

文章编号: 1004-4353(2014)01-0089-06

长白山地区园参地土壤环境质量及重金属 潜在生态风险评价——以敦化市为例

徐万玲^{1,2}, 王钰婷², 李会杰¹, 朱卫红^{1,2*}

(1. 延边大学长白山生物资源与功能分子教育部重点实验室, 吉林 延吉 133000;
2. 延边大学理学院 地理系, 吉林 延吉 133000)

摘要: 通过野外考察和实验分析,测定了敦化市不同园参地土壤中的重金属含量和肥力指标,并对土壤重金属污染特征和土壤肥力质量进行了评价.结果表明:(1)Cr、Cu、Ni 和 Pb 的含量均在中国土壤背景值范围内;Zn 的含量超出中国土壤背景值,但在吉林省土壤背景值范围内,这与长白山地区独特的地质背景有关.(2)根据国家《土壤环境质量标准》二级标准,仅 D₂ 监测点土壤重金属达到轻度污染,其他监测点均属清洁.(3)长白山地区的园参地为轻微生态危害,土壤肥力达到中等以上水平,基本符合无公害人参生产要求;土壤中磷元素向域内水体流失的风险较大,应该引起重视.

关键词: 长白山地区; 园参地; 重金属; 土壤质量; 土壤肥力; 敦化市

中图分类号: X53 **文献标识码:** A

Research on environmental quality and ecological risk assessment of heavy metals for soil in *ginseng* plantation of Changbai Mountain area——a case study of Dunhua city

XU Wanling^{1,2}, WANG Yuting², LI Huijie¹, ZHU Weihong^{1,2*}

(1. Key Laboratory of Natural Resources of Changbai Mountain & Functional Molecules (Yanbian University),
Ministry of Education; 2. Department of Geography, College of Science, Yanbian University; Yanji 133000, China)

Abstract: Through fieldwork and experimental analysis, we determined the content of heavy metal and fertility indicators in soil of different *ginseng* plantation in Dunhua city, and evaluated the feature of heavy metal pollution and the fertility quality. The results show that: 1) The content of Cr,Cu,Ni and Pb in soil were in line with soil background value of China. The content of Zn was out of the range, but it was still in the provincial level, as it was related to the unique geological background of Changbai Mountain area. 2) According to the second level of GB15618-1995, only D₂ monitoring point was slightly polluted while the others were clean. 3) The *ginseng* plantations in Changbai mountain area were at slight ecological risk and the fertility level was in line with medium or over medium level which was still available to accord with the requirement of pollution-free. Meanwhile, there was a great risk of phosphorus loss from soil to water which we should pay more attention to.

Key words: Changbai Mountain area; *ginseng* plantation; heavy metal; soil quality; soil fertility; Dunhua city

人参(*Panax ginseng*)为五加科植物,主要产益智之功效^[1]. 由于人参是多年生宿根草本植物,于我国东北地区,其干燥根茎具有补脾益肺、安神因此,土壤质量的好坏对人参的质量与产量起着

决定性作用,特别是氮、磷、钾的含量对人参的生长发育至关重要^[2].随着工业化生产的发展,重金属对土壤的污染呈加重趋势,同时农业生产过程中化肥和农药的使用也会造成土壤中重金属的富集,加重土壤重金属的污染,给农业生产带来安全隐患^[3].李成等^[4]研究发现,人参随种植年限的增加对 Cu、Mn、Zn 有明显的积累趋势;张亚玉等^[5]研究表明,农田栽参土壤中的镉、铬、铜和铅元素的生物有效性高于林下参,因此林下参的品质相对较高. Kükrrer S 等^[6]、Soffianian A 等^[7]、Niu L 等^[8]探讨了重金属在沉积物、城市土地、农用地等土壤中的分布特征,并进行了生态风险评估,结果均表明重金属污染应当引起重视.本文以敦化市为例,分析研究不同园参地土壤重金属的污染特征,并对土壤重金属潜在生态风险程度、土壤环境质量及肥力质量进行了评价,旨在揭示长白山地区园参地生态安全现状,为该区域人参栽培产业发展提供理论依据,为生态系统保护及污染防治提供基础数据.

1 研究区概况

敦化市位于吉林省东部山区,隶属延边朝鲜族自治州(图 1),是吉林省区域面积最大的县级市(11 957 km²),生态气候适宜人参生长.敦化市的主要经济作物为参药、烟叶等,是我国东北东部重要的中药材集散地.敦化市平均海拔高度为 756 m,地势四周高、中部低;属中温带冷凉气候区.年平均气温为 2.6 ℃,年平均降雨量为 631.8 mm,山区气候特点明显.



图 1 长白山地区图及监测点位置

2 研究方法

2.1 土壤样品的采集

2013 年 8 月,在敦化市选取 18 个采样区(园参地分布集中且具有代表性的区域),每个采样区依据均匀性,按梅花采样法设置 5 个土壤监测点,共计 90 个;在每个监测点取 0~30 cm 土壤,土样去除砾石、碎屑等杂物后,自然风干,过 100 目尼龙筛,储存备用.

2.2 分析方法

利用电感耦合等离子质谱法对样品土壤中的 Cr、Cu、Ni、Zn 和 Pb 5 种元素进行测定. 土壤 pH 值采用电位法,有机质采用重铬酸钾-浓硫酸氧化外加热测定法,全氮采用半微量凯氏定氮法,碱解氮采用锌-硫酸亚铁还原半微量凯氏定氮法,有效磷采用碳酸氢钠浸提铝锑抗比色分光光度计法,速效钾采用乙酸铵浸提火焰光度法.

2.3 评价方法

土壤重金属评价采用内梅罗(Nemoro)综合污染指数法^[9],土壤肥力评价采用修正后的内梅罗指数法^[10].

3 结果与分析

3.1 园参地土壤中重金属元素的含量与分布

3.1.1 Cr 的含量与分布 如表 1 所示,不同园参地土壤中 Cr 的含量范围为 35.22~75.36 mg/kg,在中国和吉林省土壤 Cr 背景值含量的 95%置信区间范围内(吉林省土壤 Cr 背景值含量的 95%置信区间为 18.09~98.70 mg/kg^[11]¹⁴,中国土壤 Cr 背景值含量的 95%置信区间为 19.3~150.2 mg/kg^[12]). 相对于中国土壤 Cr 背景值的超出率为 11%,而相对于长白山地土壤 Cr 的平均含量的超出率为 33%. 不同园参地土壤中 Cr 含量的平均值为 46.93 mg/kg,均低于中国土壤 Cr 背景值(53.9 mg/kg^[12])和长白山地土壤 Cr 的平均含量(49.39 mg/kg^[11]¹⁸). 所有监测点土壤 Cr 含量均符合绿色食品生产基地土壤标准^[13](Cr≤120 mg/kg)和土壤环境质量标准(GB15618—1995)^[14]的二级标准(Cr≤150 mg/kg).

表 1 不同园参地土壤中重金属的含量(mg/kg)

	重金属含量				
	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb
最小值	35.22	17.68	18.44	62.74	38.81
最大值	75.36	39.10	51.64	122.74	48.22
平均值	46.93	26.83	29.61	88.75	43.44

3.1.2 Cu 的含量与分布 由表 1 所示,研究区不同园参地土壤中 Cu 的含量范围为 17.68~39.10 mg/kg,均高于长白山地土壤 Cu 背景值(17.36 mg/kg^{[11]18}),其中个别监测点超出吉林省土壤 Cu 背景值含量的 95% 置信区间(8.23~32.43 mg/kg^{[11]14}),相对于我国土壤 Cu 背景值(20.0 mg/kg^[12])的超出率为 94%,在中国土壤重金属背景值 Cu 含量 95% 置信区间范围(7.3~55.1 mg/kg^[12])内。不同园参地土壤中 Cu 含量的平均值为 26.83 mg/kg,超过中国土壤 Cu 背景值。所有监测点土壤 Cu 含量均达到了土壤环境质量二级标准(Cu≤50 mg/kg)和绿色食品生产基地土壤标准(Cu≤50 mg/kg)。

3.1.3 Ni 的含量与分布 如表 1 所示,不同园参地土壤中 Ni 的含量范围为 18.44~51.64 mg/kg,相对于我国土壤 Ni 背景值(23.4 mg/kg^[12])的超出率为 94%,相对于长白山地土壤 Ni 背景值(24.07 mg/kg^{[11]18})的超出率为 89%,其中仅 1 个监测点的 Ni 含量超出吉林省土壤 Ni 背景值含量的 95% 置信区间(10.44~44.22 mg/kg^{[11]14}),但所有观测点的 Ni 含量均在中国土壤 Ni 背景值含量的 95% 置信区间范围(7.7~71.0 mg/kg^[12])内。不同园参地土壤中 Ni 含量的平均值为 29.61 mg/kg,超过中国和长白山地土壤 Ni 背景值。其中 D₂ 观测点 Ni 的平均含量(51.64 mg/kg)略超出了土壤环境质量二级标准(Ni≤50 mg/kg)。

3.1.4 Zn 的含量与分布 由表 1 所示,不同园参地土壤中 Zn 的含量范围是 62.74~122.74 mg/kg,均高于中国土壤重金属背景值 Zn 含量 95% 置信区间(28.4~55.1 mg/kg^[12]),但均在吉林省土壤 Zn 背景值含量的 95% 置信区间(22.72~189.44 mg/kg^{[11]14})内,相对于长白山地土壤 Zn 背景值(94.9 mg/kg^{[11]18})的超出率是 28%,相对于中国

土壤 Zn 背景值(67.7 mg/kg^[12])的超出率为 94%。不同园参地土壤中 Zn 含量的平均值为 88.75 mg/kg,高于中国土壤 Zn 背景值,而低于长白山地土壤 Zn 背景值,达到土壤环境质量二级标准(Zn≤200 mg/kg)。

3.1.5 Pb 的含量与分布 如表 1 所示,不同园参地土壤中 Pb 的含量范围为 38.81~48.22 mg/kg,平均值为 43.44 mg/kg,均高于中国土壤 Pb 背景值(23.6 mg/kg^[12])和长白山地土壤 Pb 背景值(25.61 mg/kg^{[11]18}),同时超出吉林省土壤 Pb 背景值含量的 95% 置信区间(13.17~37.25 mg/kg^{[11]14}),但属于中国土壤重金属背景值 Pb 含量 95% 置信区间(10.0~56.1 mg/kg^[12]),其原因与参棚使用塑料薄膜有关。不同园参地土壤中 Pb 的含量均达到了土壤环境质量二级标准(Pb≤250 mg/kg)和绿色食品生产基地土壤标准(Pb≤50 mg/kg)。

3.2 园参地土壤重金属污染综合评价

为全面了解各种污染物对参地土壤环境的贡献,突出高质量分数污染物对土壤环境的影响,本文采用内梅罗污染指数对土壤中的重金属进行综合评价,其计算公式为:

$$P_z = \sqrt{\frac{\bar{P}_n + P_{nmax}^2}{2}}$$

式中: P_z 为内梅罗综合污染指数; \bar{P}_n 为单因子污染指数的平均值, P_{nmax} 为单因子污染指数的最大值. $P_n = C_n / S_n$, C_n 为污染物 n 的实测值, S_n 为污染物 n 的评价标准。

综合污染指数分级标准: $P_z \leq 0.7$ 时,土壤环境质量属清洁,等级为 I 级; $0.7 < P_z \leq 1$ 时,属尚清洁,土壤等级为 II 级; $1 < P_z \leq 2$ 时,属轻度污染,土壤等级为 III 级; $2 < P_z \leq 3$ 时,属中度污染,土壤等级为 IV 级; $P_z > 3$ 时,属重污染,土壤等级为 V 级。

中药材生产质量管理规范(GAP) 中规定中药材产地的土壤应符合国家土壤环境质量标准的二级标准,因此,本文选取国家土壤环境质量二级标准,应用内梅罗污染指数法对不同园参地土壤中重金属的污染程度进行评价(表 2)。

如表 2 所示,所有园参地监测点土壤中 Cr、

Cu、Zn 和 Pb 的单因子污染指数小于 1,为无污染等级(单因子污染指数的分级标准: $P_n \leq 1$,无污染; $1 < P_n \leq 2$,轻污染; $2 < P_n \leq 3$,中污染; $P_n > 3$,重污染),监测点 D₂ 和 D₅ 土壤 Ni 达到轻污染. 重金属污染程度为 Ni>Cu>Zn>Cr>Pb.

从内梅罗综合污染指数可知,D₃、D₄、D₅ 和 D₁₄ 监测点属于Ⅱ级土壤,污染等级为尚清洁;D₂ 监测点属于Ⅲ级土壤,已达到轻度污染;其他监测点均为Ⅰ级土壤,污染等级为清洁. 这表明,园参地土壤质量的整体水平基本达到了 GAP 无公害中药材生产基地的要求.

表 2 不同园参地土壤重金属污染综合指数

监测点	P_n					P_z	污染等级
	P_{Cr}	P_{Cu}	P_{Ni}	P_{Zn}	P_{Pb}		
D ₁	0.30	0.55	0.73	0.35	0.19	0.60	Ⅰ
D ₂	0.50	0.77	1.29	0.41	0.16	1.01	Ⅲ
D ₃	0.37	0.60	0.91	0.34	0.17	0.72	Ⅱ
D ₄	0.34	0.64	0.86	0.61	0.18	0.71	Ⅱ
D ₅	0.36	0.78	1.10	0.56	0.19	0.89	Ⅱ
D ₆	0.29	0.48	0.62	0.31	0.19	0.51	Ⅰ
D ₇	0.30	0.51	0.67	0.43	0.19	0.56	Ⅰ
D ₈	0.27	0.43	0.60	0.40	0.18	0.50	Ⅰ
D ₉	0.27	0.47	0.57	0.43	0.18	0.49	Ⅰ
D ₁₀	0.23	0.40	0.46	0.47	0.17	0.41	Ⅰ
D ₁₁	0.29	0.52	0.60	0.41	0.17	0.51	Ⅰ
D ₁₂	0.29	0.48	0.67	0.48	0.18	0.56	Ⅰ
D ₁₃	0.30	0.52	0.70	0.46	0.16	0.58	Ⅰ
D ₁₄	0.33	0.65	0.88	0.52	0.16	0.72	Ⅱ
D ₁₅	0.25	0.52	0.63	0.53	0.16	0.54	Ⅰ
D ₁₆	0.35	0.47	0.72	0.41	0.16	0.59	Ⅰ
D ₁₇	0.27	0.45	0.71	0.45	0.17	0.58	Ⅰ
D ₁₈	0.32	0.43	0.60	0.41	0.16	0.50	Ⅰ
均值	0.31	0.54	0.74	0.44	0.17	0.61	Ⅰ

3.3 园参地土壤肥力的质量评价

3.3.1 园参地土壤肥力 将测量的园参地土壤肥力各指标数据进行统计,经计算得出园参地的有机质含量范围为 57.5~143.3 g/kg,其中全 N 含量为 2.22~6.12 g/kg,有效 P 含量为 23~405.6 mg/kg,速效 K 含量为 213~1 191 mg/kg,均达到国家绿色食品土壤环境一级标准(绿色食品产地环境质量标准 NY/T391—2000:有机质>15 g/kg;全 N>1.0 g/kg;有效 P>10 mg/kg;速效 K>120 mg/kg). 园参地土壤的 pH 值为 4.3~

5.29,略低于适宜人参生长的 pH 值(一般认为适宜人参生长的土壤 pH 值为 5.4~7.0^[2]),在栽培过程中应予以适当的调节.

3.3.2 园参地土壤肥力质量评价 参照第 2 次全国土壤普查标准(表 3)对土壤不同属性因子的实测值进行标准化处理,得到土壤肥力单因子系数. 修正后的内梅罗指数公式为

$$P = \sqrt{\frac{P_i^2 + P_{imin}^2}{2}} \cdot \frac{n-1}{n},$$

式中 P 为土壤肥力系数, \bar{P}_i 为土壤肥力单因子系数的平均值, P_{imin} 为土壤肥力单因子系数的最小值, n 为参与评价的土壤属性因子个数. 修正后的内梅罗指数可以突出土壤属性中最差因子对土壤肥力质量的影响.

表 3 土壤各属性因子的分级标准

参数	pH	有机质 (g/kg)	全 N (g/kg)	水解 N (mg/kg)	有效 P (mg/kg)	速效 K (mg/kg)
X_{min}	4.5	10	0.75	60	5	50
X_{mid}	5.5	20	1.5	120	10	100
X_{max}	6.5	30	2.0	180	20	200

根据土壤属性因子并按照上述评价方法和评价标准,得到不同园参地土壤单因子肥力系数和综合肥力系数,见表 4. 不同园参地的土壤肥力系数 P 的范围为 1.67~1.96,均属中等以上水平,适于绿色无公害园参地的建设.

3.4 园参地土壤重金属潜在生态风险评价

Hakanson^[15]的潜在生态危害指数法侧重于多元素的协同作用,同时考虑到了各重金属元素的毒性,通过与研究区域土壤重金属背景值进行比较,能够综合地反映出研究区土壤中重金属对生态环境的潜在影响,因此在国际上被广泛应用^[16]. 重金属潜在生态危害指数计算公式为

$$RI = \sum E_r^i = \sum T_r^i \cdot C_i^i = \sum T_r^i \cdot C_s^i / C_n^i,$$

式中 RI 为多种重金属的潜在生态危害指数, E_r^i 为第 i 种重金属的潜在生态风险指数, C_i^i 为第 i 种重金属的富集系数, T_r^i 为第 i 种重金属的毒性系数, C_s^i 为第 i 种重金属的实测值, C_n^i 为第 i 种重金属的背景值. Cr、Cu、Ni、Zn 和 Pb 的毒性系数分别

为 2、5、5、1 和 5^[17]。

依据 Hakanson 潜在生态危害指数方法计算不同园参地土壤中的单一重金属潜在生态风险指数和多种重金属潜在生态危害指数如表 5 所示。根据生态危害系数的分级标准^[17],研究区内各监测点土壤中单一重金属元素的 $E_i^r < 40$,多种重金属潜在生态危害指数 $RI < 150$,均属于轻微生态危害。重金属元素的污染程度顺序为 $Pb > Cu > Ni > Cr > Zn$,与前文综合污染指数评价结果不完全一致,这是因为两次计算选取的标准值不同,潜在生态危害评价中选取长白山区土壤重金属背景值为标准值。

4 结论

1) 研究区域中不同园参地土壤中的重金属(Cr、Cu、Ni 和 Pb)含量均在我国土壤背景值范围内,其中 Cu、Ni 和 Pb 略超出吉林省土壤背景值范围;在 18 个监测点中,重金属 Zn 的含量均超出我国土壤背景值范围,但在吉林省土壤背景值范围内,这与长白山独特的地质背景有关。

2) 从整体上看,长白山地区土壤中的重金属

对园参生长是安全的,其中 Cr、Cu、Zn 和 Pb 的含量均符合国家土壤环境质量二级标准,且 Cr、Cu 和 Pb 的含量均在绿色食品生产土壤标准限定值范围内。在 18 个监测点中,有一个监测点的 Ni 含量略超出国家土壤环境质量二级标准,其原因可能与成土母质本身含量过高以及农药、无机磷肥等的大量施用有关。

3) 采用土壤内梅罗指数法评价(以国家土壤环境质量二级为评价标准)表明,在 18 个监测点中,仅 D₂ 监测点土壤为重金属轻度污染,其他均属清洁土壤;采用 Hakanson 潜在生态危害评价法(以长白山区土壤背景值为标准)评价表明,研究区内土壤重金属污染均属于轻度生态危害;采用土壤内梅罗指数法对研究区土壤肥力质量评价表明,所有监测点的土壤肥力均处于中等以上水平;因此,从综合土壤环境质量和肥力质量来看,长白山地区园参地为无公害绿色人参生产基地。

4) 各监测点的有效 P 含量较高(最高达 405.6 mg/kg),在汛期会引起磷素的高度淋溶,从而会导致磷素向区域内水体流失,对长白山地区的水质产生潜在危害。

表 4 土壤的单因子肥力系数和综合肥力系数

监测点	pH	P_i					P	肥力等级
		有机质	全 N	水解 N	有效 P	速效 K		
D ₁	1.33	3	3	3	3	3	1.79	3
D ₂	1.64	3	3	3	3	3	1.90	2
D ₃	0.97	3	3	3	3	3	1.67	3
D ₄	1.05	3	3	3	3	3	1.69	3
D ₅	1.28	3	3	3	3	3	1.77	3
D ₆	1.60	3	3	3	3	3	1.88	2
D ₇	0.97	3	3	3	3	3	1.67	3
D ₈	1.32	3	3	3	3	3	1.78	3
D ₉	0.96	3	3	3	3	3	1.67	3
D ₁₀	0.96	3	3	3	3	3	1.67	3
D ₁₁	0.99	3	3	3	3	3	1.68	3
D ₁₂	1.50	3	3	3	3	3	1.85	2
D ₁₃	0.99	3	3	3	3	3	1.68	3
D ₁₄	0.98	3	3	3	3	3	1.67	3
D ₁₅	1.79	3	3	3	3	3	1.96	2
D ₁₆	0.97	3	3	3	3	3	1.67	3
D ₁₇	1.65	3	3	3	3	3	1.90	2
D ₁₈	1.28	3	3	3	3	3	1.77	3

表 5 园参地土壤中重金属的潜在生态风险指数

监测点	E_i^r					RI
	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	
D ₁	1.82	7.87	6.08	0.74	9.33	25.84
D ₂	3.05	11.06	10.73	0.86	7.94	33.65
D ₃	2.26	8.64	7.53	0.73	8.31	27.46
D ₄	2.09	9.28	7.12	1.29	8.97	28.75
D ₅	2.17	11.26	9.17	1.19	9.41	33.20
D ₆	1.76	6.94	5.14	0.66	9.31	23.81
D ₇	1.79	7.34	5.55	0.91	9.24	24.84
D ₈	1.66	6.21	5.01	0.84	8.92	22.64
D ₉	1.65	6.71	4.74	0.90	8.72	22.73
D ₁₀	1.43	5.69	3.83	0.99	8.35	20.28
D ₁₁	1.75	7.42	5.01	0.86	8.13	23.16
D ₁₂	1.73	6.98	5.55	1.02	8.89	24.17
D ₁₃	1.80	7.43	5.84	0.97	7.58	23.61
D ₁₄	2.03	9.35	7.30	1.09	8.05	27.82
D ₁₅	1.54	7.54	5.24	1.12	7.93	23.37
D ₁₆	2.10	6.70	6.01	0.86	7.66	23.32
D ₁₇	1.67	6.44	5.87	0.94	8.13	23.05
D ₁₈	1.92	6.25	5.00	0.86	7.77	21.79
均值	1.90	7.73	6.15	0.94	8.48	25.19

参考文献:

- [1] 贾光林, 黄林芳, 索风梅, 等. 人参药材中人参皂苷与生态因子的相关性及其人参生态区划[J]. 植物生态学报, 2012, 36(4): 302-312.
- [2] 程海涛, 张亚玉, 张连学, 等. 土壤环境与人参生长关系的研究进展[J]. 中药材, 2011, 34(2): 313-317.
- [3] 陈芳, 董元华, 安琼, 等. 长期肥料定位实验条件下土壤中重金属的含量变化[J]. 土壤, 2005, 37(3): 308-311.
- [4] 李成, 刘学周, 王丽思, 等. 不同参龄人参及其根际土壤中 Cu、Zn、Mn 含量研究[J]. 土壤通报, 2012, 43(3): 718-723.
- [5] 张亚玉, 孙海, 高明, 等. 吉林省人参土壤中重金属污染水平及生物有效性研究[J]. 土壤学报, 2011, 48(6): 1306-1313.
- [6] Kükreker S, Seker S, Abaci Z T, et al. Ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of northern littoral zone of Lake Cildir, Ardahan, Turkey[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2014: 1-11.
- [7] Soffianian A, Madani E S, Arabi M. Risk assessment of heavy metal soil pollution through principal components analysis and false color composition in Hamadan province, Iran[J]. Environmental Systems Research, 2014, 3(1): 3.
- [8] Niu L, Yang F, Xu C, et al. Status of metal accumulation in farmland soils across China: from distribution to risk assessment[J]. Environmental Pollution, 2013, 176: 55-62.
- [9] 陈怀满. 环境土壤学[M]. 北京: 科学出版社, 2005: 522-523.
- [10] 阚文杰, 吴启堂. 一个定量综合评价土壤肥力的方法[J]. 土壤通报, 1994, 25(6): 245-247.
- [11] 孟宪玺, 李生智. 吉林省土壤环境背景值研究[M]. 北京: 科学出版社, 1995: 13-24.
- [12] 魏复盛, 陈静生, 吴燕玉, 等. 中国土壤环境背景值研究[J]. 环境科学, 1991, 12(4): 14.
- [13] 中国农业部. NY/T391—2000 绿色食品产地环境技术条件[S]//绿色食品标准汇编. 北京: 中国标准出版社, 2003: 86-90.
- [14] 国家环境保护局. 土壤环境质量标准 GB15618—1995[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 1995.
- [15] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [16] 叶琛, 李思悦, 卜红梅, 等. 三峡水库消落区蓄水前土壤重金属含量及生态危害评价[J]. 土壤学报, 2010, 47(6): 1264-1269.
- [17] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115.