DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2015.01.019

三七种植土壤中主要污染物累积及微生物特性变化①

朱 烨[1,2]，滕 应[1,2*]，张满云[1,2]，马文亭[1]，刘五星[1]，任文杰[1]，骆永明[1,2]，李振高[1]，郭 栋[3]

(1 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所)，南京 210008；2 中国科学院大学，北京 100049；3 无限极(中国)有限公司，广州 510623)

摘 要：通过野外采样及室内分析研究了三七不同种植年限土壤中主要污染物积累以及土壤酶活性和微生物功能多样性的变化特征。结果表明：Zn、Cr、Cd、As、Ni、Hg、Cu 含量均超过国家土壤环境质量二级标准，其中 As、Cd 污染程度最严重；随着三七种植年限增加，土壤中重金属 Cu、Cr 累积量增加。有机氯农药五氯硝基苯及毒死蜱在土壤中也存在一定程度的残留，其平均含量分别为 42.6 和 79.4 μg/kg。随着三七种植年限的增加，土壤微生物碳源利用能力逐渐增强，群落物种均一度发生变化，而土壤脲酶、脱氢酶活性呈明显的先提高后下降的趋势。冗余分析表明 As、Ni 对土壤微生物活性及多样性起主要抑制作用。

关键词：三七种植土壤；农药；重金属；土壤酶活性；微生物功能多样性

中图分类号：S154.36

随着中草药日益受到人们的青睐，其种植土壤中农药与重金属污染问题也成为公众关注的焦点。目前我国中草药体内残留的有机污染物中以有机氯农药为主，研究显示，西洋参、三七部分药材体内有机氯农药残留量严重超标，残留的有机氯农药主要包括六六六 (BHC)、滴滴涕 (DDT)、五氯硝基苯 (PCNB) 等[1–2]。张雪辉等[3]发现 BHC 和 DDT 在药材根茎中的残留量明显高于其在叶与果实中的残留量；赵晓松等[4]对 PCNB 在人参体内残留分布的研究也发现了类似的规律。重金属污染是中草药种植过程中面临的另一问题，中草药体内残留的重金属主要包括 As、Hg、Pb、Cd[5–6]。Cooper 等[7]发现长期食用被重金属污染的中草药对人体健康有潜在风险。研究表明，中药材中重金属含量与土壤中重金属含量呈正相关[8]，除土壤母质外，农药及肥料的大量施用也是中草药种植过程中受到重金属污染的主要原因[9]。

三七种植除受农药及重金属污染外还存在连作障碍问题，而导致该问题的原因尚不清楚。一些研究分析了三七栽培过程中微生物菌群变化[10]、土壤理化性质[11]以及土壤病原菌的种类与数量[12]以揭示连作障碍的作用机理，但关于三七连作种植条件下土壤中主要污染物含量变化的研究相对较少。同时，土壤微生物活性及功能多样性能敏感地反映出土壤质量与健康状况，是评价土壤环境质量的重要生物指标[13]，但在三七种植土壤农药及重金属污染研究中也鲜有报道。据此，本文以云南省 4 个典型三七种植基地内不同种植年限的土壤为研究对象，研究三七种植土壤中主要重金属及农药的积累状况及其对土壤微生物活性的影响，为该地区三七安全栽培及障碍土壤治理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

三七典型种植基地位于云南省东南偏西，平均海拔在 1 000 ~ 1 800 m，年平均气温 19℃，年降雨量 779 mm，全年无霜期 270 ~ 350 天，日照时数 2 229 h，多为亚热带气候，冬无严寒，夏无酷暑。

1.2 样品采集与分析

在每个采样点按照五点取样法采集 0 ~ 20 cm 土壤样品，取出植物残体、石头等杂质后混匀，按四分法取部分土样，装入布袋，带回实验室。将所采集土壤样品分为两份，一份用于测定土壤酶及微生物活

①基金项目：无限极(中国)有限公司科技支撑项目(No.HPG/AT/027)资助。

* 通讯作者(yteng@issas.ac.cn)

作者简介：朱烨(1989—)，男，江苏如皋人，硕士研究生，主要从事土壤环境生物修复方面研究。E-mail: yzhu@issas.ac.cn

性；另一份经冷冻干燥后过 60 目筛，分析土壤基本理化性质及主要污染物含量，采样信息见表 1。

表 1 土壤样品采集信息
Table 1 Information of soil samples

基地	地理坐标	采样点三七种植年限	采样数
砚山县平远镇水城种苗种植基地	23°47.817′N，103°37.940′ E	一年生	1
		二年生	1
		三年生	1
		未种植	1
石屏县牛街镇过甲山基地	23°27.972′N，102°31.724′ E	二年生	1
		三年生	2
薄竹镇新回龙村三年生三七种植基地	23°29.100′N，103°59.528′ E	三年生	2
马塘镇新开田村基地	23°28.568′N，104°04.078′E	一年生	1
		二年生	2

1.3 农药提取与测定

农药检测项目：五氯硝基苯、毒死蜱、乐果、多菌灵。除五氯硝基苯外，其余农药分析委托浙江省农科院进行检测，农药提取方法依据农业部门行业标准 NY/T 761-2008《蔬菜和水果中有机磷、有机氯、拟除虫菊酯和氨基甲酸酯类农药多残留检测方法》。

PCNB 提取方法参照文献[14]，具体如下：准确称取 5 g 土壤于 60 ml 玻璃离心管中，加入二氯甲烷/正己烷混合溶剂(体积比 1∶1)20 ml，浸泡过夜，超声萃取 30 min，3 000 r/min 离心 3 min，收集上清液，再按照上述方法提取 2 次，合并 3 次的提取液并旋转蒸发至约 2 ml 后过复合硅胶柱。复合硅胶柱内依次装填硅胶、中性氧化铝和无水硫酸钠(w∶w∶w=2∶2∶1)。用二氯甲烷/正己烷混合溶剂(体积比 1∶1)淋洗该柱，弃去淋洗液，然后加入处理后的样品提取液，用 30 ml 二氯甲烷/正己烷混合溶剂洗脱，洗脱液旋转蒸发浓缩至 1 ml，加 5 ml 色谱纯正己烷旋转蒸发至近干，用正己烷定容至 1 ml,采用气相色谱分析。

气相色谱检测条件：Varian 3800 型气相色谱仪，色谱柱为 DB-35MS。进样量 1.0 μl，不分流，载气流量 1.0 ml/min，进样口温度 260℃，ECD 检测器，检测器温度为 310℃ 程序升温 初始 80℃，保留 0.5 min，以 40℃/min 升温到 210℃，持续 0.5 min，以 6℃/min 升温到 230℃，持续 1 min，再以 40℃/min 升温到 280℃ 保持 0.5 min。

质量控制：在样品分析过程中进行方法空白、基质加标平行样以及加标回收率测定，PCNB 标样(10 μg/g)的基质加标平均回收率为 92.0%，相对标准偏差 1.7%，方法检测限 1.3 ~ 4.7 μg/kg，采用七点校正法得到标准物质的校正曲线，根据保留时间对目标化合物进行定性分析，采用峰面积积分法进行定量计算。

1.4 土壤重金属含量及理化性质分析

重金属分析项目：Cu、Zn、Pb、Cr、Cd、As、Ni、Hg。分析方法：Cd、Pb 采用石墨炉原子吸收分光光度法测定；Cu、Zn、Cr、Ni 采用火焰原子吸收分光光度法测定；As 用二乙基二硫代氨基甲酸银分光光度法测定；Hg 用冷原子吸收法测定。

土壤理化性质分析：土壤 pH 采用 1∶2.5 土液比浸提，pH 计测定；土壤有机质含量采用重铬酸钾外加热法测定；全氮含量采用半微量开氏法测定；钼锑抗比色法测定全磷含量；火焰光度计法测定全钾含量；碱解扩散法测定水解氮；0.5 mol/L 碳酸氢钠浸提法测定有效磷；1 mol/L 乙酸铵浸提-火焰光度法测定速效钾；乙酸铵交换法测定阳离子交换量(CEC)。具体方法参见文献[15]。

1.5 土壤酶活性以及微生物群落功能多样性分析

脱氢酶测定采用 TTC 还原法、脲酶测定采用靛酚蓝比色法、荧光素二乙酸(FDA)酯酶测定采用荧光素比色法[16]。

微生物群落功能多样性用 Biolog GN 微平板测定。称取 10 g 新鲜土样加入装有 100 ml 无菌水的三角瓶中，250 r/min 振荡 10 min，梯度稀释法稀释到 10^{-3} 浓度。将 Biolog GN 微平板从冰箱中取出，25℃ 预热。通过自动多头移液器将 10^{-3} 稀释液接种到 Biolog 微平板上，接种量 150 μl，25℃ 恒温培养 7 天，每隔 12 h 用 Biolog 自动读取仪在 590 nm 下测定其吸光值。

微生物整体活性指标采用微平板每孔颜色平均变化率(AWCD)来描述，采用 Shannon 指数、Simpson 指数和 McIntosh 指数表征土壤微生物的碳源利用多样性。

1.6 数据处理

采用 Microsoft Excel 2003 和 Origin8.0 进行数据分析及绘图，冗余分析采用 CANOCO 4.5 软件。

2 结果与讨论

2.1 土壤基本理化性质

三七不同种植年限土壤基本理化性质见表 2。由表 2 可知，多数采样点土壤呈微酸性，而三七适宜生长的土壤 pH 一般在 5.0 ~ 8.0[17]，该地区土壤 pH 条件适宜三七的正常生长，且发现三七种植土壤的 pH

表 2　三七不同种植年限土壤基本理化性质
Table 2　Physico-chemical properties of soils with different notoginseng-planting years

理化指标	项目	三七不同种植年限			
		未种植区 (1)①	一年生 (2)	二年生 (4)	三年生 (5)
pH	范围	6.94	4.45 ~ 5.65	5.27 ~ 7.18	4.54 ~ 5.70
	平均值	6.94	5.05	5.88	5.23
有机质 (g/kg)	范围	27.29	20.24 ~ 46.07	25.79 ~ 80.73	23.92 ~ 46.44
	平均值	27.29	33.16	49.98	39.74
CEC (cmol/kg)	范围	18.93	15.62 ~ 16.86	14.69 ~ 27.17	14.66 ~ 25.61
	平均值	18.93	16.24	19.19	19.19
全氮 (g/kg)	范围	0.79	1.07 ~ 2.04	1.17 ~ 3.50	1.30 ~ 2.24
	平均值	0.79	1.56	2.07	1.72
全磷 (g/kg)	范围	0.30	0.73 ~ 0.87	0.60 ~ 1.33	1.70 ~ 2.50
	平均值	0.30	0.80	0.88	1.56
全钾 (g/kg)	范围	4.37	2.23 ~ 3.43	2.42 ~ 4.53	5.13 ~ 7.58
	平均值	4.37	2.87	3.39	6.62
水解氮 (mg/kg)	范围	95	91 ~ 23	81 ~ 1 075	164 ~ 314
	平均值	95	357	448	214
速效磷 (mg/kg)	范围	0.7	12.5 ~ 56.1	2.5 ~ 127.6	5.1 ~ 177.9
	平均值	0.7	34.3	42.5	71.80
速效钾 (mg/kg)	范围	100	132 ~ 380	100 ~ 330	300 ~ 620
	平均值	100	256	226	472

注：①括号内数值表示样本数，下表同。

明显低于未种植土壤，与刘莉等[18]的研究结果一致，可能原因是三七分泌的根系分泌物导致土壤酸性增加。三七种植土壤中有机质、水解氮、速效磷、速效钾含量与未种植土壤相比均有明显提高。根据全国第二次土壤普查推荐的土壤肥力分级标准，三七种植土壤中有机质、水解氮、速效钾等指标均达到 2 级(有机质：3% ~ 4%，水解氮：120 ~ 150 mg/kg，速效钾：150 ~ 200 mg/kg)标准以上，但部分采样点速效磷含量远低于土壤肥力 3 级指标(10 ~ 20 mg/kg)，应增加磷肥施用量，以使土壤中氮、磷、钾比例协调。

2.2　土壤农药残留特征

三七种植存在连作障碍问题，根腐病是三七连作时的常见疾病，有关报道指出[19–20]根腐病的发生与土壤微生物有关，在三七种植过程中施用大量农药防止病虫害的发生，然而这也导致了植物体内农药残留，影响药材品质。本研究对三七种植基地土壤中 PCNB、毒死蜱、乐果、多菌灵的残留量进行调查，结果见表 3。从表 3 可以看出，乐果、多菌灵未检出，PCNB 含量范围为未检出 ~ 251.0 μg/kg，平均含量为 42.6 μg/kg，样品检出率 58.3%；毒死蜱含量为未检出 ~ 646.5 μg/kg，平均含量为 79.4 μg/kg，样品检出率 33.3%。各采样点土壤中毒死蜱和 PCNB 的残留量存在显著差异，在三年生三七种植土壤中 PCNB 和毒死蜱平均含量分别为 90.1 μg/kg 和 190.1 μg/kg，显著高于在一、二年生种植土壤中的残留量，其中位于文山州薄竹镇新回龙村的采样点上述两种农药残留最为严重，可见在三年生三七种植过程中应控制农药的施用量。

表 3　土壤中农药残留种类及其含量(μg/kg)
Table 3　Types and concentrations of pesticide residues in soils

农药品种	范围	均值	检出率
五氯硝基苯	nd ~ 251.0	42.6	58.3%
毒死蜱	nd ~ 646.5	79.4	33.3%
乐果	nd	0	0
多菌灵	nd	0	0

注：nd 为未检出。

2.3　土壤重金属含量特征

土壤中的重金属含量见表 4。由表 4 可见，As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn 8 种重金属元素的平均含量为 119.31、0.99、164.9、84.6、0.24、84.8、53.9、238.7 mg/kg。根据国家土壤环境质量二级标准[21]，12 个土壤样本中 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Zn 7 种重金属超标率分别为 100%、75%、33.3%、91.7%、25%、100%、58.3%，Pb 含量均小于二级标准；其中 As、Cd 污染情况严重，最高值分别超过标准值 520%、690%，这可能是由于文山地区 As 的土壤背景值较

表 4 三七不同种植年限土壤中重金属含量 (mg/kg)
Table 4 Concentrations of heavy metals in soils with different notoginseng-planting years

重金属	项目	三七不同种植年限			
		未种植区 (1)	一年生 (2)	二年生 (4)	三年生 (5)
As	范围	133	67.8 ~ 104	42.1 ~ 127	104 ~ 248
	平均值	133	85.9	76.0	164.6
Cd	范围	0.16	0.16 ~ 3.2	0.35 ~ 2.37	0.27 ~ 1.14
	平均值	0.16	1.68	1.12	0.76
Cr	范围	137	142 ~ 152	122 ~ 215	128 ~ 283
	平均值	137	147	148.8	190.6
Cu	范围	64.3	58.9 ~ 71.6	49.9 ~ 88	75.7 ~ 124
	平均值	64.3	65.3	66.9	110.5
Hg	范围	0.13	0.17 ~ 0.25	0.06 ~ 0.16	0.22 ~ 0.66
	平均值	0.13	0.21	0.11	0.38
Ni	范围	105	61.2 ~ 89.4	62.5 ~ 103	73.2 ~ 112
	平均值	105	75.3	74.8	92.7
Pb	范围	35.3	37.1 ~ 74.6	39.9 ~ 67.1	36.5 ~ 79.7
	平均值	35.3	55.9	54.7	56.3
Zn	范围	107	107 ~ 575	110 ~ 444	142 ~ 257
	平均值	107	341	250.8	214.6

高[22]以及矿业活动造成周边土壤大面积污染[23]。各采样点表层土壤中各种重金属含量有较大的差异性，As、Cd、Hg、Zn 变异系数均超过 40%，这可能与各地土壤重金属背景值有一定的关系。不同种植年限的三七种植土壤中 As、Cd、Hg、Ni、Pb 无明显规律，Zn 元素含量随种植年限而减少，Cr、Cu 含量随种植年限增加而增加，这可能与含有重金属农药及肥料的不合理施用有关。

2.4 土壤酶活性变化

土壤酶活性是土壤中生物学活性的总体现，对重金属污染敏感，常用于判断污染物对生物的潜在毒性[24]。脱氢酶是土壤中的主要酶类之一，可用于简单的毒性检测[25]；脲酶直接参与土壤中含氮有机化合物的转化，其活性强度与土壤氮素供应水平密切相关；荧光素二乙酸酯酶活性通常用来评价土壤微生物总体活性[26]。

由表 5 可知，3 种土壤酶活性随三七种植年限增加呈先上升后下降的趋势，其中脱氢酶与脲酶活性变化较为明显，三年生土壤中脱氢酶与脲酶活性与二年生土壤中酶活性相比分别下降了 20.9%、59.1%。已有研究表明，以脲酶及脱氢酶活性作为预测重金属污染的指标具有一定的可行性[27–28]，根据土壤重金属含量的分析结果，Cr、Cu 在三七三年生土壤中呈现富集现象，这可能是引起脱氢酶、脲酶活性降低的原因，此外，三年生土壤中农药的大量施用也可能是导致这一现象出现的因素。同一种植年限的土壤中酶活性也有较大差异，这主要与土壤施肥水平差异有关[29–30]。

表 5 三七不同种植年限土壤酶活性
Table 5 Enzyme activities of soils with different notoginseng-planting years

种植年限	脱氢酶 (TPF, $\times10^{-3}$ μg/g, 干土计)	荧光素二乙酸酯(FDA)酶 (荧光素, μg/(g·20 min), 干土计)	脲酶 (NH_4^+-N, mg/g,干土计)
未种植 (1)	372.94 ± 52.36 b	80.51 ± 1.02 a	0.14 ± 0.02 b
一年生 (2)	675.32 ± 435.60 ab	83.93 ± 0.24 a	0.46 ± 0.40 ab
二年生 (4)	933.98 ± 258.64 a	95.53 ± 35.52 a	1.04 ± 0.85 a
三年生 (5)	738.43 ± 243.06 ab	87.90 ± 4.82 a	0.43 ± 0.23 ab

注：表中同列数据小写字母不同表示不同种植年限土壤中酶活性之间差异达显著水平(P<0.05)。

2.5 土壤微生物功能多样性分析

2.5.1 平均吸光值(AWCD)的变化 由图 1 可知，AWCD 随种植年限的增加呈上升趋势，在 108 h 时，三七种植土壤与未种植土壤间差异达显著水平(P<0.05)。基于最终的 AWCD 值与土壤微生物群落中能利用单一碳源的微生物种类和数目有关[31]，而三七

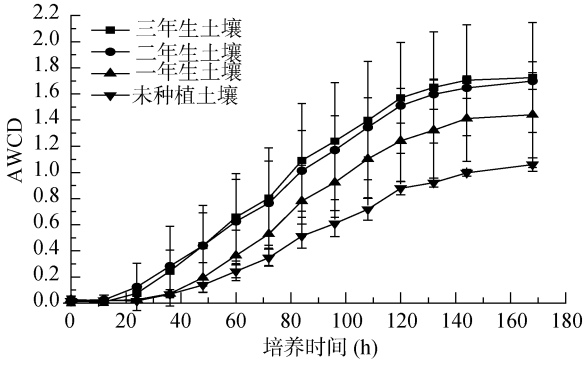

图 1　三七不同种植年限土壤微生物群落平均吸光值(AWCD)的变化

Fig. 1　Changes of AWCD of soils with different notoginseng-planting years

连作会导致土壤中霉菌、放线菌等有害微生物菌数增加[12]，这是引起 AWCD 随种植年限增加而上升的因素之一。三年生土壤样品之间 AWCD 的差异较大，与部分样品中土壤肥力偏低有关。

2.5.2　土壤微生物多样性指数比较　　不同的多样性指数可以用来分析土壤微生物群落的功能多样性，其反映了土壤微生物群落多样性的不同方面。Shannon 指数主要反映了群落中的物种丰富度，Simpson 指数较多地反映群落中最常见的物种，McIntosh 指数则用于衡量群落物种的均一度[32]。由图 2 可以看出，Simpson 指数变化无明显规律性，主要原因是采样区土壤肥力水平的差异以及三七三年生种植区 PCNB 的施用可能导致群落中常见物种的繁殖受抑制。Shannon 指数和 McIntosh 指数数值上均为三年生种植区>二年生种植区>一年生种植区>未种植区，但变化幅度存在差异，变异系数分别为 4.1%、19.3%，表明三七连作对土壤中群落中的物种丰富度影响不大。有报道[10]指出三七根腐病病株土壤与正常植株土壤相比微生物类群发生明显改变，本研究结果显示这种变化主要体现在土壤群落物种的均一度上。

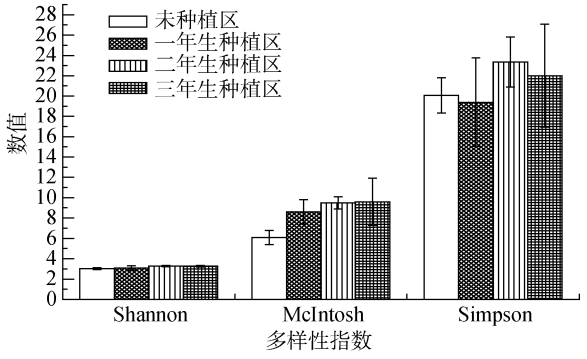

图 2　三七不同种植年限土壤微生物多样性指数变化

Fig. 2　Functional diversity indices of microbial community in soils with different notoginseng-planting years

2.6　土壤微生物学特征与主要污染物的关系

冗余分析法(RDA)是一种直接梯度分析法，能从统计学角度分析评价一个或一组变量与另一组变量之间的关系[33]。本研究采用此方法以揭示土壤污染对土壤微生物功能多样性以及酶活性的影响。

对土壤重金属以及农药残留含量共 10 个指标变量采用典范对应分析 (CCA) 进行筛选，结果表明：As、Cr、Hg、Ni 4 个变量的组合可保证所有变量的膨胀系数小于 20，将此组变量进行 RDA 分析(图 3)，4 个环境变量对土壤生物学特征变异解释量为 52.0%，第一、二轴解释量分别为 42.5%、7.4%。Muhammad 等[34]研究表明高水平的重金属能显著影响微生物群落结果；杨居荣等[35]研究发现 As 对土壤脱氢酶有抑制作用；本研究也表明 Shannon 指数、McIntosh 指数、脲酶以及脱氢酶活性与土壤中 As、Ni 含量呈负相关。Cr 与 Simpson 指数、FDA 酶活性呈正相关性，与有关报道[36]不一致，可能原因是研究区域内土壤 Cr 的污染程度没有 As、Ni 等的严重，其对微生物的抑制作用被屏蔽，此外土壤肥力水平等其他环境因素也会对土壤生物学特征产生一定影响。

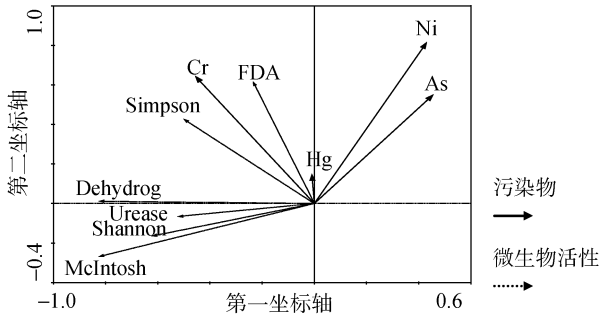

图 3　RDA 分析结果

Fig. 3　Result of redundancy analysis

3　结论

1) 典型三七种植基地受到重金属 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn 不同程度复合污染，As、Cd 污染最为严重；随着三七种植年限的增加，土壤重金属 Cr、Cu 存在富集现象。土壤中主要农药残留种类为五氯硝基苯以及毒死蜱。

2) 随着三七种植年限的增加，土壤微生物碳源利用能力逐渐增强，微生物群落物种均一度发生改变，土壤脱氢酶及脲酶活性呈先上升后下降的趋势，土壤污染物中 As、Ni 对土壤生物活性起主要抑制作用。

3) 研究区三七种植土壤中存在较严重的重金属及农药污染问题，不仅对当地人的健康造成影响，甚至通过受污染的三七流通对其他地区居民健康构成

潜在危害。有关部门应引起重视，加快对该地区污染土壤的修复并指导农民控制农药的施用。

参考文献：

[1] 张曙明, 郭怀忠, 陈建民. 黄芪、三七和西洋参中多种有机氯农药残留量分析[J]. 中国中药杂志, 2000, 25(7): 402–405

[2] 赵春杰, 郝桂明, 李欢欣. 毛细管气相色谱法测定党参中有机氯类农药残留量[J]. 中国药学杂志, 2002, 37(7): 527–530

[3] 张雪辉, 陈建民, 张曙明. 23 种中药材中农药残留量的研究[J]. 药学学报, 2002, 37(11): 904–907

[4] 赵晓松, 孟亚黎, 赵明宪, 姜庆太, 张连学. 五氯硝基苯在人参体内的残留、分布规律[J]. 吉林农业大学学报, 1993(1): 42–44

[5] Bateman J, Chapman RD, Simpson D. Possible toxicity of herbal remedies[J]. Scottish Medical Journal, 1998, 43(1): 7–15.

[6] Ernst E, Coon JT. Heavy metals in traditional Chinese medicines: A systematic review[J]. Clinical Pharmacology & Therapeutics, 2001, 70(6): 497–504

[7] Cooper K, Noller B, Connell D, Yu J, Sadler R, Olszowy H, Golding G, Tinggi U, Moore M, Myers S. Public health risks from heavy metals and metalloids present in traditional Chinese medicines[J]. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A, 2007, 70(19): 1 694–1 699

[8] 秦樊鑫, 胡继伟, 张明时, 张丹, 黄先飞, 张松. 贵州省 GAP 基地 26 种中药材重金属含量调查与评价[J]. 中成药, 2007, 29(10): 1 483–1 487

[9] 卢进, 申明亮. 中药材重金属含量与控制[J]. 中国中医药信息杂志, 1995, 2(10): 10–12

[10] 官会林, 陈昱君, 朱海春, 张无敌, 尹芳, 杨建忠, 刘士清. 三七病株根际土壤微生物特征研究[J]. 农业与技术, 2005, 25(6): 56–58

[11] 彭玉萍, 王永琴, 杨天福. 老参地土壤理化性状的变化[J]. 新农民(上半月), 2011(2): 216–217

[12] 官会林, 陈昱君, 刘士清, 张无敌, 夏朝凤. 三七种植土壤微生物类群动态与根腐病的关系[J]. 西南农业大学学报(自然科学版), 2006, 28(5): 706–709

[13] Magurran AE. Ecological diversity and its measurement [M]. Princeton: Princeton University Press, 1988

[14] 赵晓松, 袁尔立, 孟亚黎, 赵明宪. 毛细管柱气相色谱法测定人参中五氯硝基苯残留量[J]. 吉林农业大学学报, 1991(3): 45–49, 95

[15] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999

[16] 李振高, 骆永明, 滕应. 土壤与环境微生物研究法[M]. 北京: 科学出版社, 2008

[17] 王炳艳, 韦美丽, 陈中坚, 孙玉琴, 黄天卫, 王朝梁 . 文山三七产区土壤养分测试与分析[J]. 人参研究, 2006(3): 35–37

[18] 刘莉, 赵安洁, 杨雁, 金航, 崔秀明, 欧小宏, 刘大会. 三七不同间隔年限种植土壤的理化性状比较分析[J]. 西南农业学报, 2013, 26(5): 1 946–1 952

[19] Mazzola M. Assessment and management of soil microbial community structure for disease suppression[J]. Annu. Rev. Phytopathol., 2004, 42: 35–59

[20] 缪作清, 李世东, 刘杏忠, 陈昱君, 李云华, 王勇, 郭荣君, 夏振远, 张克勤. 三七根腐病病原研究[J]. 中国农业科学, 2006, 39(7): 1 371–1 378

[21] 国家环境保护局. 土壤环境质量标准(GB 15618-1995)[S]. 北京: 中国标准出版社, 1995

[22] 阎秀兰, 廖晓勇, 于冰冰, 张文斌. 药用植物三七对土壤中砷的累积特征及其健康风险[J]. 环境科学, 2011, 32(3): 880–885

[23] 冯光泉, 张文斌, 陈中坚, 王勇, 崔秀明. 三七及其栽培土壤中几种重金属元素含量的测定[J]. 中草药, 2003(11): 94–97

[24] 杨春璐, 孙铁珩, 和文祥, 朱铭莪. 汞对土壤酶活性的影响[J]. 应用生态学报, 2007, 18(3): 620–624

[25] Moreno JL, Garcıa C, Landi L, Falchini L, Pietramellara G, Nannipieri P. The ecological dose value(ED_{50}) for assessing Cd toxicity on ATP content and dehydrogenase and urease activities of soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2001, 33(4): 483–489

[26] Battin TJ. Assessment of fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total esterase activity in natural stream sediment biofilms[J]. Science of the Total Environment, 1997, 198(1): 51–60

[27] 任天志, Grego S. 持续农业中的土壤生物指标研究[J]. 中国农业科学, 2000, 33(1): 68–75

[28] Brookes PC, McGrath SP. Effect of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass[J]. Journal of Soil Science, 1984, 35(2): 341–346

[29] 刘建新. 不同农田土壤酶活性与土壤养分相关关系研究[J]. 土壤通报, 2004, 35(4): 523–525

[30] Verstraete W, Voets JP. Soil microbial and biochemical characteristics in relation to soil management and fertility[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1977, 9(4): 253–258

[31] 郭星亮, 谷洁, 陈智学, 高华, 秦清军, 孙薇, 张卫娟. 铜川煤矿区重金属污染对土壤微生物群落代谢和酶活性的影响[J]. 应用生态学报, 2012, 23(3): 798–806

[32] Atlas RM. Diversity of microbial communities[J]. Advances in Microbial Ecology, 1984, 7: 1–47

[33] Borcard D, Legendre P, Drapeau P. Partialling out the spatial component of ecological variation[J]. Ecology, 1992, 73(3): 1 045–1 055

[34] Muhammad A, Xu J, Li Z, Wang H, Yao H. Effects of lead and cadmium nitrate on biomass and substrate utilization pattern of soil microbial communities[J]. Chemosphere, 2005, 60(4): 508–514

[35] 杨居荣, 任燕. 砷对土壤微生物及土壤生化活性的影响[J]. 土壤, 1996, 28(2): 101–104

[36] 黄顺红, 杨志辉, 柴立元, 彭兵, 邵博华. 铬渣堆放场中金属铬对周边土壤微生物毒性效应[J]. 中南大学学报(自然科学版), 2009(1): 25–30

Pollutant Accumulation and Microbiological Characteristics Change in Notoginseng-planting Soils

ZHU Ye [1,2], TENG Ying[1,2*], ZHANG Man-yun[1,2], MA Wen-ting[1], LIU Wu-xing[1], REN Wen-jie[1], LUO Yong-ming[1,2], LI Zhen-gao[1],GUO Dong[3]

(1 *Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation*, *Institute of Soil Science*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 210008, *China*; 2 *University of Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100049, *China*; 3 *Infinitus Co*., *LTD*., *Guangzhou* 510623, *China*)

Abstract: The main pollutant accumulation and microbiological characteristics changes in soils with different notoginseng-planting years were investigated and analyzed. The results showed that the contents of all heavy metals, Zn, Cr, Cd, As, Ni, Hg and Cu exceeded the national soil environment quality standard, and the pollution levels of As and Cd were the most serious. With the increase of notoginseng-planting year, the contents of Cu and Cr in soil increased. Pentachloronitrobenzene and chlorpyrifos remained in the soils and the average contents were 42.6 μg/kg and 79.4 μg/kg, respectively. With the increase of notoginseng-planting year, the utilization of carbon sources by soil microbial communities was enhanced, the uniformity of microbial species changed, the activities of soil dehydrogenase and urease increased first and then decreased. Redundancy analysis showed that As and Ni inhibited microbial activity and diversity.

Key words: Notoginseng planting soils; Pesticides; Heavy metals; Soil enzyme activity; Microbial functional diversity