

# 不同树种下林下参土壤重金属含量差异分析

李腾懿, 孙海, 杨振, 张亚玉

(中国农业科学院特产研究所, 长春 130112)

**摘要:**为了解不同树种下林下参土壤中重金属含量的差异,以林下参护育中的胡桃楸、榆树、松树和杨树为研究对象,分析林下土壤中 Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, V, Zn 九种重金属含量。结果表明:不同树种下林下参土壤中重金属含量差别较大;重金属全量的变异系数以 Cu 最大,为 0.33,而有效态含量的变异系数以 Fe 最大,达到了 0.57;土壤中 Cd 的总量为 0.390 mg/kg,大于国家土壤环境质量二级标准,值得引起注意;土壤中有有效态 Cd, Cu, Fe, Pb, V, Zn 含量均以胡桃楸下为最高,有效态 Al, Cr 含量以松树下最高,杨树下有效态 Cd, Cu, Fe 的含量为各树种间最低;林下参重金属富集系数以 Zn, Cu, Cr 为最高,分别为 0.445, 0.473 和 0.279;林下参红皮病的发病指数以胡桃楸下最高而以杨树下最低,并与土壤中有有效态铁含量呈显著正相关,与有效态锰含量呈显著负相关( $p < 0.01$ ),相关系数分别为 0.796 和 0.76。

**关键词:**林下参; 土壤; 重金属; 树种; 红皮病

**中图分类号:**S567.51

**文献标识码:**A

**文章编号:**1005-3409(2015)02-0310-06

## The Difference of Heavy Metals in the Ginseng Growing in Forests Soil with Different Trees

LI Tengyi, SUN Hai, YANG Zhen, ZHANG Yayu

(Institute of Special Animal and Plant Sciences of CAAS, Changchun, Jilin 130112, China)

**Abstract:** To find out the difference of heavy metals in soils grown different trees, the contents of Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, V, Zn in the ginseng growing in soils of forests with elm, pine, poplar, and juglans, respectively, were detected and analyzed. The results are as follows. There were great differences in soil heavy metals under different trees; the CV of Cu was the greatest among between different trees with regard to total metals, which is 0.33, the CV of Fe was the greatest in terms of the available metals between different trees, which is 0.57; the content of total Cd exceeded the second level criterion of Standard of Soil Environment (GB15 618—1995), which was 0.390 mg/kg; the available contents of Cd, Cu, Fe, Pb, V, Zn were both higher in juglans soils than any soils growing the other trees, the available contents of Al, Cr were both higher in pine soils than any other trees, the available contents of Cd, Cu, Fe were both lower in poplar soils than any other trees. The enrichment factors of Zn, Cu, Cr in ginseng under forest are great, which were 0.445, 0.47 and 0.279, respectively, and the enrichment factor of V in ginseng under forest was lowest between different heavy metals; the SHBI of ginseng under forest were the greatest under juglans and the lowest under poplars. There was a significant positive correlation between the SHBI of ginseng under forest and the available Fe, the correlation coefficient was 0.796, and there was a significant negative correlation between the SHBI of ginseng under forest and the available Mn, the correlation coefficient was 0.76.

**Keywords:** ginseng growing in forest; soil; heavy metals; species of trees; red coating root disease

人参(*Panax ginseng* C. A. Mey.)系五加科人参属多年生草本植物,素有“百草之王”的美誉,是第三纪幸存下来的极其珍贵的植物活化石,具有滋补强壮、安神益智之功效,在国内外中药领域占有极其重要的地位目前,人参的生产模式主要有两种,一种是

栽培人参,一种是林下护育人参(林下参),林下参是一种仿野山参生长环境进行的人工护育人参,其产品药用价值和经济价值均高于栽培人参。2005 年中国药典增补版正式将林下参归为野山参项下。林下参的发展不仅为市场提供了高品质的人参产品,还对野

山参资源的恢复和保护起到了非常积极的作用。林下参作为一种珍贵的中药材,其重金属含量是关系到林下参药用价值和经济价值的非常重要的因素。

土壤是林下参赖以生存的物质基础,其重金属含量与存在形态将会直接影响林下参中重金属的含量和富集系数。土壤中重金属的污染会造成其正常供给功能的紊乱,进而会影响到植物的正常生长发育,最终通过食物链影响到人体健康<sup>[2]</sup>。土壤中所含的重金属,有的对林下参的生长具有毒害作用,并且具有长期性和难移动等特点,如镉和铅等;有的像铜和锌等在适量时有益于植物的生长而过量时则会造成污染<sup>[3-5]</sup>。树种作为林下参生长环境中主要的影响因素之一,可以通过其根系分泌物、林木凋落物等直接或间接的影响土壤中重金属含量以及存在状态,因此,本研究以吉林省抚松县新屯子镇白石岗村林下参标准化护育基地为研究区域,选择基地内的四种常见树种胡桃楸、榆树、松树和杨树,对其树下的土壤重金属全量和有效态含量以及树下生长的林下参重金属含量进行了测试分析,以期明确不同树种下土壤中重金属含量及存在状态的差异,为今后林下参护育提供理论参考和技术支持。

1 材料与方法

1.1 试验材料

不同树种土壤及林下参样品采自于吉林省抚松县新屯子镇白石岗村林下参标准化护育基地。该区

位于东经 127°34',北纬 42°55',海拔 660~670 m,属山区湿润气候,土壤属暗棕壤,年平均气温在 3.1℃左右,年均降水量 799 mm 左右,年均日照时数 2 200~2 500 h,年均无霜期 130 d 左右。

1.2 采样方法

选择同一坡度、同一坡向、同一坡位生长的不同树种下的林下参土壤,按照张亚玉等<sup>[6]</sup>采挖野山参时采集土壤的方法进行,每个树种选择 5~6 株林下参,在树下采集三份根区土壤混合均匀作为一个样品。将采集到的土壤样品装入塑料自封袋中,及时带回实验室,除去植物根系和石块等,风干后研磨,分别过 20 目和 100 目筛,装袋密封待测。将采集到的人参带回实验室,首先用清水刷洗干净人参表面残留的土壤,之后用去离子水冲洗人参表面 2~3 次,称重,用粉碎机粉碎,过 100 目筛,装入塑料自封袋中备用。

1.3 测试方法

土壤有效养分测定采用常规农化分析方法进行测定。土壤中重金属消煮采用土壤环境质量二级标准中规定方法。土壤有效态重金属采用 0.1 mol/L HCl 浸提。重金属测定采用美国瓦里安中国公司的 Vista PRO ICP 进行。

为保证试验数据的可靠性,试验过程进行标准土壤较准,标准土壤为国家标准物质网提供的松嫩平原土壤[GBW07424(GSS-10)],其中镉和铅的相对误差(RE)分别为 2.9%和 3.7%,相对标准偏差(RSD)分别为 0.97%和 1.35%。

表 1 不同树种下土壤基础理化性状

树种	有机质/%	碱解氮/(mg·g <sup>-1</sup> )	速效磷/(mg·g <sup>-1</sup> )	有效钾/(mg·g <sup>-1</sup> )	pH
榆树下	10.47±0.85	255.42±19.34	8.78±0.12	60.24±8.03	5.39
松树下	7.92±0.57	226.29±9.87	13.33±2.50	92.50±4.77	5.04
杨树下	8.50±0.21	202.96±6.56	18.90±2.79	111.80±6.10	5.70
胡桃楸下	6.48±0.39	182.13±10.59	4.65±0.43	25.41±7.42	6.01

对不同树种下林下参红皮病的发病情况进行了统计,并结合林下参红皮病的发病指数计算公式,得出了不同树种下林下参红皮病的发病指数(SHBI)。

林下参红皮病发病指数计算公式:

发病指数 = 
$$\frac{\sum \text{各级病株数} \times \text{相应发病等级}}{\text{总株数} \times \text{最高发病等级}}$$

林下参红皮病发病指数:0 级:无红皮病;1 级:须根局部略变红或有零星红斑;2 级:根部有个别明显病斑,占表面积的 1/5 以下,参形正常;3 级:红皮病斑明显,占表面积的 1/5~1/2,影响外观;4:病斑大而多,占表面积的 1/2 以上,2/3 以下,外观受严重影响;5:病斑占参根表面积的 2/3 以上,或完全变红,须根基本没有,丧失商品价值。

表 2 不同树种下林下参红皮病发病情况

树种	编号	病参数	发病等级	年限/a	发病指数
榆树下	1	1	4	13	0.8
	2	1	4	13	0.8
	3	3	4	13	0.8
	4	2	3	13	0.6
松树下	5	1	3	13	0.6
	6	2	3	13	0.6
	7	1	2	13	0.4
杨树下	8	1	2	13	0.4
	9	3	2	13	0.4
	10	2	5	13	1
胡桃楸下	11	2	5	13	1
	12	2	5	13	1

1.4 上机测试条件

主要试剂:试验中所用的药品均为优级纯,水为超纯水;测试仪器:安捷伦公司的 Varian ICP710 ES;工作条件:功率 0.9 kW,等离子体气流量 15.0 L/min,辅助器流量 2.25 L/min,雾化气流量 0.8 L/min,泵速 15 r/min,样品间清洗时间 10 s;ICP 分析用混合标准溶液(GSB04—1766—2004)由国家有色金属及电子材料分析测试中心提供。

1.5 数据分析

采用 Excel 2010 和 SPSS 17.0 进行数据处理和相关分析。

2 结果与分析

2.1 林下参土壤重金属全量和有效态含量总体特征

参照国家环保局南京环境科学研究所撰写的中华人民共和国土壤环境质量标准 GB15618—1995<sup>[7]</sup>,取置信度 95%,对采样地不同树种下的林下参土壤重金属全量和有效态含量分别进行描述性统计,结果如表 3 所示。不同树种下的林下参土壤重金属全量变异系数以 Cu 和 Mn 最大,分别为 0.33 和 0.26,重金属有效态含量变异系数以 Fe 和 Pb 最大,分别为 0.54 和 0.47,产生上述现象的原因可能有:一是林木根系会向土壤中分泌一些以有机酸为主的小分子物质,能明显改善根际土壤的化学过程,促进

难溶性物质的溶解<sup>[8]</sup>,而不同树种根系分泌物的含量和组成均存在一定的差异,从而导致了其对土壤中重金属解吸的快慢反应速率不同<sup>[9]</sup>;二是不同树种下的林木凋落物的组成与分解速率不同,导致林下土壤化学性质如 pH 值、有机质和 N,P,K 等含量的不同<sup>[10]</sup>,而土壤化学性质对重金属含量起着重要作用<sup>[11]</sup>。其中镉(Cd)的含量为 0.390 mg/kg,超过国家土壤环境质量二级标准规定的限制值,其最大含量达到 0.496 mg/kg,超过国家三级标准,这与一般土壤中镉的污染概率较高的研究相一致<sup>[12]</sup>,需要引起人们注意。除镉外,林下参土壤中其他金属元素的含量均低于国家一级标准规定的限制值,说明林下参土壤中的重金属含量基本保持在自然背景水平。但是土壤中铜(Cu)和锌(Zn)的最大含量分别达到了 29.35,87.86 mg/kg,接近一级标准的限制值,值得引起注意。总体而言,重金属有效态含量的变异系数比重金属总量的变异系数大,这可能与其在不同形态中的含量和化学组成不同有关<sup>[13]</sup>。

土壤中重金属生物有效性系数指的是土壤中重金属有效态含量与重金属全量的比值,可以用来更好的评估土壤重金属风险以及生物的累积作用,测定的林下参土壤重金属中以镉(Cd)和锰(Mn)的生物有效性最高,分别为 33.85%和 24.17%,说明镉和锰的生物活性比较强,易于被植物吸收,而铁(Fe)和铬(Cr)的生物有效性最低,仅为 0.30 和 0.55。

表 3 林下参土壤中重金属全量和有效态含量描述性统计

元素	全量/(mg·kg <sup>-1</sup> )		变异 系数	有效态/(mg·kg <sup>-1</sup> )			变异 系数	生物有 效性/%
	均值±标准差	范围		一级标准	均值	范围		
Al	13.67±1.64	10.15~15.58	0.12	—	0.803	0.315~1.121	0.37	5.87
Cd	0.390±0.090	0.254~0.496	0.23	0.20	0.132	0.095~0.177	0.21	33.85
Cr	30.32±6.06	20.36~39.87	0.20	90	0.166	0.087~0.302	0.40	0.55
Cu	18.91±6.24	10.15~29.35	0.33	35	0.384	0.235~0.498	0.28	2.03
Fe	9.59±1.63	6.18~12.35	0.17	—	0.029	0.015~0.054	0.54	0.30
Mn	0.757±0.197	0.52~1.05	0.26	—	0.183	0.153~0.218	0.11	24.17
Pb	11.82±1.89	9.11~14.88	0.16	35	0.441	0.219~0.787	0.47	3.73
V	40.11±3.21	36.56~46.87	0.08	—	5.326	3.978~6.918	0.21	13.28
Zn	63.02±8.19	54.49~87.86	0.13	100	3.313	2.520~3.343	0.18	5.26

2.2 不同树种下林下参土壤重金属有效态含量及生物有效性差异分析

土壤中重金属含量、有效性等受到土壤理化性质、生物类型、重金属特征以及根际环境等综合作用的影响<sup>[14]</sup>,不同树种由于其根系分泌物的组成与含量以及林木凋落物的组成等方面存在差异,会在不同程度上改变土壤的理化性质如 pH 值、离子组成及存在状态等,进而在不同程度上影响林下参土壤中重金属含量及存在状态。由表 4 可知,不同树种下土壤中重金属有效态含量表现差别较大。铝是地壳中含量最丰富的

金属元素,约占地壳总质量的 7%~8%,在酸性土壤中铝含量超标将会对植物根系产生伤害,严重限制植物的生长发育<sup>[15]</sup>,由表 4 可知,有效态 Al 含量在松树下土壤中最高,为 1 049 mg/kg,比最低的胡桃楸下的含量高出 3.1 倍,不同树种下的铝含量表现为松树下>榆树下>杨树下>胡桃楸下,这与其树下土壤中 pH 值的表现是相一致的,这是因为土壤中的交换态和水溶态铝含量会随土壤 pH 值的降低而增加<sup>[16]</sup>;土壤中的镉是植物非必须元素,被视为毒性最强的重金属元素之一,易被植物吸收并通过食物链进入人体,对人体

健康产生极大危害<sup>[17]</sup>,不同树种下有效态 Cd 含量以胡桃楸下最高而杨树下最低,两者相差 0.071 mg/kg,大小表现为胡桃楸下>松树下>榆树下>杨树;土壤中铬含量超标会引起土壤贫瘠,导致植物枯萎,并通过食物链累积最终危害人体健康<sup>[18]</sup>,不同树种下有效态 Cr 表现为松树下最高,为 0.253 mg/kg,比最低的胡桃楸下含量高出 2.8 倍,大小表现为松树下>榆树下>杨树>胡桃楸下,松树下土壤有效态铬(Cr)含量显著高于其他树种,这可能是与松树下土壤 pH 值较低有关,土壤 pH 值较低时会促进土壤中铬水溶态和交换态含量的增加,进而提高其生物有效性<sup>[19]</sup>;铜是一种对人体有益的微量元素,在许多生物化学过程中都有重要作用,但是一旦摄入过量就会产生危害<sup>[20]</sup>,土壤中过量的铜会减弱植物的光合作用,使根系受损,最终影响植物的正常生长发育,由表 4 可知,不同树种下有效态 Cu 含量表现为胡桃楸下>松树下>榆树下>杨树,且各树种间表现呈显著性差异( $p<0.05$ );土壤中过量的铁离子会对人参产生毒害作用,引起人参红皮病的发生<sup>[21]</sup>,有效态 Fe 含量以胡桃楸下最高,比最低的杨树下的有效态铁含量高出 3.3 倍,不同树种下的有效态铁含量表现为胡桃楸下>榆树下>松树下>杨树,且相互之间呈显著性差异( $p<0.05$ );不同树种下的有效态 Mn 含量以杨树下最高而胡桃楸下最低,表现为杨树下>松树下>榆树下>胡桃楸下,且相互之间呈显著性差异( $p<0.05$ );铅是重金属环境激素物质之一,能对人体内的正常激素功能施加影响,可以导致人体生殖功能的下降,并引起各种生理异常,尤其对儿童危害最大<sup>[22]</sup>,由表 4 可以看出,有效态 Pb 含量以胡桃楸下最高,达到了 0.760 mg/kg,显著高于其他树种两倍以上,榆树下、松树下和杨树

下的铅含量差异不显著( $p<0.05$ ),这可能与土壤中重金属之间存在复合效应有关,不同重金属之间往往会出现复合效应,表现为加和效应、拮抗效应和协同效应三种,陈怀满等在研究 Cd,Pb,Cu,Zn 和 As 等五种元素间的交互作用时发现,各种金属之间的相互作用促进了 Cd,Pb,Zn 的活化,对 As 反而会有抑制作用<sup>[23]</sup>,可见土壤中的重金属之间的复合作用也会影响其各自的含量以及生物有效性;不同树种下有效态 V 含量以胡桃楸下最高而榆树下最低,而有效态 Zn 含量则表现为胡桃楸下和杨树下显著高于榆树下和松树下。综合来看,胡桃楸下多数重金属含量显著高于其他树种,这可能与其属下土壤有机质和有效态养分含量有关(表 1),土壤有机质含量是影响土壤中重金属含量和生物有效性等最主要的因素之一,主要可以通过两方面影响土壤中重金属的存在状态:一是土壤有机质可以给土壤溶液提供合适的螯合剂,从而影响土壤重金属的活性;二是土壤有机质可以通过吸附重金属而形成比较稳定的复合物<sup>[24-25]</sup>。Covelo 等研究发现,土壤有机物可以通过螯合、吸附等作用固定土壤中的重金属,同时因为有机质分解所形成的还原性条件有利于土壤中 CdS 沉淀的形成,从而降低土壤中 Cd 的有效态含量及其生物有效性<sup>[26]</sup>。

相比较于土壤中重金属总量和有效态含量,土壤重金属生物有效性能够更清楚的指示环境污染对土壤的影响<sup>[27]</sup>。如表 4 所示,不同树种下林下参土壤重金属生物有效性系数表现的规律和有效态含量表现基本一致,但铜(Cu)的有效态含量在各树种间表现呈显著性差异而生物有效性系数相互间没有明显差异;虽然杨树下有效态镉(Cd)的含量均为各树种间最低,但其生物有效性却为各树种间最高。

表 4 不同树种下土壤重金属有效态含量和生物有效性

项目	树种	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Pb	V	Zn
有效态含量 AC/(mg·kg <sup>-1</sup> )	榆树下	999a	0.125b	0.182b	0.313c	24b	173c	0.344b	4.444b	2.640b
	松树下	1049a	0.131b	0.253a	0.363b	21c	187b	0.342b	5.560ab	2.974b
	杨树	824b	0.103c	0.141b	0.237d	16d	209a	0.319b	4.864ab	3.726a
	胡桃楸下	340c	0.174a	0.091c	0.481a	53a	162c	0.760a	6.436a	3.914a
生物有效性 系数 BC/%	榆树下	7.096a	35.61ab	0.471bc	1.896a	0.256b	16.85c	2.819b	10.21b	4.608b
	松树下	7.883a	29.96b	0.831a	1.869a	0.214b	28.85b	2.810b	14.95a	6.351a
	杨树	6.564a	37.41a	0.609b	2.035a	0.199b	39.21a	5.524a	12.54ab	5.206b
	胡桃楸下	2.361b	35.56ab	0.316c	1.736a	0.494a	20.00c	3.487b	15.78a	4.943b

2.3 土壤综合污染指数

为了客观反应不同树种下林下参土壤的污染程度,了解其重金属潜在风险,选用兼顾单因素污染指数平均值和最大值的内梅罗污染指数法<sup>[28]</sup>对所测得的几种重金属进行评价,土壤背景值采用野山参土壤中重金属含量<sup>[29]</sup>。评价结果见表 5,结果表明,不同树种

下的林下参土壤中重金属含量大多处于较低水平,污染指数均在 1~2 之间。只有松树下和胡桃楸下土壤中的镉含量、榆树下的铬含量以及胡桃楸下的铁含量均处于较高水平,污染指数均大于 2,值得注意的是榆树下的钒含量和胡桃楸下的铜含量均接近中度污染水平,其污染指数分别为 1.99 和 1.94,值得警醒。

表 5 不同树种下土壤重金属污染评价结果

污染指数	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Pb	V	Zn
榆树下	1.016	1.931	2.046	1.185	1.855	2.240	1.488	1.990	1.097
松树下	0.963	2.491	1.619	1.384	1.883	1.509	1.479	1.699	1.195
杨树下	0.924	1.537	1.267	0.830	1.544	1.774	1.700	1.753	1.101
胡桃楸下	1.043	2.722	1.522	1.940	2.095	1.184	1.113	1.836	1.432

2.4 林下参中重金属含量及其富集系数

表 6 反映了林下参根部重金属含量极其富集系数。可以看出,林下参根部以铝(Al)和钒(V)的变异系数最高,达到了 45.41%和 51.97%,而只有铜(Cu)和锰(Mn)的变异系数在 20%以下,这说明取样地的不同树种对林下参根部物质的化学组成产生了一定的影响。林下参根部重金属富集系数是指林下参根部的重金属含量与对应的土壤重金属全量之比,可以用来表征“土壤—林下参”体系中重金属吸收、迁移和累积的难易程度,富集系数越大,则表明土壤中重金属越容易被植物吸收利用。由表 3 可知,林下参根部重金属的富集系数以锌(Zn)和铜(Cu)的最高,达到了 0.445 和 0.473,其次为镉(Cd),达到了 0.279,表明锌(Zn)、铜(Cu)、镉(Cd)在林下参中的吸收、迁移和累积能力最强,其潜在风险也相应的较高,造成上述现象的原因可能是土壤中锌主要被胶体吸附成代换态锌或以  $Zn^{2+}$  和  $Zn(OH)^+$  络合离子存在<sup>[30]</sup>,而 Cd 能与土壤中的  $Cl^-$  和  $OH^-$  形成易于移动的络合离子<sup>[31]</sup>,更易于被林下参吸收。

2.5 林下参红皮病发病指数与土壤中重金属全量、有效态含量及生物有效性系数间的关系

表 7 是对林下参红皮病发病指数与林下土壤重金属全量、有效态含量之间做的简单相关分析,由表我们可以看出,林下参红皮病发病指数与铁(Fe)的总量和有效态含量均呈显著正相关( $p<0.01$ )而与

锰(Mn)的总量及有效态含量呈显著负相关( $p<0.01$ ),与前人研究结果一致<sup>[32]</sup>,表明土壤中  $Fe^{2+}$  和  $Mn^{2+}$  在林下参红皮病形成过程中存在拮抗作用,在酸性条件下  $Mn^{4+}-Mn^{2+}$  体系标准电位较高( $E_0$ ),其氧化性物质较强, $Fe^{2+}$  先被氧化, $Mn^{2+}$  则较稳定的存在与土壤溶液中。同时我们也发现,林下参红皮病的发病指数与镉(Cd)的有效态含量以及铜(Cu)的全量及有效态含量呈显著正相关( $p<0.01$ ),而与铅(Pb)的全量及有效态含量呈显著负相关,说明在林下参红皮病发病指数较高的土壤中含有较高的镉、铜以及较低的铅,这可能与土壤中重金属之间存在的复合作用有关,而有关镉、铜等与林下参红皮病发病的具体关系则需要进一步研究。

表 6 林下参中重金属含量极其富集系数

元素	平均值±标准差/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	变化范围/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	变异 系数/%	富集 系数
Al	0.370±0.168	0.132~0.664	45.41	0.027
Cd	0.101±0.021	0.067~0.138	20.79	0.259
Cr	2.444±0.816	1.316~4.009	33.39	0.081
Cu	8.936±1.087	7.147~10.979	12.06	0.473
Fe	0.248±0.083	0.115~0.379	33.47	0.026
Mn	0.048±0.009	0.035~0.059	18.75	0.063
Pb	1.028±0.322	0.725~1.591	31.32	0.087
V	0.812±0.422	0.243~1.363	51.97	0.013
Zn	28.012±6.756	17.977~40.526	24.12	0.445

表 7 红皮病发病指数与土壤重金属全量、有效态含量间的相关关系

相关关系	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Pb	V	Zn
全量	0.409	0.641	0.572	0.770**	0.758**	-0.721**	-0.715**	0.379	0.627
有效态含量	-0.467	0.762**	-0.285	0.783**	0.796**	-0.76**	-0.738**	0.234	0.215

\*\* 代表差异达到极显著性水平,  $p<0.01$ ; \* 代表差异达到显著水平,  $p<0.05$ 。

3 结论

林下参土壤镉含量超过国家二级标准限制值,可能会影响到林下参的品质和安全。土壤中其他金属元素含量均低于国家一级标准,但铜和锌含量接近一级标准限制值。大多数树下土壤重金属含量处于轻度污染水平,松树下和胡桃楸下土壤中的镉含量、榆树下的铬含量、胡桃楸下的铁含量、榆树下的钒含量以及胡桃楸下的铜含量均处较高水平,能会影响林下参品质,需要引起重视。不同树种下林下参土壤重金

属有效态含量差异显著,但基本都处于同一数量级水平。总的来说,胡桃楸下林下参土壤重金属含量大多高于其他树种下,可能会影响其林下参的正常生长,而其他树种下重金属含量表现不一致。不同树种下林下参土壤中重金属含量及其存在状态的差异以及林下参特殊的吸收机制共同决定了林下参对重金属的富集作用。取样地林下参对土壤中铜和锌的富集系数最高,其次为镉。

林下参红皮病的发病指数以胡桃楸下最高杨树

下最低,且与树下土壤中的有效铁含量呈显著正相关

而与有效锰含量呈显著负相关,林下参红皮病发生严重的土壤中含有较高的镉、铜以及较低的铅含量。

#### 参考文献:

- [1] 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.
- [2] Guala S D, Vega F A, Covelo E F. Heavy metal concentrations in plants and different harvestable parts: a soil-plant equilibrium model[J]. Environmental Pollution,2010,158(8):2659-2663.
- [3] Bai J, Cui B, Chen B, et al. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake wetland, China[J]. Ecological Modelling,2011,222(2):301-306.
- [4] Wu X Y, Yang Y F. Heavy metal (Pb, Co, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn and Zn) concentrations in harvest-size white shrimp *Litopenaeus vannamei* tissues from aquaculture and wild source[J]. Journal of Food Composition and analysis,2011,24(1):62-65.
- [5] 陈晓杰,何政伟,薛东剑. 基于模糊综合评价的土壤环境质量研究:以九龙县里伍铜矿区为例[J]. 水土保持研究,2012,19(1):130-133.
- [6] 张亚玉,宋晓霞,孙海. 放山[J]. 人参研究,2008(3):49-50.
- [7] 国家质量监督检验检疫总局. 土壤环境质量标准[S]. GB1518—2008.
- [8] 黄丽,刘畅,胡红青,等. 不同 pH 下有机酸对针铁矿和膨润土吸附  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  的影响[J]. 土壤学报,2007,44(4):643-649.
- [9] 洪常青,聂艳丽. 根系分泌物及其在植物营养中的作用[J]. 生态环境,2003,12(4):508-511.
- [10] 孙慧珍,陈明月,蔡春菊,等. 不同类型城市森林对土壤肥力的影响[J]. 应用生态学报,2009,20(12):2871-2876.
- [11] 卢瑛,龚子同,张甘霖,等. 南京城市土壤重金属含量及其影响因素[J]. 应用生态学报,2004,15(1):123-126.
- [12] 宋伟,陈百明,刘琳. 中国耕地土壤重金属污染概况[J]. 水土保持研究,2013,20(2):293-298.
- [13] 朱维晃,杨元根,毕华,等. 海南土壤中 Zn, Pb, Cu, Cd 四种重金属含量及其生物有效性的研究[J]. 矿物学报,2004,24(3):239-244.
- [14] 刘霞,刘树庆. 土壤重金属形态分布特征与生物效应的研究进展[J]. 农业环境科学学报,2006,25(1):4074-4074.
- [15] Foy C D, Duke J A, Devine T E. Tolerance of soybean germplasm to an acid Tatum subsoil[J]. Journal of Plant Nutrition,1992,15(5):527-547.
- [16] 应小芳,刘鹏,徐根娣. 土壤中的铝及其植物效应的研究进展[J]. 生态环境,2003,12(2):237-239.
- [17] 曾咏梅,毛昆明,李永梅. 土壤中镉污染的危害及其防治对策[J]. 云南农业大学学报,2005,20(3):360-365.
- [18] Salvador-Blanes S, Cornu S, Bourennane H, et al. Controls of the spatial variability of Cr concentration in topsoils of a central French landscape[J]. Geoderma,2006,132(1):143-157.
- [19] Karathanasis A D, Johnson D M C. Subsurface transport of Cd, Cr, and Mo mediated by biosolid colloids[J]. Science of the Total Environment,2006,354(2):157-169.
- [20] Tyler G, Pahlsson A M B, Bengtsson G, et al. Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates[J]. Water, Air, and Soil Pollution,1989,47(3/4):189-215.
- [21] 赵曰丰,李晓明. 人参红皮病诊断和综合防治的研究[J]. 吉林农业大学学报,2002,24(2):82-85.
- [22] 匡少平,徐仲. 水稻对土壤中环境重金属激素铅的吸收效应及污染防治[J]. 环境科学与技术,2002,25(2):32-34.
- [23] Huaiman C, Chunrong Z, Shenqiang W, et al. Combined pollution and pollution index of heavy metals in red soil[J]. Pedosphere,2000.
- [24] Zeng F, Ali S, Zhang H, et al. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants[J]. Environmental Pollution,2011,159(1):84-91.
- [25] Ylivainio K. Effects of iron (III) chelates on the solubility of heavy metals in calcareous soils[J]. Environmental Pollution,2010,158(10):3194-3200.
- [26] Covelo E F, Vega F A, Andrade M L. Competitive sorption and desorption of heavy metals by individual soil components[J]. Journal of Hazardous Materials,2007,140(1):308-315.
- [27] 潘根兴,高建芹,刘世梁,等. 活化率指示苏南土壤环境中重金属污染冲击初探[J]. 南京农业大学学报,1999,22(2):46-49.
- [28] 国家环境保护总局. 土壤环境监测技术规范[S]. HJ/T166-2004.
- [29] 张亚玉,孙海,宋晓霞,等. 野山参根区土壤无机元素的测试研究[J]. 安徽农业科学,2009,37(31):15340-15341.
- [30] 李恋卿,郑金伟,潘根兴,等. 太湖地区不同土地利用影响下水稻土重金属有效性库变化[J]. 环境科学,2003,24(3):101-104.
- [31] 吕建波,徐应明,贾堤,等. 土壤镉、铅污染对油菜生长行为及重金属累积效应的影响[J]. 天津城市建设学院学报,2005,11(2):107-110.
- [32] 李志洪,田淑珍. 人参红皮病与土壤生态条件的关系[J]. 生态学报,1999,19(6):864-869.