 为主的多种重金属共同污染。

2.2 恩施菜地土壤中重金属污染评价

采用单因子指数法和多因子综合评价法评价恩施土壤污染程度,结果见表 5。从单项污染指数看出,4 片菜地土壤中 Cd 的单项污染指数均>1,存在 Cd 污染,区域 III 和区域 IV 比较严重,Cd 的单项污染指数达到 39.90 和 12.80;Ni 的单项污染指数也比较高,除区域 I 菜地土壤 Ni 的单项污染指数<1,区域 II、III、IV 菜地土壤中 Ni 的单项污染指数均>1,其中,区域 III 表现为 Ni 的中度污染,区域 II 和区域 IV 表现为 Ni 的轻度污染。区域 III 菜地土壤受到 Cr、Cu 和 Hg 不同程度的污染,而区域 I、II、IV 菜地土壤中 Cr、Cu 和 Hg 表现为清洁状况。4 片区域菜地土壤中 Zn、As 和 Pb 的单项污染指数均<1,这 3 种元素不存在污染。区域 I

的菜地土壤表现清洁状态,除 Cd 和 Mn 外其他元素的单项污染指数均<1;区域 II、III、IV 的菜地土壤被 Cd 和 Mn 严重污染;区域 III 的菜地土壤有 4 种元素的单项污染指数>1,表现为复合污染。

从表 5 可以看出,恩施土壤污染的主要影响因子为 Cd,4 片区域综合来看影响因子顺序为 Cd>Ni>Cr>Cu>Hg>As>Zn>Pb;从综合污染评价可以看出,恩施不同区域菜地土壤都有不同程度的重金属污染,其中,区域 III 和区域 IV 处于重度污染,区域 I 处于中度污染,区域 II 处于轻度污染。4 个区域的综合污染指数从大到小分别为区域 III 28.55、区域 IV 4.80、区域 I 2.33、区域 II 1.16。根据多因子综合评价法,恩施重金属综合污染指数为 9.19,为重度污染。鉴于所调查区域土壤具有较强的农业属性,所以,有关部门应把 Cd 和 Ni 作为主要的污染控制对象。

表 5 恩施不同区域菜地土壤污染指数

区域	单项污染指数 P_i									综合污染等级
	Cr	Cu	Ni	Zn	As	Cd	Pb	Hg	Mn	
区域 I	0.61	0.88	0.69	0.24	0.42	3.20	0.14	0.07	2.33	中度污染
区域 II	0.39	1.28	0.81	0.42	0.70	1.50	0.12	0.13	1.16	轻度污染
区域 III	2.30	2.57	1.50	0.80	0.36	39.90	0.25	1.83	28.55	重度污染
区域 IV	0.57	1.65	0.57	0.53	0.56	6.63	0.10	0.80	4.80	重度污染
四区综合	0.97	1.59	0.89	0.50	0.51	12.80	0.15	0.70	9.19	重度污染

2.3 恩施菜地土壤中重金属潜在生态风险评价

将 Hakanson 潜在生态危害指数法用于评价恩施土壤重金属污染和潜在生态风险,结果见表 6。从评价结果看,除 Cd 和 Hg 外,其他 7 种重金属(Pb、Cu、Cr、Zn、Ni、Mn、As)的潜在生态危害系数都属于轻微生态危害范畴。Cd 的潜在生态风险因子在 78.48~2 087.79 之间,4 片区域 Cd 的污染情况如下:区域 III (极强生态危害)>区域 IV (很强生态危害)>区域 I (较强生态危害)>区域 II (中等生态危害)。Hg 的潜在生态风险因子在 10.67~277.31 之间,区域 III 的 Hg 污染程度最高,表现为很强生态危害;其次是区

域 IV,表现为较强生态危害;区域 I 和区域 II 均表现为轻微生态危害。总体看来,4 片区域的潜在生态污染指数 RI 在 208.94~2 416.40 之间,4 片区域差异显著,其风险指数大小和风险等级为:区域 III 很强生态危害>区域 IV 较强生态危害>区域 I 轻微生态危害>区域 II 轻微生态危害。区域 III 和区域 IV 已达到较强的风险等级,主要是由于高镉和高汞污染引起的,高镉对生态的危害最大。

由于 4 片区域中高镉和高汞均有污染,使得所调查区域的生态风险等级表现为较强生态危害,其中区域 III 和区域 IV 的生态风险等级较高。

表 6 恩施市菜地土壤中重金属污染潜在风险评价

区域	潜在生态风险因子 E _f									风险指数	风险等级
	Cr	Cu	Ni	Zn	As	Cd	Pb	Hg	Mn		
区域 I	2.12	5.59	1.88	0.57	13.52	167.44	6.58	10.67	0.56	208.94	轻微
区域 II	1.35	6.61	2.74	1.01	22.70	78.48	5.45	19.23	1.28	138.86	轻微
区域 III	8.02	12.25	5.52	1.92	11.73	2087.79	11.57	277.31	0.29	2416.40	很强
区域 IV	1.98	4.60	3.54	1.26	18.14	347.09	4.48	121.61	0.68	503.38	较强
四区综合	3.37	7.27	3.42	1.19	16.52	669.77	7.02	105.62	0.70	814.87	较强

2.4 恩施市菜地土壤中重金属相关性和来源分析

2.4.1 重金属相关性分析 采用 Pearson 相关分析法对 14 种金属进行相关性分析,结果见表 7。从表 7 可以看出,V、Cr、Cu、Zn、Cd、Ni、Hg、Tl、Pb 9 种元素, 两两间的相关系数介于

0.737~0.981 区间内, 表现为极显著的正相关;Mn、As、Co 3 种元素两两极显著正相关;Bi 与 Hg、Tl、Pb、Ba 显著正相关;V、Cr、Cu、Zn、Cd、Ni、Hg、Tl、Pb 这 9 种元素分别和 Mn、As、Co 3 种元素,两两极显著负相关,相关系数在至-0.463~-0.949 之间。

表 7 恩施市菜地土壤中重金属相关性分析

元素	V	Cr	Mn	Cu	Zn	As	Cd	Co	Ni	Ba	Hg	Tl	Pb
V	1.000												
Cr	0.981**	1.000											
Mn	-0.643**	-0.715**	1.000										
Cu	0.908**	0.897**	-0.461**	1.000									
Zn	0.875**	0.833**	-0.436**	0.737**	1.000								
As	-0.551**	-0.607**	0.838**	-0.439**	-0.273	1.000							
Cd	0.929**	0.951**	-0.643**	0.887**	0.835**	-0.541**	1.000						
Co	-0.188	-0.168	0.451**	0.054	-0.228	0.377*	-0.157	1.000					
Ni	0.901**	0.873**	-0.515**	0.785**	0.975**	-0.332*	0.884**	-0.238	1.000				
Ba	-0.824**	-0.754**	0.284	-0.723**	-0.949**	0.149	-0.748**	0.159	-0.921	1.000			
Hg	0.917**	0.900**	-0.656**	0.753**	0.957**	-0.475**	0.887**	-0.348*	0.970**	-0.883**	1.000		
Tl	0.918**	0.876**	-0.449**	0.876**	0.786**	-0.405**	0.846**	-0.095	0.803**	-0.760**	0.781**	1.000	
Pb	0.922**	0.905**	-0.651**	0.867**	0.659**	-0.618**	0.836**	-0.138	0.696**	-0.604**	0.736**	0.888**	1.000
Bi	0.051	-0.003	0.136	-0.016	0.392*	0.254	0.047	-0.098	0.274	-0.392**	0.270	0.071	-0.094

注:“*”表示显著相关,“**”表示极显著相关。

2.4.2 重金属来源分析 土壤重金属来源存在多种途径,自然地质-地理因素和矿产资源的开发是主要来源。Mn 是一种受人因素影响较小的土壤自然源标识元素,能标识土壤在地质-地理因素控制下的自身组成特征^[9]。本研究的恩施菜地土壤 Mn 含量小于湖北省土壤背景值,Co 含量与湖北省土壤背景值相接近,As 不仅含量低于湖北省土壤背景值,它的污染评价中单项污染指数也小于 1,即土壤未受 As 污染,进而,As 的潜在生态风险因子也比较小,属于轻微生态危害范畴。也就是说,Mn、As、Co 3 种元素均表现为较小的污染指数和较低的风险等级,相关研究也显示 Mn、As、Co 3 种元素之间存在极显著的正相关,这正好与污染指数、风险等级的结果相一致。所以,可以认为恩施菜地土壤 As、Co 也与 Mn 一样,可能来源于土壤母质本身,是恩施土壤本身特征而非人为矿产资源开发所引起。

从表 5~表 6 可以看出,恩施菜地土壤已经受到 Cd 污染并存在生态风险。V、Cr、Cu、Zn、Cd、Ni、Hg、Tl、Pb 等 9 种元素之间存在极其显著的正相关性,同时 Cd 又是 Cu-Pb-Zn 矿的伴生元素^[20]。根据相关性污染指数和风险等级之间存在的联系,恩施菜地的 Cd,以及 Cu、Pb、Zn 污染可能是来于矿产资源开发,各类矿物和矿物衍生产品长

期人为的迁移和使用的积累作用^[21],导致土壤 Cd 含量超标,同时也导致 Cu、Pb、Zn 等伴生重金属的污染。根据相关性可进一步推论:恩施菜地的 V、Cr、Ni、Hg、Tl 等 5 种元素的污染也应该来自于矿产资源开发和后续的资源产品使用。本研究中超标率高达 80%的 Ni,以及 V 的明显富集现象或可说明这一点。

3 结语

本研究结果表明,除 Mn、Co、Ba 外,恩施菜地土壤中 V、Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Tl、Pb、Bi 和 Hg 等 11 种元素的含量高于湖北省土壤背景值,其中 V、Cd、Hg 分别是背景值的 3.02、22.32、2.63 倍,这 11 种元素在土壤中都有不同程度的富集;与标准对照后发现,所采土壤表现为以 Cd 和 Ni 为较严重、其余 12 种(准)金属相对较轻的多种重金属复合污染。

4 个调查区域土壤重金属潜在生态风险等级各异,区域 III 为极强生态危害,区域 IV 为很强生态危害,区域 I 为较强生态危害,区域 II 为中等生态危害。总体而言,恩施的生态风险处于较强等级。

所采恩施菜地土壤中的 14 种元素之间存在显著相关性,由相关性进行的来源分析表明,土壤中不同金属来

源不同,Mn、As、Co 3 种元素来源于土壤母质本身,另外 11 种重金属污染的主要原因是矿产资源山开采和资源产品使用过程中造成的迁移和累积。

参考文献:

- [1] 张哨军.资源型城市的界定和分类[J].中外企业家,2011(24):31-33.
- [2] 张蓉,彭再生.恩施州城区大气污染原因分析及对人体健康影响的初步估价[J].恩施州党校学报,2006,23(2):22-25.
- [3] 岳琳,王瑶.恩施市环境质量现状分析及污染治理措施[J].现代商贸工业,2007,19(4):18-19.
- [4] Isabelle D, Guyod L B, Zmirou D. Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost: a review [J]. The Science of the Total Environment, 1995, 172:197-222.
- [5] Singh A, Sharma R K, Agrawal M, et al. Health risk assessment of heavy metals via dietary intake of foodstuffs from the wastewater irrigated site of a dry tropical area of India[J]. Food and Chemical Toxicology, 2010, 48: 611-619.
- [6] Li Q S, Cai S S, Mo C H, et al. Toxic effects of heavy metals and their accumulation in vegetables grown in a saline soil [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2010,73:84-88.
- [7] 顾伟勤,王璇,沈文.食品中 3 样品消解方法的改进——压力消解罐法[J].中华预防医学杂志,1997,31(3):178-182.
- [8] 王北洪,马智宏,付伟利.密封高压消解罐消解——原子吸收光谱法测定土壤重金属[J].农业工程学报 2008,24(2):255-259.
- [9] 韩春梅,王林山,巩宗强,等土壤中重金属形态分析及其环境学意义[J].生态学杂志,2005,24(12):1499-1502.
- [10] 王佳,田素凤,冯雨顺.天津市国家级蔬菜基地土壤重金属调查及评价[J].环境科学与技术,2006,29(5):72-74.
- [11] 国家环境保护局,国家技术监督局.GB 15618-1995 中华人民共和国国家标准《土壤环境质量标准》[S].
- [12] 刘元生,何腾兵,罗海波,等.贵阳市乌当区耕地土壤重金属污染现状及其评价[J].重庆环境科学,2003,25(10):42-46.
- [13] 王佳,田素凤,冯雨顺.天津市国家级蔬菜基地土壤重金属调查及评价[J].环境科学与技术,2006,29(5):72-74.
- [14] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach [J]. Water Res, 1980,14(8): 975-1001.
- [15] 马德毅,王菊英.中国主要河口沉积物污染及潜在生态风险评价[J].中国环境科学,2003,23(5):521-525.
- [16] 国家环境保护局.中国土壤元素背景值[M].北京:中国环境科学出版社,1990.
- [17] Hilton J, Davison W, Ochsenein U. A mathematical model for analysis of sediment coke data: implications for enrichment factor calculation and trace transport mechanism [J]. Chemical Geology, 1985, 48(2): 281-291.
- [18] 刘文新,栾兆坤,汤鸿霄.安乐江沉积物中金属污染的潜在风险评价[J].生态学报,1999,19(2):206-211.
- [19] 戴树桂.环境化学[M].北京:高等教育出版社,2001.
- [20] 王济,王世杰.土壤中重金属环境污染元素的来源及作物效应[J].贵州师范大学学报,2005,23(2):113-120.
- [21] 邵学新,吴明,蒋科毅.土壤重金属污染来源及其解析研究进展[J].广东微量元素科学,2007,14(4):1-6.

(上接第 141 页)

3 结语

本研究结果表明,草炭作为表土替代材料改良剂,对苗期紫花苜蓿的叶面积、株高、根长、生物量、SOD 活性、POD 活性、CAT 活性、细胞膜透性和可溶性蛋白等品质的提高均有显著效果,且其添加量与作用结果存在相关关系。表土替代材料中草炭的添加量为 50 g/kg 干土时,最有利于苗期紫花苜蓿生长和抗逆性能的发挥,此添加量对露天矿表土替代材料具有较好的改良效用。

参考文献:

- [1] 王树会,高家合.不同草炭处理对植烟土壤理化性状及烟叶产质影响研究[J].中国农学通报,2006,22(12):377-379.
- [2] 白雪峰,王国晨,刘洋,等.草炭改土对风沙上水分状况的影响[J].辽宁农业科学,2004(4):51-52.
- [3] 刘国顺,刘韶松,贾新成,等.烟田施用有机肥对土壤理化性状和烟叶香气成分含量的影响[J].中国烟草学报,2005,11(3):29-33.
- [4] 黄占斌,山仑.论我国旱地农业建设的技术路线与途径[J].干旱地区农业研究,2000,18(2):1-6.
- [5] 朱勇.高吸水树脂与玉米生长发育的关系[J].干旱地区农业研究,2000,18(2):25-32.
- [6] A L khatib M, Ncneilly T, Collins J C. The potential of selection and breeding for improved salt tolerance in lucerne[J]. Ephytica,1993,65:43-51.
- [7] 张志良,瞿伟菁.植物生理学实验指导(第 3 版)[M].北京:高等教育出版社,2003:213-214.
- [8] 张宪政.作物生理研究法[M].北京:农业出版社,2007.
- [9] 李合生.植物生理生化实验原理和技术[M].北京:高等教育出版社,2000.
- [10] 荆家海,丁钟荣.植物生物化学分析方法[M].北京:科学出版社,1981.
- [11] Yamamoto A, Nakamura T, Adu-Gyamfi J J, et al. Relationship between chlorophyll content in leaves of sorghum and pigeon pea determined by extraction method and by chlorophyll meter (SPAD-502)[J]. Plant Nutrition,2002,25:2295-2301.
- [12] 李合生.现代植物生理学[M].北京:高等教育出版社,2002:415,419.
- [13] 赵梅,周瑞莲,刘建芳,等.冬季融冻过程中白三叶叶片抗氧化酶活力和渗透调节物含量变化与抗冻性的关系[J].生态学报,2011,31(2):306-315.
- [14] Apel K, Hirt H. Reactive oxygen species: metabolism, oxidative stress, and signal transduction[J]. Annu Rev Plant Bio,2004,55: 401-427.
- [15] 王宝山.生物自由基与植物膜伤害[J].植物生理学通讯,1988(2): 12-16.
- [16] 赵福庚,刘友良.胁迫条件下高等植物脯氨酸代谢及调节的研究进展[J].植物学通报,1999,16(2):1-8.
- [17] 王有年,张海英,卜庆雁,等.水分胁迫对李叶片抗氧化代谢的影响[J].北京农学院学报,2003,18(2):97-100.
- [18] 刘锴栋,陈燕,袁长春,等.低温胁迫下果木幼苗的生理响应[J].广东农业科学,2012(17):46-49.