

付远洪,李朝婵,顾云兵,等.高山杜鹃对煤矿区土壤重金属富集评价[J].江苏农业科学,2018,46(1):196-200.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.01.052

高山杜鹃对煤矿区土壤重金属富集评价

付远洪^{1,2},李朝婵^{1,2},顾云兵²,金晶²,乙引²

(1. 贵州师范大学贵州省山地环境重点实验室,贵州贵阳 550001; 2. 贵州师范大学贵州省植物生理与发育调控重点实验室,贵州贵阳 550001)

摘要:以露珠杜鹃和马缨杜鹃为研究对象,探究其对土壤中重金属的吸收、富集能力。结果表明,杜鹃林下土壤中 Pb 含量均高于地区土壤背景值,Cd 含量超过土壤环境质量 II 级标准。2 种高山杜鹃叶片中不同类型金属含量存在差异,露珠杜鹃叶片各金属含量大小依次为 Mn > Cu > Zn > Ni > Pb > Cd > Co > Cr,而马缨杜鹃叶片叶片不同金属含量依次为 Mn > Cd > Ni > Cu > Co > Cr > Zn > Pb。露珠杜鹃叶片对 Mn、Zn 的吸收量与土壤 Mn、Zn 含量呈线性相关;马缨杜鹃叶片对 Ni、Zn 的吸收量分别与土壤 Ni、Zn 含量呈线性相关。露珠杜鹃和马缨杜鹃对重金属 Mn 的富集能力最强,富集系数在 1.268 ~ 3.046 之间,具备富集植物基本特征,可作为锰矿废弃地理想的生态恢复备选植物,且露珠杜鹃和马缨杜鹃分别对 Cu、Zn 和 Cd、Ni 的富集能力较强,可以作为 Cu - Pb - Zn - Ni 复合污染土壤修复的备选植物。露珠杜鹃和马缨杜鹃并非是超富集植物,但 2 者均在 Cd 污染的林下土壤中长势良好并形成优势植物,高山杜鹃可作为修复 Cd 污染土壤的潜力树种。

关键词:高山杜鹃;重金属污染;富集能力;植物修复

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2018)01-0196-05

煤炭资源的开发在国民经济发展中具有重要的支撑作用,

收稿日期:2016-08-14

基金项目:国家自然科学基金(编号:31460136);中央引导地方科技发展专项资金(编号:黔科中引地[2017]4006);贵州省林业厅项目(编号:黔林科合[2016]09);贵州省科技厅联合基金项目(编号:黔科合 LH 字[2016]7203);贵州科学院青年科学基金(编号:黔科院 J 合字[2014]05 号)。

作者简介:付远洪(1987—),女,贵州遵义人,硕士,从事植物修复土壤污染生态学方面的研究。E-mail:2548885761@qq.com。

通信作者:李朝婵,博士,副教授,硕士生导师,研究方向为植物生理生态。E-mail:chaochanl@gznu.edu.cn。

但随着煤大规模不合理的开采,矿区土壤重金属含量增加,土壤遭受污染。百里杜鹃国家森林公园内除了具有举世闻名的高山杜鹃林带外,同时煤炭、铁矿、硫矿等资源丰富,其中煤炭多为优质无烟煤,已探明采区储量较大,有煤矿 30 多个。现已证实森林公园内出露的地层主要为二叠系地层,多为泥岩、页岩、砂质页岩夹煤层,说明煤炭与高山杜鹃之间可能存在一定的联系,因此也带来了资源保护与开发之间的困惑和矛盾^[1]。

前人对杜鹃属植物抗旱评价、群落更新和资源调查进行了深入研究^[2]。近年来,随着人类活动的干扰,森林公园内的土地资源受到不同程度的综合污染^[3],有研究认为高山杜鹃对铅、镉、锌具有较高的富集能力,其铅、镉、锌的含量是禾

- [6] Wang Z Y, Zheng H, Luo Y, et al. Characterization and influence of biochars on nitrous oxide emission from agricultural soil [J]. Environmental Pollution, 2013, 174: 289-296.
- [7] Yuan J H, Xu R K. Progress of the research on the properties of biochars and their influence on soil environmental functions [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2011, 20(4): 779-785.
- [8] Lu W L, Kang C L, Wang Y X, et al. Influence of biochar on the moisture of dark brown soil and yield of maize in northern China [J]. International Journal of Agriculture & Biology, 2015, 17(5): 1007-1012.
- [9] Yuan J H, Xu R K, Zhang H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(3): 3488-3497.
- [10] Zhang G X, Zhang Q, Sun K, et al. Sorption of simazine to corn straw biochars prepared at different pyrolytic temperatures [J]. Environmental Pollution, 2011, 159(10): 2594-2601.
- [11] Daum D, Schenk M K. Influence of nutrient solution pH on N₂O and N₂ emissions from a soilless culture system [J]. Plant and Soil, 1998, 203(2): 279-288.

- [12] Ussiri D A, Lal R, Jarecki M K. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio [J]. Soil & Tillage Research, 2009, 104(2): 247-255.
- [13] West T O, Marland G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States [J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2002, 91(1/2/3): 217-232.
- [14] Xia D J, Ren Y L, Shi L F. Measurement of life-cycle carbon equivalent emissions of coal-energy chain [J]. Statistical Research, 2010, 27(8): 82-89.
- [15] Martens D A. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration [J]. Soil & Tillage Research, 2000, 32(3): 361-369.
- [16] He R, Ruan A, Jiang C, et al. Responses of oxidation rate and microbial communities to methane in simulated landfill cover soil microcosms [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(15): 7192-7199.
- [17] Reth S, Reichstein M, Falge E. The effect of soil water content, soil temperature, soil pH-value and the root mass on soil CO₂ efflux-a modified modes [J]. Plant and Soil, 2005, 268(1): 21-33.

本科植物的 2 倍以上,有助于治理重金属污染的土壤^[4]。本研究在调查森林公园内土壤污染的前提下,分析了 2 种高山杜鹃对重金属的富集特征,探讨高山杜鹃作为土壤污染修复的可能性及其潜力。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于百里杜鹃国家森林公园,27°10′~27°15′N,105°50′~106°00′E。海拔 1 500~1 800 m,小气候温凉湿润,年均相对湿度为 84%,年均降水量 1 088 mm,年平均气温 11.5℃,土种为砾质重壤层普通黄壤,pH 值 4.2~5.1。以大面积千姿百态、绚丽动人的高山杜鹃景观闻名,是迄今为止中国已查明的面积最大的天然杜鹃林带,被誉为“高原上的天然大花园”和“世界上最大的天然花园”^[5]。

1.2 样品采集及处理

根据高山杜鹃林区树种分布情况,分别在露珠杜鹃和马缨杜鹃分布集中的林区选取具有代表性的采样点 8 个,采用“S”形 10 点采样法取土混合,取深度为 0~20 cm 的表层土壤,同时采集对应植物样品,各样点采集 10 株杜鹃叶片混合,选取树龄相近、长势良好、无病虫害的植株,东、西、南、北 4 个部位采集植株的叶片。嫩叶分别采自植株当年生淡绿色叶片,老叶采自靠近枝条基部多年生深绿色叶片,凋落叶采自凋落到林下地面上的叶片,分选后带回实验室检测。

土壤样品风干,采用四分法,逐级过筛,并将过筛后样品储存在干燥器中备用。植物样品用蒸馏水洗净土壤和杂质,擦干表面附着水,称质量后装入烧杯中,105℃加热 15 min,保持 75℃烘干至恒质量,粉碎,储存于干燥器中待测。

1.3 测定方法

土壤样品用 HCl-HNO₃-HF 消化,植物样品用 HNO₃-HClO₄ 消化。称取经风干土壤样品 0.2~1.0 g(精确到 0.000 1 g),用少许去离子水润湿样品,加入消解液[盐酸:硝酸:氢氟酸(体积比)=(5:2:2)]45 mL,全消解,冷却后用 0.5%的 HNO₃ 定容至 50 mL。

称取待测植物样品 0.2~1.0 g(精确到 0.000 2 g),用少许去离子水润湿,加消解液[硝酸:高氯酸(体积比)=(4:1)]40 mL,湿法消解,冷却后用 0.5%的 HNO₃ 定容至 50 mL。电感耦合等离子体-原子发射光谱(ICP-AES)进行 Co、Cr、Cu、Mn、Ni、Zn、Pb、Cd 全量测定。在测定过程中,样品重复 3 次。

1.4 样品评价与数据处理

1.4.1 土壤污染评价标准和方法 以贵州省土壤背景值和我国土壤环境质量标准中的Ⅱ级标准作为评价标准^[6-7],对比说明百里杜鹃国家森林公园内土壤重金属环境质量现状。评价方法采用单因子指数法、内梅罗综合指数法和 Hakanson 潜在生态危害指数法^[8-9]。

单因子污染指数法计算公式为:

$$P_i = C_i / S_i。$$

式中: P_i 表示土壤污染物 i 的污染指数, C_i 表示土壤污染物 i 的实测值, S_i 表示污染物 i 的背景值。

内梅罗综合污染指数计算公式为:

$$P_i = \{ [(C_i / S_i)_{\max}^2 + (C_i / S_i)_{\text{ave}}^2] / 2 \}^{1/2}。$$

式中:(C_i / S_i)_{max} 为土壤重金属中污染指数最大值,(C_i / S_i)_{ave} 为土壤各污染指数的平均值。

Hakanson 潜在生态危害系数计算公式为:

$$E_r^i = T_i \times C_r^i。$$

式中: E_r^i 为土壤污染物 i 潜在生态危害系数; T_i 为重金属 i 的毒害系数,反映其毒害水平和生物对其污染的敏感程度; C_r^i 为土壤中污染物 i 的富集系数。部分重金属的相应系数为:Mn = Zn = 1;Cr = 2;Co = Ni = Cu = Pb = 5;Cd = 30。

潜在生态危害指数计算公式为:

$$R_i = \sum_{i=1}^n T_i^r \times \frac{C_m^i}{C_n^i}。$$

式中: C_m^i :土壤中重金属 i 含量的实测值, C_n^i :土壤未受到污染前的参比值。

有关重金属污染等级划分标准采用宁晓波等与陈静生等的划分标准^[10-11](表 1)。

表 1 土壤重金属污染等级划分标准

单因子污染指数		内梅罗综合污染指数		潜在危害系数或指数	
污染指数	等级	污染指数	等级	危害系数或指数	等级
$P_i < 1$	未污染	$P_i \leq 0.7$	安全	$E_r^i < 40$ 或 $R_i < 150$	轻微
$1 \leq P_i < 2$	轻污染	$0.7 < P_i \leq 1$	警戒级	$40 \leq E_r^i < 80$ 或 $150 \leq R_i < 300$	中等
$2 \leq P_i < 3$	中污染	$1 < P_i \leq 2$	轻污染	$80 \leq E_r^i < 160$ 或 $300 \leq R_i < 600$	较强
$P_i \geq 3$	重污染	$2 < P_i \leq 3$	中污染	$160 \leq E_r^i$ 或 320 或 $R_i > 600$	很强
		$P_i > 3$	重污染		

1.4.2 植物富集能力评价标准 植物重金属残余量采用富集系数(bioconcentration factor,BCF)评价,富集系数是指植物体内某种重金属含量与土壤中该种重金属含量的比值^[12]。公式为:

$$BCF = C_d^i / C_e^i。$$

式中: C_d^i 为受检植物体内某种重金属的残留量; C_e^i 为受检植物所在土壤环境中重金属的实测浓度。

2 结果与分析

2.1 土壤中重金属的含量及风险评价

2.1.1 土壤中重金属的含量分析 由表 2 可知,土壤中重金属含量差异很大,以 Mn 的含量最高,为 403.455 mg/kg,Cd 最低,为 2.710 mg/kg,8 种重金属的平均含量依次为:Mn > Pb > Zn > Cr > Cu > Ni > Co > Cd。从变异系数来看,各种重金属的变异系数在 0.257%~1.251%之间,露珠杜鹃林下重金属量分布比较均匀,存在相似性。土壤中 Cd 的含量超过了地区土壤背景值和土壤环境质量Ⅱ级标准,而 Pb 的含量明显高于土壤背景值,Co、Cr、Cu、Mn、Ni、Zn 含量却低于土壤背景值和土壤环境质量Ⅱ级标准,说明林区土壤在绿化修复时应注意选择抗逆性强的植物以及富集 Cd 和 Pb 能力强的植物,

表 2 森林公园内土壤重金属含量与污染评价

重金属	含量 (mg/kg)	P_i	E_r^i	变异系数 (%)	土壤背景值 (mg/kg)	土壤环境质量标准 (Ⅱ级)(mg/kg)	重金属毒性相应系数
Cd	2.710 ± 1.035	20.376	611.280	0.382	0.133	0.300	30.000
Co	3.125 ± 3.413	0.183	0.915	1.092	17.100	—	5.000
Cr	23.230 ± 5.973	0.242	0.484	0.257	95.900	150.000	2.000
Cu	18.578 ± 8.017	0.723	3.615	0.432	25.700	150.000	5.000
Mn	403.455 ± 504.539	0.683	0.683	1.251	591.000	—	1.000
Ni	16.420 ± 6.604	0.487	2.435	0.402	33.700	40.000	5.000
Pb	71.143 ± 30.042	2.428	12.140	0.422	29.300	250.000	5.000
Zn	57.480 ± 31.752	0.698	0.698	0.552	82.400	200.000	1.000
Pt		14.588					
Rr			632.250				

注:“—”表示无数据。

以降低 Cd、Pb 的污染。

2.1.2 土壤中重金属的污染评价 以贵州省土壤背景值作为评价标准,森林公园杜鹃林下土壤重金属的综合污染指数(P_i)为 14.588,达到了重污染程度。从单因子污染指数(P_i)来看,Co、Cr、Cu、Mn、Ni、Zn 的 $P_i < 1$,未污染,处于清洁水平;Pb 的 $P_i > 1$,为中度污染;Cd 的 $P_i > 3$,污染指数为 20.376,是贵州省 Cd 污染指数的 5 倍左右,达到了重污染水平。森林公园内土壤重金属的潜在生态危害指数(R_i)为 632.25,达到了很强生态危害程度。从潜在生态危害系数(E_i)来看,土壤中以 Cd 的 E_i 值最高,达到了很强生态危害程度;Co、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb、Zn 均显示为轻微生态危害程度,其中 Mn、Zn、Cr、Co 潜在生态危害系数均小于 1,危害程度最小。单因子污染指数和潜在生态危害系数显示的结果一致,森林公园内土壤主要受到 Cd 的严重污染,与前人研究结论^[6]相符。由于 Cd 的严重污染,使森林公园内杜鹃林下土壤重金属达到了重度的污染程度。

2.2 森林公园内高山杜鹃对重金属的富集特征

2.2.1 森林公园内高山杜鹃叶片中的重金属含量 对森林

公园内 2 种高山杜鹃叶片内 8 种重金属元素的含量进行分析,结果表明,2 种高山杜鹃对重金属的吸收特征差异很大,其中 Mn 含量马缨杜鹃高于露珠杜鹃(表 3)。叶片中 Mn 含量总趋势为 Mn > Zn > Pb > Ni > Cu > Cr > Co > Cd。2 种高山杜鹃叶片内 Mn 的含量最高,其中马缨杜鹃叶片中重金属含量在 620.300 ~ 1 229.000 mg/kg 之间,平均含量为 916.267 mg/kg,表明马缨杜鹃叶片对土壤重金属 Mn 具有一定的吸收能力和耐性,其他元素含量均在正常范围之内。

对不同类型叶片中的重金属含量特征进行分析,结果表明,Pb、Cr 重金属在 2 种高山杜鹃不同类型叶片中含量均为凋落叶 > 嫩叶 > 老叶,其他重金属在不同类型叶片中含量存在一定的差异(表 3)。Mn、Cu 在 2 种杜鹃叶片中的含量均为嫩叶 > 老叶 > 凋落叶;Cd、Co 在露珠杜鹃叶片中的含量和 Mn 在马缨杜鹃叶片中的含量均为老叶 > 嫩叶 > 凋落叶。露珠杜鹃不同类型叶片中重金属含量为嫩叶 > 老叶 > 凋落叶,马缨杜鹃不同类型叶片中重金属含量为老叶 > 嫩叶 > 凋落叶。Mn 在 2 种高山杜鹃叶片中含量均高于土壤中的含量,分别是土壤中含量的 1.719 倍和 2.271 倍。

表 3 2 种高山杜鹃叶片重金属平均含量

重金属	嫩叶中重金属含量		老叶中重金属含量		凋落叶中重金属含量		土壤中重金属含量
	露珠杜鹃	马缨杜鹃	露珠杜鹃	马缨杜鹃	露珠杜鹃	马缨杜鹃	
Cd	0.723	1.733	1.164	0.117	0.511	5.711	2.710
Co	2.240	4.147	2.777	1.034	1.990	1.379	3.125
Cr	3.542	9.827	3.476	5.782	8.477	25.560	23.230
Cu	12.320	11.090	9.151	7.356	5.244	25.332	18.578
Mn	847.300	899.500	722.100	1 229.000	511.700	620.300	403.455
Ni	3.128	18.840	20.570	15.500	6.871	7.271	16.420
Pb	24.560	10.890	0.805	10.540	36.850	37.211	71.143
Zn	27.280	39.350	47.490	20.620	31.910	32.080	57.480

2.2.2 露珠杜鹃不同类型叶片对重金属的富集能力 2 种高山杜鹃不同类型叶片对土壤重金属的富集有明显的差异(表 3)。露珠杜鹃嫩叶对 Mn 的富集量最高,是土壤中重金属浓度的 2.10 倍;老叶、凋落叶对 Mn 的富集量分别为土壤中重金属浓度的 1.79、1.27 倍;露珠杜鹃老叶对 Ni 的累积量是土壤中重金属浓度的 1.25 倍,而 Mn 在马缨杜鹃老叶中的富集量最大,为 1 229 mg/kg,是土壤中重金属浓度的 3.046 倍,嫩叶、凋落叶对 Mn 的富集量分别是土壤中重金属浓度的

2.229、1.537 倍。

富集系数是衡量植物重金属积累能力大小的一个重要指标,富集系数越高,富集能力越强^[12]。2 种高山杜鹃不同类型叶片对土壤 Mn 均具有较高的富集能力。露珠杜鹃老叶对土壤 Ni、马缨杜鹃凋落叶对土壤 Cd、Cr、Cu、马缨杜鹃嫩叶对土壤 Co、Ni 均具有一定的富集作用,富集系数均大于 1。

由表 4 还可以看出,露珠杜鹃嫩叶、凋落叶对 Mn、Co 的富集能力最强,老叶对 Mn、Ni 的富集能力最强;马缨杜鹃嫩

叶、老叶对 Mn、Ni 的富集能力最强,凋落叶对 Mn、Co 的富集能力最强。2 种高山杜鹃不同类型叶片分别对 Co 富集能力为嫩叶>老叶>凋落叶;对 Mn、Ni 和 Zn 的富集能力为老叶>嫩叶>凋落叶;对 Cd、Cr、Cu 和 Pb 的富集能力为凋落叶>嫩叶>老叶。

表 4 2 种高山杜鹃不同类型叶片重金属富集系数

重金属	嫩叶富集系数		老叶富集系数		凋落叶富集系数	
	露珠杜鹃	马缨杜鹃	露珠杜鹃	马缨杜鹃	露珠杜鹃	马缨杜鹃
Cd	0.267	0.799	0.536	0.054	0.235	2.107
Co	0.717	1.327	0.889	0.331	0.637	0.441
Cr	0.152	0.423	0.150	0.249	0.365	1.100
Cu	0.663	0.597	0.493	0.396	0.282	1.364
Mn	2.100	2.229	1.790	3.046	1.268	1.537
Ni	0.190	1.147	1.253	0.944	0.418	0.443
Pb	0.345	0.153	0.011	0.148	0.518	0.523
Zn	0.475	0.684	0.826	0.359	0.555	0.558

2.3 高山杜鹃叶片和土壤中重金属含量的关系

以土壤中重金属含量为自变量,叶片中同种重金属含量为因变量,拟合一元回归方程。由表 5 可见,除露珠杜鹃叶片对 Mn、Zn 的吸收量分别与土壤 Mn、Zn 含量呈线性相关,马缨杜鹃叶片对 Ni、Zn 的吸收量分别与土壤 Ni、Zn 含量呈线性相关外,露珠杜鹃和马缨杜鹃叶片对其他重金属的吸收量与土壤中该种重金属含量没有明显规律。

表 5 2 种高山杜鹃叶片和土壤重金属含量的线性关系

X	Y	回归方程	r ²	F 值	P 值
土壤-露珠杜鹃叶片					
Cd	Cd	Y=0.063X+0.674	0.028	0.640	0.432
Co	Co	Y=0.15X+2.287	0.009	0.189	0.668
Cr	Cr	Y=0.094X+2.986	0.057	1.321	0.263
Cu	Cu	Y=-0.120X+11.141	0.081	1.945	0.177
Mn	Mn	Y=0.173X+623.871	0.286	8.804	0.007**
Ni	Ni	Y=0.073X+8.993	0.030	0.074	0.788
Pb	Pb	Y=-0.178X+33.399	0.112	2.785	0.109
Zn	Zn	Y=-0.117X+42.272	0.133	3.374	0.080*
土壤-马缨杜鹃叶片					
Cd	Cd	Y=-0.424X+3.683	0.039	0.901	0.353
Co	Co	Y=-0.012X+2.223	0.001	0.013	0.909
Cr	Cr	Y=0.123X+10.828	0.007	0.166	0.688
Cu	Cu	Y=0.378X+7.568	0.126	3.172	0.089
Mn	Mn	Y=0.001X+915.861	0.000	0.000	0.993
Ni	Ni	Y=0.346X+8.184	0.178	4.757	0.040*
Pb	Pb	Y=-0.117X+27.877	0.071	1.673	0.209
Zn	Zn	Y=0.123X+23.853	0.191	5.185	0.033*

注:“**”表示不同处理间差异极显著(P<0.01),“*”表示不同处理间差异显著(P<0.05)。

3 结论与讨论

3.1 高山杜鹃对重金属的富集能力

贵州省矿产资源丰富,铅锌矿和煤矿主要集中在西北部的毕节地区,矿区土壤受到了不同程度的污染,特别是 Cd、Pb、Hg、Zn 的污染^[14]。笔者调查百里杜鹃国家森林公园杜鹃

林下土壤 Cd 单因子污染指数为 14.65,是贵州省 Cd 污染指数的 3.6 倍,研究区域重金属 Cd 属于严重污染,Pb 属于轻度污染,与前人研究结果^[3]一致。有研究认为矿区大量堆放煤矸石,煤矸石中的重金属极易发生风化作用,使大量有毒有害的重金属元素释放出来进入到土壤和水体中^[15]。同时矿山开采所产生的大量酸性矿井水和尾矿也是造成矿区及其周围地区生态系统污染的主要原因之一。有学者研究认为土壤中镉含量过高,会破坏植物叶片的叶绿素结构,减少根系对水分和养分的吸收,造成植物生理障碍而降低产量^[16]。

木本植物主要用于造林绿化,不是构成食物链的环节,所以能起到对重金属污染的净化作用。本研究表明 Cd 在叶片中的含量最低,这可能是 Cd 在根系的富集和分布较多,有待进一步研究。露珠杜鹃嫩叶对 Mn,老叶对 Mn、Ni;马缨杜鹃老叶对 Mn,嫩叶对 Mn、Ni 的富集系数均大于 1,一定程度上反映了高山杜鹃嫩叶和老叶对重金属 Mn、Ni 较强的富集能力,与田易等的研究结果^[17]一致。研究发现,Mn、Zn、Ni、Cu 在 2 种高山杜鹃体内含量比其他元素高,这可能与它们是植物体必需微量元素和多种蛋白质的组成成分有关,植物对它们的吸收量较大,而 Cr、Co、Cd 含量低,与土壤中该种重金属含量低有一定关系。植物叶片中重金属含量常常也是衡量大气污染程度的一个标准,目前采用富集植物净化空气质量的研究取得了进展^[18]。重金属在杜鹃叶片中的富集可能还与大气环境有关,大气中的污染物可通过气孔进入叶片,百里杜鹃国家森林公园内空气质量的污染状况有待进一步研究。

3.2 高山杜鹃对土壤重金属污染修复的前景

近年来,针对重金属胁迫下植物体生理生化进行了较多研究^[19]。本研究凋落叶中的重金属含量最低,此差异可能与重金属在老叶和凋落叶中被分解的程度有密切关系。尚廉斌等对植物凋落叶的分解率研究表明,大叶杜鹃凋落叶的分解率仅为 20.76%^[20]。本研究马缨杜鹃凋落叶中 Cd、Cr、Cu 和 Mn 的含量高于土壤中该种重金属的浓度,且对 Cd、Cr、Cu、Mn 的富集系数大于 1,可能是杜鹃累积大量重金属和杜鹃凋落叶干物质失质量率、纤维素、木质素降解较低的原因^[21]。

植物修复技术是 20 世纪 80 年代初期发展起来的一种主要用于清除土壤重金属污染的绿色生态技术,由于该技术具有高效低耗、减少土壤侵蚀、不造成二次污染和美化景观等优点,在清除土壤重金属污染方面有着广泛的应用前景^[22]。植物修复技术的关键就是找到从土壤中将超量富集一种或几类重金属并能将其转移到地上部的超富集植物^[23],现已知的超富集植物存在生物量低、生长缓慢、修复时间长等缺点,研究对象多为草本植物^[24-25],对木本植物研究较少。植物生物量可以作为生长在重金属污染土壤里植物健康的一个标志,高生物量、耐受性、菌根和积累能力强的作物在植物修复中具有广阔的前景^[26]。在现有高生物量植物中,不降低其生物量而提高重金属的积累是最为可行的策略,成为研究的热点^[27-28]。本研究发现高山杜鹃叶片对 Mn 的富集能力最强,且富集系数大于 1,具备了 Mn 超富集植物富集系数的基本特征^[29],可作为锰矿废弃地理想的生态恢复备选植物。

杜鹃属植物根系与一些真菌在自然生境下形成杜鹃花类菌根,菌根能将含不同重金属的矿物质溶解^[30]。有研究表明,带菌根的杜鹃能够在 Mn 含量很高的酸性土壤中生长,说

明菌根真菌自身可帮助寄主杜鹃植物生长在重污染土壤中^[31],且杜鹃花属植物常优于其他物种能够在土壤污染的恶劣环境中存活,成为在土壤污染严重地区的主要植被,主要原因是杜鹃内生真菌可促进杜鹃生长发育,提高杜鹃的抗性。本研究中露珠杜鹃和马缨杜鹃并非是重金属的超富集植物,但二者均在 Cd 污染的土壤中长势良好,而且形成优势植物群落,说明其耐胁迫能力强。因此,在实地植物修复中杜鹃可作为修复 Cd 污染土壤的潜力树种。

参考文献:

- [1] 陈训,高贵龙,邹天才. 地球彩带飘曳,花园生机盎然:贵州百里杜鹃国家级森林公园[M]. 贵阳:贵州科学技术出版社,2010: 112-113.
- [2] 李朝婵,乙引,全文选,等. 野生高山杜鹃群落林内自然挥发的化感成分[J]. 林业科学,2015,51(12):35-44.
- [3] 董祥英,吉玉碧. 百里杜鹃矿区附近土壤重金属污染评价及建议[J]. 贵州农业科学,2011,39(4):114-116,120.
- [4] Zu Y Q, Li Y, Chen J J, et al. Hyperaccumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-zinc mining area in Yunnan, China[J]. Environment International, 2005, 31(5): 755-762.
- [5] Zhang D, Chen X, Geng F, et al. One hundred miles of natural Rhododendron communities[Z]. 2007.
- [6] 宋春然,何锦林,谭红,等. 贵州省农业土壤重金属污染的初步评价[J]. 贵州农业科学,2005,33(2):13-16.
- [7] 国家环境保护总局. 土壤环境质量标准:GB 15618—1995[S]. 北京:中国标准出版社,2004.
- [8] 丁桑岚. 环境评价概论[M]. 北京:化学工业出版社,2001:136-137.
- [9] 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.
- [10] 宁晓波,项文化,方晰,等. 贵阳花溪区石灰土林地土壤重金属含量特征及其污染评价[J]. 生态学报,2009,29(4):2169-2177.
- [11] 陈静生,周家义. 中国水环境重金属研究[M]. 北京:中国环境科学出版社,1992:168-170.
- [12] 孙清斌,尹春芹,邓金锋,等. 矿区农田土壤-小麦体系中重金属污染特征研究[J]. 河南农业科学,2013,42(4):80-84.
- [13] Mattina M I, Lannucci-Berger W, Musante C, et al. Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soil[J]. Environmental Pollution, 2003, 124(3): 375-378.
- [14] 贵州省环境保护厅. 贵州省重金属污染防治“十二五”规划[Z]. 2011.
- [15] Wenzel W, Jockwer F. Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralized soils of the Austrian Alps[J]. Environmental Pollution, 1999, 104(1): 145-155.
- [16] Fojtova M, Kovarik A. Genotoxic effect of cadmium is associated with apoptotic changes in tobacco cells[J]. Plant, Cell & Environment, 2000, 23(5): 531-537.
- [17] 田易,邓泓. 上海市工业区绿地植物对重金属吸收及富集的研究[J]. 长江流域资源与环境,2013,22(增刊1):46-51.
- [18] Janta R, Chantara S, Inta A. Levels of road traffic heavy metals in tree bark layers of Cassia fistula tree[J]. International Journal of Environmental Science and Development, 2016, 7(5): 385-388.
- [19] 田向荣,吴昊,李菁,等. Cd、Pb 复合胁迫下湿地匍灯藓 (*Plagiomnium acutum*) 重金属累积效应及抗氧化系统响应[J]. 农业环境科学学报,2015,34(5):844-851.
- [20] 尚廉斌,王得祥,樊璐,等. 秦岭太白山北坡五种林分凋落叶分解状况初步研究[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版),2005,33(1):64-68.
- [21] 邓长春,蒋先敏,刘洋,等. 高山林线交错带高山杜鹃的凋落物分解[J]. 生态学报,2015,35(6):1769-1778.
- [22] 王义,黄先飞,胡继伟,等. 重金属污染与修复研究进展[J]. 河南农业科学,2012,41(4):1-6.
- [23] Baker A M, Brooks R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements - a review of their distribution, ecology and phytochemistry[J]. Biorecovery, 1989, 26(1): 377-385.
- [24] Schwartz C, Echevarria G, Morel J L. Phytoextraction of Cadmium with *Thlaspi caerulescens*[J]. Plant and Soil, 2003, 249(1): 27-35.
- [25] 简敏菲,杨叶萍,余厚平,等. 德兴铜矿区优势物种苎麻 (*Boehmeria nivea*) 对重金属的富集与积累特性[J]. 生态与农村环境学报,2016,32(3):486-491.
- [26] Orlowska E, Godzik B, Turnau K. Effect of different arbuscular mycorrhizal fungal isolates on growth and arsenic accumulation in *Plantago lanceolata* L. [J]. Environmental Pollution, 2012, 168(5): 121-130.
- [27] Saba G, Parizanganeh A H, Zamani A, et al. Phytoremediation of heavy metals contaminated environments: screening for native accumulator plants in Zanjan - Iran [J]. International Journal of Environmental Research, 2015, 9(1): 309-316.
- [28] Yang Y, Liang Y, Ghosh A, et al. Assessment of arbuscular mycorrhizal fungi status and heavy metal accumulation characteristics of tree species in a lead-zinc mine area: potential applications for phytoremediation [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(17): 13179-13193.
- [29] Baker A M, Reeves R D, Hajar A M. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* [J]. New Phytologist, 1994, 127(1): 61-68.
- [30] Vallino M, Drogo V, Abba' S, et al. Gene expression of the ericoid mycorrhizal fungus *Oidiodendron maius* in the presence of high zinc concentrations [J]. Mycorrhiza, 2005, 15(5): 333-344.
- [31] Cairney J G, Meharg A A. Ericoid mycorrhiza: partnership that exploits harsh edaphic conditions [J]. European Journal of Soil Science, 2003, 54(4): 735-740.