

电子废弃物拆解旧场地土壤重金属污染特征及生态风险评价初探

尹芳华, 杨洁, 杨彦* (常州大学环境与安全工程学院, 江苏常州 213164)

摘要 [目的] 探讨历史污染与潜在生态风险之间的相关性。[方法] 采用野外采样和实验室分析相结合的方法, 以某电子废弃物拆解旧场地表层土壤为研究对象, 分析了土壤中重金属 Cd、Ni、Cr、Cu、Pb、As 和 Hg 的含量及污染特征, 并在此基础上采用地累积指数法和潜在生态危害指数法对土壤重金属污染进行了生态风险评价。[结果] 研究区仍受到一定程度的重金属污染, 土壤中各元素的含量均高于背景值, 其富集程度依次为 Cd > Hg > Cu > Cr > Pb > Ni > As; 研究区土壤的潜在生态风险级别为 D 级, 生态危害程度为很强, 7 种重金属中元素 Cd 的风险指数最高。[结论] 因历史污染源造成的历史生态风险存在。

关键词 电子废弃物拆解; 土壤; 重金属; 生态风险评价; 地累积指数

中图分类号 S181.3 文献标识码 A 文章编号 0517-6611(2013)05-02218-04

Typical Characteristics of Soil Heavy Metal Pollution of a Land Where Deserted Electronic Equipment was Taken Apart and Assessment of Its Ecological Risk

YIN Fang-hua et al (School of Environmental & Safety Engineering, Changzhou University, Changzhou, Jiangsu 213164)

Abstract [Objective] The study aims to discuss the correlation between historical pollution and potential ecological risk. [Method] Through field sampling and laboratory analysis, the content of heavy metals (Cd, Ni, Cr, Cu, Pb, As and Hg) in the surface soil of an old electronic waste land and their pollution characteristics were analyzed, and then its ecological risk was assessed by using geo-accumulation index and potential ecological harm index. [Result] The study farmland was polluted by heavy metals to some extent, and the contents of various heavy metals were above the background values, and they were arranged in order of content as follows: Cd > Hg > Cu > Cr > Pb > Ni > As. The potential ecological risk of the soil ranked Class D, and its ecological harm was very high. Among the seven heavy metals, the ecological risk index of Cd reached the top. [Conclusion] There existed potential ecological risk caused by historical pollutants in the study farmland.

Key words Electronic waste dismantling; Soil; Heavy metals; Ecological risk assessment; Geo-accumulation index

随着电子产品的普及和更新换代速度的加快, 电子废弃物产生量日益增加。据估计, 我国电子废弃物年产生量约为 111 万 t, 占我国年产生生活垃圾总量的 1%^[1-2], 电子废弃物的处理逐渐成为人们关注的焦点。电子废弃物中含有大量可供回收的重金属, 其中废旧线路板具有相当高的经济价值。我国绝大多数电子垃圾拆解企业使用手工拆卸、直接酸洗和露天焚烧等落后处理技术, 从而导致严重的重金属和持久性有机物的环境污染^[3-4]。近年来, 随着国家相关规定的颁布实施, 电子拆解行业正趋于正规化, 然而因简易拆解带来的一系列生态环境问题仍不可小觑。

目前, 国内对电子废弃物拆解区环境污染问题的研究大多集中在污染物的迁移转化及因此而带来的健康风险等方面^[5-6], 对于电子废弃物拆解场地, 尤其是对旧拆解场地的生态风险问题鲜有报道。笔者选取曾经有 20 年拆解历史的电子废弃物拆解旧场地为研究区, 分析了研究区土壤中各重金属元素的含量及分布特征, 并利用地累积指数法和潜在生态危害法对当地土壤的污染状况和潜在生态风险值进行评价, 以了解历史污染与潜在生态风险之间的相关性。

1 材料与方法

1.1 研究区概况 某电子废弃物拆解地区位于我国南部某省沿海中部, 属亚热带季风气候型。在 20 世纪 70 年代末, 就开始有人零星地从事电子废弃物拆解业。该研究选择曾是具有代表性的废旧家电的回收、拆解、破碎、资源化的典型处理场地进行现场考察。

作者简介 尹芳华(1956—), 女, 江苏南通人, 教授, 本科, 从事清洁生产工艺方面的研究, E-mail: yfh@cczu.edu.cn。* 通讯作者, 讲师, 硕士, 从事环境污染与健康研究, E-mail: yy129129@163.com。

收稿日期 2013-01-11

1.2 样本的采集 在电子废弃物拆解研究区范围内选择最具有代表性的 3 个村庄, 分别为 M、L、T, 共采集样本 68 个。根据《土壤环境监测技术规范》的相关要求, 采用对角线布点法采取 0~20 cm 的表层土壤。将采集的土壤样本冷冻、干燥成制备样。

1.3 样品的检测

1.3.1 土壤样本的预处理^[7-12]。称取 1 g 磨细土样于 150 ml 锥形瓶中, 加入浓 HNO₃ 5 ml、浓 HCl 15 ml, 摆匀, 置于电热板上, 以低温加热分解。逐渐提高温度, 当瓶中内容物激烈反应过后, 取下锥形瓶, 稍冷却, 加入 HCl 5 ml, 继续加热分解, 直至瓶中内容物呈近似白色浆状物, 并冒高氯酸白烟。取下锥形瓶, 稍冷却, 加入去离子水 5 ml 冲洗瓶壁, 再加热至冒白烟, 并持续 10 min。取下锥形瓶, 冷却至室温后, 加入 1 N HCl 溶液 10 ml 及去离子水 10 ml, 在电热板上加热熔解盐类。取下锥形瓶, 静置, 用中速定量滤纸过滤于 50 ml 容量瓶中, 用 1% HNO₃ 反复洗涤锥形瓶及滤纸, 洗涤液一并过滤于容量瓶中, 冷却, 并用 1% HNO₃ 稀释至刻度, 摆匀待测。

1.3.2 试验仪器和试剂。主要仪器包括 Z-2000 型原子吸收分光光度计(日本日立公司), 镉、镍、铬、铜、铅、砷、汞空心阴极灯(上海电光器件厂); 浓硝酸、浓盐酸、高氯酸等为优级纯, 水为超纯水。7 种元素的标准溶液均采用国家钢铁测试中心生产的标准液。石墨炉原子吸收测定土壤样本时程序升温参数如表 1。

1.3.3 检出限确定。经过测量得出水样中镉、镍、铬、铜、铅、砷、汞标准系列浓度-吸光度工作曲线, 并且连续测量 9 次空白溶液的吸光度, 然后计算 3 倍 9 次测量值的标准偏差, 得出镉、镍、铬、铜、铅、砷、汞的检出限分别为 0.043、0.050、0.042、0.013、0.022、0.005、0.012 mg/kg。

表1 石墨炉原子吸收测定土壤样本时升温程序

元素	干燥		灰化		原子化		清除	
	温度/℃	保持时间/s	温度/℃	保持时间/s	温度/℃	保持时间/s	温度/℃	保持时间/s
Cd	150	20	500	30	2 200	2	2 400	2
Cr	150	20	800	30	2 300	2	2 500	2
Pb	150	20	800	30	2 400	2	2 500	2
As	150	20	700	30	2 200	2	2 500	2
Hg	150	30	700	20	2 000	3	2 400	2

1.3.4 精密度确定。用不同浓度的镉、镍、铬、铜、铅、砷、汞标准溶液,每个浓度各测定6次,计算相对标准偏差(RSD) (表2)。可见,上述方法测试土壤样本精密度良好。

表2 精密度试验结果($n=6$)

元素	浓度 mg/kg	吸光度	$X \pm S$	RSD
				%
Cu	2.5	0.231~0.237	0.231 ± 0.002 4	3.7
Cd	0.5	0.272~0.279	0.272 ± 0.004 1	4.1
Cr	5.0	0.026~0.029	0.026 ± 0.000 9	2.7
Pb	15.0	0.180~0.189	0.180 ± 0.003 1	3.3
Ni	1.0	0.034~0.039	0.034 ± 0.002 4	4.5
As	5.0	0.060~0.068	0.064 ± 0.002 6	4.0
Hg	4.0	1.508~1.618	1.508 ± 0.003 2	3.8

1.3.5 加标回收率。在样本溶液中加入一定量的标准溶液,并对样本溶液的加标回收率测定,根据测定结果进行回收率计算(表3)。可见,回收率为99.4%~105.8%,这表明样品的回收率良好。

表3 各元素的回收率测定

元素	样本含量 mg/kg	加入量 mg/kg	测得量 mg/kg	回收率
				%
Cu	1.00	3.0	4.12	101.4
Cd	0.08	0.5	1.39	103.1
Cr	0.01	0.5	0.49	99.4
Pb	0.09	1.0	1.13	102.1
Ni	0.07	2.0	2.01	101.2
As	0.01	5.0	5.06	105.8
Hg	0.04	1.0	1.13	102.9

1.4 生态风险评价方法 生态风险评价是指确定人为活动或不利事情对生态环境产生危害或对生物个体、种群及生态系统产生不利影响的可能性分析过程^[13]。常用的重金属污染生态风险评价方法主要有地累积指数法和潜在生态风险指数法,地累积指数法在评价过程中主要考虑元素的富集作用,适用于评价单一元素的污染状况;而潜在生态风险指数法更侧重于多元素的协同作用,同时考虑了各重金属元素的毒性,适用于评价区域环境的潜在生态风险。

1.4.1 地累积指数法。地累积指数(Index of Geo-accumulation, I_{geo})又称Mull指数,是20世纪60年代晚期在欧洲发展起来的广泛用于研究沉积物及其它物质中重金属污染程度的定量指标^[14~17],其计算公式如下:

$$I_{geo} = \log_2 C_n / (K \cdot B_n) \quad (1)$$

式中, C_n 为实测重金属浓度, mg/kg; B_n 为当地沉积物重金属

背景值, mg/kg; K 为考虑到成岩作用可能引起背景值波动而设定的常数, $K = 1.5$ 。地累积指数的分级标准与污染程度的划分见表4。

表4 地累积指数法分级标准

风险级别	地累积指数范围	污染程度
6	$5 < I_{geo} \leq 10$	极严重污染
5	$4 < I_{geo} \leq 5$	强-极严重污染
4	$3 < I_{geo} \leq 4$	强污染
3	$2 < I_{geo} \leq 3$	中等-强污染
2	$1 < I_{geo} \leq 2$	中等污染
1	$0 < I_{geo} \leq 1$	轻度-中等污染
0	$I_{geo} \leq 0$	无污染

1.4.2 潜在生态风险指数法。潜在生态风险指数法(The Potential Ecological Risk Index)是瑞典科学家 Hakanson 于1980年提出的用于评价重金属潜在生态风险的一种相对快速、简便和标准的方法。由于综合考虑了多元素的协同作用、毒性水平、污染浓度及生态对重金属的敏感性等方面的因素^[18~20],潜在生态风险指数法得到了较为广泛的应用,其计算公式如下:

$$C_f^i = \frac{C^i}{C_n^i} \quad (2)$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i \quad (3)$$

$$RI = \sum_{i=1}^m E_r^i = \sum_{i=1}^m T_r^i \times C_f^i = \sum_{i=1}^m T_r^i \times \frac{C^i}{C_n^i} \quad (4)$$

式中, RI 为多种重金属的潜在生态风险指数; E_r^i 为第 i 种重金属的潜在生态风险指数; C_f^i 为第 i 种重金属的污染系数; C^i 为样品中第 i 种重金属含量的实测值, mg/kg; C_n^i 为第 i 种重金属的背景值, mg/kg; T_r^i 为第 i 种重金属的毒性响应参数, 元素汞、铬、镉、砷、铅、铜和镍的毒性系数分别为40、2、30、10、5、5 和5^[21]。潜在生态风险指数法评价结果分级见表5。

表5 潜在生态风险指数法分级标准

风险级别	E_r^i	RI	生态危害程度
A 级	< 40	< 150	轻微
B 级	40~80	150~300	中等
C 级	80~160	300~600	强
D 级	160~320	> 600	很强
E 级	≥ 320		极强

2 结果与分析

2.1 土壤中重金属的污染特征分析

根据浙江省第二次土

壤普查的0~20 cm表层土壤重金属元素背景值,研究区土壤中重金属Cd、Ni、Cr、Cu、Pb、As和Hg的背景值分别为0.065、27.6、54.5、21.0、24.0、10.2和0.069 mg/kg^[22]。由表6可知,研究区土壤受到一定程度的重金属污染,除As和T村采样点Ni含量较低外,其余各点6种重金属含量均高于背景值,存在不同程度的富集和污染。其中,元素Cd的富集系数最高,各采样点土壤中Cd的含量值为1.600 9~2.204 7

mg/kg,研究区平均富集系数为28.07;其次为Hg,平均富集系数为20.64;Cu、Cr和Ni的平均富集系数分别为2.09、2.05和1.79。研究区7种元素的富集程度按由强到弱排序为:Cd>Hg>Cu>Cr>Ni>Pb>As。经过实地调研,结合历史资料和文献报道,研究区内现存的小作坊式粗放型拆解工艺较少,当地政府已经进行了规范化管理,可以判定研究区土壤重金属超过当地背景值可能是由于历史污染源造成的。

表6 研究区土壤中各重金属元素的含量及富集系数

采样点	Cd		Ni		Cr		Cu		Pb		As		Hg	
	含量//mg/kg	F	含量//mg/kg	F	含量//mg/kg	F	含量//mg/kg	F	含量//mg/kg	F	含量//mg/kg	F	含量//mg/kg	F
M	2.204 7	33.92	63.967 1	2.32	118.879 8	2.18	41.699 5	1.99	43.057 8	1.79	7.525 4	0.74	1.459 3	21.15
T	1.600 9	24.63	22.219 8	0.81	111.425 5	2.04	48.806 8	2.32	41.744 0	1.74	7.8416	0.77	1.447 0	20.97
L	1.668 9	25.68	62.399 1	2.26	105.179 6	1.93	41.290 7	1.97	41.893 4	1.75	6.745 6	0.66	1.367 0	19.81
均值	1.824 8	28.07	49.528 7	1.79	111.828 3	2.05	43.932 3	2.09	42.231 7	1.76	7.370 9	0.72	1.424 4	20.64

表7 研究区土壤重金属污染地累积指数及风险级别

采样点	Cd		Ni		Cr		Cu		Pb		As		Hg	
	I_{geo}	级别												
M	4.50	5	0.63	1	0.54	1	0.40	1	0.26	1	-1.02	0	3.82	4
T	4.04	5	-0.90	0	0.45	1	0.63	1	0.21	1	-0.96	0	3.81	4
L	4.10	5	0.59	1	0.36	1	0.39	1	0.22	1	-1.18	0	3.72	4
均值	4.21	5	0.11	1	0.45	1	0.47	1	0.23	1	-1.05	0	3.78	4

2.2 地累积指数法评价 由表7可知,T地区土壤中的Ni和3个采样点的As均不对土壤造成污染,生态风险级别为0级;各采样点的Cd、Ni、Cr、Cu、Pb和Hg6种元素均对土壤有一定的污染。其中,元素Cd污染最严重,污染程度为强-极严重污染;研究区平均地累积指数为4.21,风险级别为5级;

其次是Hg、Cu和Cr,其平均污染程度分别为强污染、轻度-中等污染、轻度-中等污染,风险级别分别为4级、1级、1级。采样区7种重金属元素的风险级别依次为:Cd>Hg>Cu>Cr>Pb>Ni>As。

表8 研究区土壤重金属污染潜在生态风险指数及风险级别

采样点	Cd		Ni		Cr		Cu		Pb		As		Hg		RI	级别
	E_r^i	级别	E_r^i	级别	E_r^i	级别	E_r^i	级别	E_r^i	级别	E_r^i	级别	E_r^i	级别		
M	1 017.55	E	11.59	A	4.36	A	9.93	A	8.97	A	7.38	A	845.97	E	1 905.75	D
T	738.88	E	4.03	A	4.09	A	11.62	A	8.70	A	7.69	A	838.84	E	1 613.85	D
L	770.26	E	11.30	A	3.86	A	9.83	A	8.73	A	6.61	A	792.46	E	1 603.05	D
均值	842.23	E	8.97	A	4.10	A	10.46	A	8.80	A	7.23	A	825.76	E	1 707.55	D

2.3 潜在生态风险评价 由表8可知,研究区重金属污染的潜在生态风险级别为D级(危害程度很强),其中各元素的生态危害程度依次为Cd>Hg>Cu>Ni>Pb>As>Cr。从单元素角度分析,Cd的潜在生态危害最强,3个采样点的风险级别均达到E级,生态危害程度极强,平均潜在生态风险指数为842.23;其次是Hg,生态危害程度极强,平均潜在生态风险指数为825.76。其余5种重金属元素的生态危害程度均为轻微。从多元素角度综合分析,研究区重金属污染的潜在生态风险值很高,生态危害程度均达到了很强。

3 结论

(1)除As和T村采样点Ni含量较低外,其余各点6种重金属含量均高于背景值,存在不同程度的富集和污染,污染强度顺序依次为:Cd>Hg>Cu>Cr>Pb>Ni>As,这是由历史污染源造成。

(2)研究区重金属污染的潜在生态风险级别为D级(危

害程度很强),其中各元素的生态危害程度依次为Cd>Hg>Cu>Ni>Pb>As>Cr。由此可见,因历史污染源造成的生态风险仍应引起相关部门的高度重视。

参考文献

- [1] 王红梅,张金良,王先良,等.中国电子垃圾现状及环境管理对策分析[J].环境科学与管理,2008,33(5):1~3.
- [2] 尤艳馨.关于废旧电子产品回收处理的研究[J].环境保护,2007(08B):50~51.
- [3] 刘邦凡,牛玉银,王冬梅.论我国电子废弃物资源化障碍的产生及其原因[J].生态经济(学术版),2009(2):291~294,297.
- [4] 陈多宏,高博,毕新慧,等.典型电子垃圾拆解区大气颗粒物中元素污染的季节变化特征[J].环境监测管理与技术,2010,22(4):19~22.
- [5] 邓绍坡,骆永明,宋静,等.电子废弃物拆解地PM₁₀中多氯联苯、镉和铜含量调查及人体健康风险评估[J].环境科学研究,2010,23(6):733~740.
- [6] 罗勇,罗孝俊,杨中艺,等.电子废物不当处置的重金属污染及其环境风险评价II.分布于人居环境(村镇)内的电子废物拆解作坊及其附近农田的土壤重金属污染[J].生态毒理学报,2008,3(2):123~129.
- [7] 国家环境保护总局.GB/T 17139-1998,土壤质量镍的测定火焰原子吸收分光度法[S].北京:中国环境科学出版社,1997.

- [8] 方连印.微波消解-石墨炉原子吸收法测定土壤中的铅和镉[J].黄金,2009,30(4):51-53.
- [9] 李述信.原子吸收光谱分析中的干扰及消除方法[M].北京:北京大学出版社,1987:366.
- [10] GREICE T M, GISELE G. Bortoletoa and Solange Cadoresilica modified with zirconium oxide for on-line determination of inorganic arsenic using a hydride generation atomicabsorption system [J]. Talanta, 2007, 71:1150-1154.
- [11] 赵兴敏,董德明,王文涛,等.用流动注射氢化物原子吸收法测定土壤中的砷和沉积物中的汞[J].吉林大学学报(理学版),2009,47(6):1303-1308.
- [12] 奕云霞,李伟国,陆安祥,等.原子荧光光谱法同时测定土壤中的砷和汞[J].安徽农业科学,2009,37(12):5344-5346.
- [13] 胡二邦.环境风险评价实用技术和方法[M].北京:中国环境科学出版社,1999.
- [14] 李军,张原,龚香宜,等.福建省兴化湾表层沉积物中重金属污染与评价[J].环境科学与技术,2008,31(1):125-128.
- [15] 刘晶,滕彦国,崔艳芳,等.土壤重金属污染生态风险评价方法综述[J].环境监测管理与技术,2007,19(3):6-11.
- [16] 陈雷,张文斌,余辉,等.洪泽湖输沙淤积、底泥理化特性及重金属污染变化特征分析[J].中国农学通报,2009,25(12):219-226.
- [17] 牛红义,吴群河,陈新庚.珠江(广州河段)表层沉积物中的重金属污染调查与评价[J].环境监测管理与技术,2007,19(2):23-25.
- [18] 万金保,王建永,吴丹.乐安河沉积物重金属污染现状评价[J].环境科学与技术,2008,31(11):130-133.
- [19] 栾文楼,温小亚,崔邢涛,等.石家庄污灌区表层土壤中重金属环境地球化学研究[J].中国地质,2009,36(2):465-473.
- [20] 林海鹏,于云江,李定龙,等.沈抚污灌区土壤重金属污染潜在生态风险评价[J].环境与健康杂志,2009,26(4):320-323.
- [21] 雷凯,卢新卫,王利军.宝鸡市街尘中铅的污染与评价[J].环境科学与技术,2007,30(11):43-45.
- [22] 浙江省土壤普查办公室.浙江土壤[M].杭州:浙江科学技术出版社,1994:555-564.

(上接第 2062 页)

- [7] 周文龙,张政勤,姚丽贤.接种 VA 菌根对高粱吸收中、微量元素的影响[J].热带亚热带土壤科学,1998,7(1):72-74.
- [8] LI S L, HAO S J. Effect of VA mycorrhizal fungi on growth of potato [J]. Acta Pedologica Sinica, 1994, 31(S1): 100-105.
- [9] HAO Z P, CH RIS TIE P, QIN L, et al. Control of *Fusarium wilt* of cucumber seedlings by inoculation with an arbuscular mycorrhizal fungus [J]. Journal of Plant Nutrition, 2005, 28(11): 1961-1974.
- [10] RUIZ-LOZANO J M, AZC ON R, GONEZ M. All eviat ion of salt stress by arbus cular-mycorrhiza Glomus species in *Lactuca saliva* plants [J]. Physiologia Plantarum, 1996, 98: 767-772.
- [11] 贺学礼,李斌. VA 菌根真菌与植物相互选择性的研究[J].西北植物学报,1999,19(3):471-475.
- [12] DUKE E R, JOH NSON C R, KOCH K E. Accumulation of phosphorus, dry matter and betaine during NaCl stress of split-root cirtuss eedlings colonized with vesicular-arbuscular mycorrhizal fungion zero, one or two halves [J]. New Phytol, 1986, 104: 583-590.
- [13] 桂君,张丽辉,赵骥民,等.盐性条件下的 AM 真菌以及 AM 真菌提高植物耐盐性研究[J].长春师范学院学报,2004,23(4):64-68.
- [14] AI-KARAKI G N, HAMMAD R, RUSAN M. Response o f two tomato cultivars differing in salt tolerance to inoculation with mycorrhizal fungi under salt stress[J]. Mycorrhiza, 2001, 11: 43-47.
- [15] YANO-MELO A M, SAGGIN O J, COSTA MAIA L. Tolerance of mycorrhized banana (*Musa* sp. cv. Pacovan) plantlets to saline stress[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2003, 9(5):343-348.
- [16] 冯固,白灯莎,杨茂秋,等.盐胁迫对 VA 菌根形成及接种 VAM 真菌对植物耐盐性的效应[J].应用生态学报,1999,1(1):79-82.
- [17] 冯固,张福锁.从枝菌根真菌对棉花耐盐性的影响研究[J].中国生态农业学报,2003,11(2):21-24.
- [18] 申连英,毛永民,鹿金颖,等.从枝菌根对酸枣实生苗耐盐性的影响[J].土壤学报,2004,41(3):426-433.
- [19] 冯长根,任玉华,李华.地表球囊霉对霞多丽耐盐性影响的研究[J].中外葡萄与葡萄酒,2004(2):19-21.
- [20] 贺忠群,邹志荣,贺超兴,等.盐胁迫下从枝菌根真菌对番茄细胞膜透性及谷光甘肽过氧化物酶活性的影响[J].西北农林科技大学学报,2006,34(12):53-64.
- [21] 李敏,辛华,郭绍霞,等. AM 真菌对盐渍土壤中番茄、辣椒生长和矿质养分吸收的影响[J].莱阳农学院学报,2005,22(1):38-41.
- [22] 郑义艳,冯固.盐胁迫和 AM 真菌对生菜生长的效应[J].土壤学报,2006,43(6):966-971.
- [23] 冯固,杨茂秋,白灯莎.盐胁迫下 VA 菌根真菌对无芒雀麦体内矿质元素含量及组成的影响[J].草业学报,1998(3): 21-28.
- [24] 邹琦,王学臣.作物高产高效生理学研究进展[M].北京:中国农业出版社,1990:61-65.
- [25] 李晓林.VA 菌根对不同植物磷、锌、铜养分吸收的意义和对根际土壤有效磷的影响[D].北京:中国农业大学,1990.
- [26] CANTRELL I C, LINDERMAN R G. Preinoculation of lettuce and onion with VA mycorrhizal fungi reduces deleterious effects of soil salinity[J]. Plant and Soil, 2001, 233: 269-281.
- [27] SHARIFI M, GHORBANLI M, EBRAHIMZADEH H. Improved growth of salinity-stressed soybean after inoculation with pretreatedmycorrhizal fungi [J]. Journal of Plant Physiology, 2007, 164 (9):1144-1151.
- [28] EVELIN H, KAPOOR R, GIRI B. Arbuscular mycorrhizal fungi in alleviation of salt stress: A reivew [J]. Annals of Botany, 2009, 104 (7):1263 - 1280.
- [29] ALLEN M F. Influence of vesicular arbuscular mycorrhizae on water movement through bouteloua gracilis Lag ex Steud [J]. New Phytol, 1982, 91: 191-196.
- [30] POSS I A, POND E C, MENGE J A, et al. Effect of salinity on myrrhizal onion and tomato in soil with and without additional phosphate [J]. Plant and Soil, 1985, 88: 307-319.
- [31] 冯固,李晓林,张福锁,等.盐胁迫下从枝菌根真菌对玉米水分和养分状况的影响[J].应用生态学报,2000,11(4):595-598.
- [32] WOJTASZEK P. Oxidative burst: An early plant response to pathogen infection [J]. Biochemical Journal, 1997, 322: 681-692.
- [33] MITTLER R. Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance [J]. Trends in Plant Science, 2002, 7(10): 405-410.
- [34] ALGUACIL M M, HERNANDEZ J A, CARAVACA F, et al. Antioxidant enzyme activities in shoots from three mycorrhizal shrub species afforested in a degraded semi-arid soil [J]. Physiologia Plantarum, 2003, 118:562 - 570.
- [35] GHORHANLI M, EBRAHIMZADEH H, SHARI M. Effects of NaCl and mycorrhizal fungi on antioxidative enzymes in soybean [J]. Biologia Plantarum, 2004, 48:575-581.
- [36] KONG P P, YANG S H, JIA R D, et al. Effect of different *Arbuscular mycorrhizal* fungi strains on mineral nutrition and antioxidant enzymes of *Chrysanthemum morifolium* [J]. Agricultural Science & Technology, 2011, 12(10):1477-1480.
- [37] 王红菊,王幼珊,张淑彬,等.从枝菌根真菌在蔬菜基质育苗上的应用研究[J].华北农学报,2011(2):152-156.