

金毛狗对重金属的富集特性的研究

于海玲^{1,2}, 谢国光³, 王发国^{1*}, 张永夏⁴, 李仕裕^{1,2}, 龚粤宁³, 邢福武¹

(1. 中国科学院华南植物园, 中国科学院植物资源保护与可持续利用重点实验室, 广州 510650; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 广东南岭国家级自然保护区乳阳管理处, 广东 韶关 512727; 4. 深圳大学生命科学学院, 广东 深圳 518060)

摘要: 为探讨金毛狗 [*Cibotium barometz* (L.) J. Sm.] 对重金属的富集能力, 在广东省选取 6 个样点(南岭、南昆山、白云山、大岭山、梧桐山、西樵山)采集金毛狗的叶片、根状茎和根际土壤, 采用 ICP-MS 测定 9 种重金属元素(Cr、Mn、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Hg、Pb)的含量。结果表明, 样地土壤已受到不同程度的重金属污染, 土壤中 Cd 和 Hg 含量均高于广东省土壤背景值, 分别为背景值的 1.61~4.82 倍和 4.74~11.79 倍。西樵山土壤中 Cd 含量最大, 南岭土壤中 Hg 含量最大。在 9 种元素中, 金毛狗对 Hg 的转运系数最高, 达 4.8, 对 Cd 的富集系数最高, 达 2.2, Cu 和 Cd 元素的转运系数和富集系数均大于 1。这说明金毛狗对重金属元素的富集能力较弱而转运能力较强。

关键词: 金毛狗; 蕨类植物; 重金属元素; 植物修复; 富集

doi: 10.11926/j.issn.1005-3395.2015.01.012

Characteristics of Heavy Metal Accumulation of *Cibotium barometz* (L.) J. Sm.

YU Hai-ling^{1,2}, XIE Guo-guang³, WANG Fa-guo^{1*}, ZHANG Yong-xia⁴, LI Shi-yu^{1,2}, GONG Yue-ning³, XING Fu-wu¹

(1. Key Laboratory of Plant Resources Conservation and Sustainable Utilization, South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Ruyang Management Office of Guangdong Nanling National Nature Reserve, Shaoguan 512727, China; 4. College of Life Science, Shenzhen University, Shenzhen 518060, China)

Abstract: In order to understand the heavy metal accumulation ability of *Cibotium barometz* (L.) J. Sm., the fronds, roots and rhizosphere soil of *C. barometz* were collected from six woodlands of nature reserves in Guangdong Province, including Nanling, Nankunshan, Baiyunshan, Dalingshan, Wutongshan and Xiqiaoshan. The contents of nine heavy metal elements, such as Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Hg and Pb, were measured by ICP-MS. The results showed that the sampling soils in six woodlands were contaminated by heavy metals at different degree. The contents of Cd and Hg in soil were higher than the background values in Guangdong Province about 1.61–4.82 and 4.74–11.79 times, respectively. Among six sampling woodlands, Cd content in soil was the highest in Xiqiaoshan and Hg content was the highest in Nanling. Among nine heavy metals, translocation factor (TF) of Hg by *C. barometz* was the highest up to 4.8, and bioconcentration factor (BCF) of Cd was the highest for 2.2, TF and BCF of Cu and Cd were all above one. It was suggested that *C. barometz* had high transportation capability and low accumulation capability of heavy metals.

Key words: *Cibotium barometz*; Pteridophytes; Heavy metal; Phytoremediation; Bioaccumulation

收稿日期: 2014-03-04

接受日期: 2014-04-21

基金项目: 广东省林业科技创新专项资金项目(2010KJXC014, 2011KJXC020); 深圳市城管局科研项目(201215)资助

作者简介: 于海玲(1989~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为园林植物学。E-mail: yuhailing1989@163.com

* 通信作者 Corresponding author. E-mail: wangfg@scbg.ac.cn

近年来,世界上受重金属污染的土壤面积不断增加,已成为全球关注的环境问题。中国地质调查局对珠江三角洲地区重金属污染情况的调查结果表明,该地区土壤环境质量堪忧,土壤有害重金属元素污染的生态效应显著,对人体健康存在潜在威胁^[1]。广东北部 7% 的农田重金属污染情况严重,广州及其周边地区受到高速发展的工业活动影响,土壤和蔬菜的重金属(Cu、Zn、Cd、Hg、As 等)超标率分别超过了 70% 和 50%^[2-3]。

土壤中的重金属可以长期潜伏,并通过食物链危及人类的健康,因此,重金属污染的土壤修复治理工作也日趋紧迫,植物修复技术正成为研究和开发的热点^[4-5]。植物修复的重点是寻找合适的超富集植物(Hyperaccumulator),迄今为止,超富集植物多集中在显花植物的个别科属内^[6],而有关蕨类植物对重金属的富集研究较少。已报道的可富集重金属的蕨类植物主要有凤尾蕨科(Pteridaceae),如蜈蚣草(*Pteris vittata*)^[4]、大叶井口边草(*P. cretica*)^[7]、全缘凤尾蕨(*P. insignis*)^[8]等,此外还有蕨科(Pteridiaceae)的密毛蕨(*Pteridium revolutum*)^[9]、蹄盖蕨科(Athyriaceae)的禾秆蹄盖蕨(*Athyrium yokoscense*)^[10-11]等。金毛狗[*Cibotium barometz* (L.) J. Sm.]是蚌壳蕨科(Dicksoniaceae)多年生高大树状蕨类植物,为我国金毛狗属的唯一一种、国家 II 级保护植物,广泛分布于热带、亚热带地区,其生物量大,也是一种著名的药用植物^[12],主要以根状茎入药^[13],具有祛风湿、补肝肾、强腰膝等功效,用于风湿痹痛,腰膝酸软,下肢无力等症状。根状茎上的黄色鳞毛有止血作用。此外,其根状茎中富含淀粉,可食用和酿酒。目前对金毛狗的研究多集中在化学成分^[14-15]、孢子萌发及配子体发育^[16-18]、遗传多样性^[19]、群落结构多样性以及与环境因子的相互作用^[20-21]等方面,而金毛狗对重金属富集特性的研究鲜见报道。本文探讨金毛狗对重金属元素的富集特性,为金毛狗在植物修复与资源可持续利用方面的研究提供理论基础。

1 材料和方法

1.1 样品采集

选取珠江三角洲的 5 个地点:惠州市南昆山国家森林公园(NKS)、广州市白云山(BYS)、东莞市大岭山省级森林公园(DLS)、深圳市梧桐山(WTS)、

佛山市西樵山(XQS),以及广东省北部韶关市南岭自然保护区(NL)进行样品采集。南岭自然保护区(NL)位于 24°52'~25°11' N, 112°59'~113°04' E,海拔 329~1232 m,以天然林为主,森林覆盖率达 98% 以上,主要为亚热带常绿阔叶林、针叶混交林等。南昆山国家级森林公园(NKS)位于 23°38'~23°39' N, 113°48'~113°52' E,海拔 551~1087 m,以天然林为主,森林覆盖率高,植被类型多样,以常绿阔叶林为主。白云山旅游风景区(BYS)位于 23°10'~23°11' N, 113°17'~113°19' E,海拔 97~340 m,以次生林为主,森林覆盖率 95% 以上,主要是天然次生阔叶林和部分马尾松及其针阔叶混交林。大岭山省级森林公园(DLS)位于 22°52'~22°53' N, 113°45'~113°47' E,海拔 63~236 m,以次生林为主,典型的地带性植物景观为南亚热带季风常绿阔叶林,但现有植被景观主要为果园和人工林。梧桐山(WTS)位于 22°34'~22°36' N, 114°11'~114°12' E,海拔 122~236 m,有少量天然林,以次生林为主,主要为南亚热带常绿阔叶林。西樵山国家森林公园(XQS)位于 22°55'~22°58' N, 112°58'~112°59' E,海拔 47~207 m,以人工改造林为主,主要林分类型有常绿阔叶林、珍贵阔叶林、景观林、生态林等。

每个地点随机选取至少 6 个采样点,分别采集金毛狗的叶片、根状茎及根际土壤,将各部分均匀混合在一起。各采样点采集的金毛狗均为同一品种,采样时把叶片和根状茎分开以避免养分和重金属的传输。

1.2 样品分析

植物样品用自来水充分清洗,再用纯水(Elix/Rios 纯水操作系统)清洗至少 3 次,烘干后于玛瑙研钵中进行人工研磨,过 60 目筛;土壤样品自然风干、捣碎,用玛瑙研磨仪(Retsch MM400)进行研磨。植物样和土壤样均采用微波消解仪(Anton Paar multiwave 3000)进行消解,消解程序见表 1。土壤样消解结束后进行赶酸处理。处理好的样品用 ICP-MS (Agilent 7700x)分别测定 Cr、Mn、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Hg 和 Pb 等 9 种元素的含量,每个样品测定 3 次,取平均值。用空白、随机重复样品、标准物质进行实验质量控制,标准物质包括绿茶叶(GBW10052)、菠菜叶(GBW10015)和黄红壤(GBW07405)。数据用 Excel 2003、SPSS 16.0 进行统计分析,差异显著性分析采用 LSD 检验。

表1 植物样和土壤样的消解程序

Table 1 Digestion procedures for plant and soil samples

样品 Sample	程序 Procedure	功率 Power (W)	运行时间 Run time (min)	保持时间 Retention time (min)
植物样 Plant	1	700	10	5
	2	1400	10	40
土壤样 Soil	1	300	10	5
	2	700	5	10
	3	1400	5	25

1.3 指标的计算

采用转运系数(Translocation factor, TF)和富集系数(Bioconcentration factors, BCF)来描述植物对重金属的富集能力。转运系数(TF)=植物地上部分的重金属含量/地下部分重金属含量;富集系数(BCF)=植物地下部分重金属含量/土壤重金属含量。转运系数表征植物将重金属从根部向叶片的运输和转运能力^[22]。当 TF>1 时,表明植物主要将重金属富集在地上部分,表现出较强的转运重金属的能力,反之,则表现出较强的固定重金属的能力^[22-24]。转运系数越大,表明植物地上部分重金属的富集量越大,越有利于植物的提取利用^[22,25]。富集系数反映了土壤-植物体系中元素迁移的难易程度,用来评估植物将重金属吸收转移到植物体内的能力大小^[22,25]。当富集系数>1 时,表明植物对金属元素的耐性较强,可以对其进行固定,表现出较强的富集能力。

表2 植物样标准物质和土壤样标准物质中的重金属含量(mg kg⁻¹)Table 2 Heavy metal contents (mg kg⁻¹) in plant and soil standard materials

	标准物质 Standard material								
	GBW10052			GBW10015			GBW07405		
	标准值 Certified value	测定值 Measured value	回收率 Recovery (%)	标准值 Certified value	测定值 Measured value	回收率 Recovery (%)	标准值 Certified value	测定值 Measured value	回收率 Recovery (%)
Cr	0.92±0.20	0.97±0.316	105	1.4±0.2	1.6±0.5	114	118±10	877±12	74
Mn	1170±60	1011±44	86	41±3	39±2	95	1360±120	691±12	51
Ni	5.4±0.4	6.3±1.1	117	0.92±0.12	2.31±1.45	251	40±5	33±1	83
Cu	24±1	23±1	95	8.9±0.4	8.8±1.3	99	166±9	113±4	68
Zn	35±2	32±2	92	35.3±1.5	33.4±3.1	95	494±39	355±4	72
As	0.27±0.05	0.25±0.02	94	0.23±0.03	0.24±0.01	103	412±24	362±13	88
Cd	0.076±0.004	0.082±0.012	108	0.15±0.025	0.22±0.052	145	0.45±0.09	0.38±0.02	85
Hg	0.0081±0.0015	0.0075±0.009	93	0.020±0.003	0.022±0.003	109	0.290±0.040	0.271±0.022	94
Pb	1.6±0.2	1.8±0.4	111	11.1±0.9	12.3±0.9	110	552±44	224±9	41

2 结果和分析

2.1 标准物质的测定

对植物样标准物质和土壤样标准物质进行测定,结果表明(表2),除了 GBW10015 中 Ni 和 Cd 的回收率(251% 和 145%)较高外,其他元素的测定值均与标准参考值基本一致。而 Ni 的高回收率很可能是 GBW10015 中 Ni 含量很低造成的^[26]。土壤样标准物质中 Mn 和 Pb 的回收率很低,分别是 51% 和 41%,这与 Hjortenkrans^[27]报道标准物质 NCS ZC7300 中 Pb 的回收率为 55% 相似。

2.2 根际土壤中的重金属含量

从表3可见,6个地点土壤的Cr含量均低于广东省土壤背景值^[28],且差异显著。大岭山的Cr含量最低,仅 5.88 mg kg⁻¹,而西樵山的最高(26.05 mg kg⁻¹),约为大岭山的 4.43 倍;其余4个地

表3 金毛狗根际土壤重金属含量(mg kg⁻¹)Table 3 Contents (mg kg⁻¹) of heavy metals in rhizosphere soils of *Cibotium barometz*

	NL	NKS	BYS	DLS	WTS	XQS	A
Cr	7.30±1.77**	10.40±3.38*	17.00±4.75*	5.88±2.72**	15.67±4.66**	26.05±1.22**	50.5±53.36
Mn	176±33	68±6	55±22	133±42	548±70	585±65**	279±369.6
Ni	3.11±0.76	4.11±0.39	6.07±1.50	2.13±0.60	6.76±0.77	13.47±1.22	14.4±16.94
Cu	2.56±0.55**	2.46±0.59*	17.34±5.24	13.46±3.46	24.37±13.11	24.86±2.57	17±19.09
Zn	35.33±7.32	35.22±6.73	31.61±5.23	27.58±6.41	71.77±14.03	163.49±35.91**	47.3±39.49
As	6.84±1.18	4.18±0.82	78.61±48.78*	1.92±0.56	46.44±5.53	41.71±3.99	8.9±7.68
Cd	0.11±0.04	0.09±0.03	0.11±0.02	0.11±0.05	0.11±0.08	0.27±0.05**	0.056±0.0507
Hg	0.92±0.12**	0.74±0.16**	0.87±0.11**	0.76±0.16**	0.49±0.11**	0.37±0.08*	0.078±0.0845
Pb	97.53±11.89*	67.91±11.04	58.27±12.24	37.67±11.24	60.16±8.25*	22.22±4.73	36±23.39

NL: 南岭; NKS: 南昆山; BYS: 白云山; DLS: 大岭山; WTS: 梧桐山; XQS: 西樵山; A: 广东省土壤背景值; *: $P<0.05$; **: $P<0.01$ 。

NL: Nanling; NKS: Nankunshan; BYS: Baiyunshan; DLS: Dalingshan; WTS: Wutongshan; XQS: Xiqiaoshan; A: Elemental background values of soils in Guangdong Province; *: $P<0.05$; **: $P<0.01$.

点为南岭<南昆山<梧桐山<白云山, 含量为 7.30~17.00 mg kg⁻¹。

梧桐山和西樵山土壤的 Mn 含量超过广东省土壤背景值, 西樵山的最高(585 mg kg⁻¹), 约为背景值的 2.1 倍; 其他 4 个地点的均低于背景值, 含量为 55~176 mg kg⁻¹。

6 个地点土壤的 Ni 含量均低于广东省土壤背景值, 大岭山的最低(2.13 mg kg⁻¹), 西樵山的最高(13.47 mg kg⁻¹), 约为大岭山的 6.32 倍; 其余 4 个地点的含量为 3.11~6.76 mg kg⁻¹。

白云山、梧桐山、西樵山土壤 Cu 含量均超过了广东省土壤背景值, 西樵山的最高(24.86 mg kg⁻¹), 约为背景值的 1.45 倍; 其余 3 个地点未超过背景值, 含量最低的是南昆山(2.46 mg kg⁻¹); 南岭和南昆山的 Cu 含量与背景值间存在显著性差异。

梧桐山和西樵山土壤的 Zn 含量超过背景值, 西樵山的最高(163.49 mg kg⁻¹), 约为背景值的 3.46 倍, 差异显著; 其余 4 个地点均未超过背景值, 含量分别为大岭山(27.58 mg kg⁻¹)、白云山(31.61 mg kg⁻¹)、南昆山(35.22 mg kg⁻¹)、南岭(35.33 mg kg⁻¹)。

土壤中 As 含量变化较大, 南岭、南昆山和大岭山很低, 均低于广东省土壤背景值, 南昆山的最低(4.18 mg kg⁻¹); 但白云山、梧桐山和西樵山的远远超过背景值, 分别是背景值的 8.8、5.2 和 4.7 倍。

6 个地点土壤中的 Cd 含量均超过了背景值, 最高的是西樵山(0.27 mg kg⁻¹), 约为背景值的 4.82 倍, 差异显著; 最低的是南昆山(0.09 mg kg⁻¹), 约为

背景值的 1.61 倍; 其余 4 个地点的含量相差不大, 约为 0.11 mg kg⁻¹。

6 个地点土壤中的 Hg 含量均超过了背景值, 且差异显著, 南岭的最高(0.92 mg kg⁻¹), 约为背景值的 11.79 倍; 西樵山的最低(0.37 mg kg⁻¹), 约为背景值的 4.74 倍。

只有西樵山土壤中的 Pb 含量未超过背景值, 其余 5 个地点的均高于背景值, 南岭的最高(97.53 mg kg⁻¹), 约为背景值的 2.71 倍, 差异显著, 其余 4 个地点的含量分别为大岭山(37.67 mg kg⁻¹)、白云山(58.27 mg kg⁻¹)、梧桐山(60.16 mg kg⁻¹)、南昆山(67.91 mg kg⁻¹)。

6 个地点的土壤均存在不同程度的重金属累积。总体来说, 土壤中 Mn 含量最高, 其次是 Pb 和 Zn, 土壤中重金属含量呈现出 Mn>Pb、Zn>As>Cu、Cr>Hg>Cd 的趋势。采用广东省土壤环境背景值 95% 置信度来评价各元素的污染程度, 结果表明, 6 个地点土壤中的 Cr、Mn、Ni、Cu、Pb 含量正常, 均在背景值 95% 置信度范围内, 但 Hg 含量均超出背景值 95% 置信度范围, 说明各地土壤已受 Hg 污染, 属于 Hg 高背景土壤。西樵山土壤中的 Zn、As、Cd 含量超出了背景值 95% 置信度的范围, 说明西樵山土壤已受到 Zn、As、Cd 的污染。此外, 白云山和梧桐山的 As 含量也超过了 As 背景值 95% 置信度范围, 说明土壤已受到 As 污染, 属于 As 高背景土壤。

2.3 叶片和根的重金属含量及迁移性状

从表4可见,叶片中Cr含量为0.39~2.21 mg kg⁻¹,南岭的最小,西樵山的最高;根中的Cr含量为1.65~3.27 mg kg⁻¹,最小值和最大值分别为南昆山和白云山;根的含量明显高于叶片。

叶片中Mn含量为204~315 mg kg⁻¹,均高于其他元素,最大值和最小值分别为白云山和大岭山;根部Mn含量以白云山的最小(40 mg kg⁻¹),西樵山的最高(117 mg kg⁻¹);叶片中Mn含量明显高于根部。

叶片中Ni含量为1.58~4.06 mg kg⁻¹;根部的为1.78~4.47 mg kg⁻¹;均以南岭的最低,白云山的最高。

叶片中Cu含量为7.98~14.96 mg kg⁻¹,根部的为6.34~12.94 mg kg⁻¹;均以南昆山的最低,西樵山的叶片含量最高,白云山的根部含量最高。

叶片中Zn含量以南岭的最小(39.81 mg kg⁻¹),白云山的最高(74.56 mg kg⁻¹);根部的为21.73~32.98 mg kg⁻¹,最高值和最低值分别为南昆山和西樵山;叶片中Zn含量明显高于根部。

叶片中As含量以南昆山的最小(0.36 mg kg⁻¹),西樵山的最高(0.98 mg kg⁻¹);根部以大岭山的最小(0.39 mg kg⁻¹),南岭的最大(1.41 mg kg⁻¹);除大岭山、西樵山外,其余4个地点根部As含量均高于叶片。

叶片中Cd含量为0.14~0.62 mg kg⁻¹,南岭的最低,南昆山的最高;根部为0.11~0.35 mg kg⁻¹,南岭的最低,南昆山的最高。

叶片中Hg含量以南岭的最低(0.03 mg kg⁻¹),白云山的最高(0.13 mg kg⁻¹);根部为0.01~0.03 mg kg⁻¹,大岭山和梧桐山的最低,南岭、白云山、西樵山含量最高;叶片中的Hg含量明显高于根部。

叶片中Pb含量为2.20~7.44 mg kg⁻¹,南昆山的最低,白云山的最高;根部为4.97~23.09 mg kg⁻¹,大岭山的最低,南岭的最高。

可见,金毛狗的叶片和根对重金属的积累量不同,叶片的Mn、Cu、Zn、Cd和Hg含量高于根部,而根部的Cr、Ni、As和Pb含量高于叶片。金毛狗中Mn含量最高,其次是Zn, Cd、Hg含量较低,

表4 金毛狗叶片和根中的重金属含量(mg kg⁻¹)

Table 4 Contents (mg kg⁻¹) of heavy metal in fronds and roots of *Cibotium barometz*

	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
南岭 Nanling									
叶片 Frond	0.39±0.12	252±44	1.58±0.66	8.91±1.57	39.81±13.83	0.42±0.16	0.62±0.33	0.03±0.01	2.40±1.79
根 Root	2.46±1.18	70±26	1.78±0.97	8.16±1.07	23.54±6.01	1.41±0.66	0.35±0.13	0.03±0.01	23.09±10.19
南昆山 Nankunshan									
叶片 Frond	0.82±0.12	250±51	1.86±0.62	7.98±1.18	40.18±10.07	0.36±0.14	0.14±0.06	0.05±0.01	2.20±0.97
根 Root	1.65±0.31	117±43	3.24±1.16	6.34±0.74	21.73±7.04	0.79±0.54	0.11±0.02	0.02±0.01	19.22±17.84
白云山 Baiyunshan									
叶片 Frond	1.97±0.38	204±49	4.06±1.23	14.00±2.05	74.56±11.22	0.76±0.30	0.54±0.16	0.13±0.07	7.44±4.12
根 Root	3.27±1.35	40±18	4.47±1.82	12.94±4.22	27.79±6.67	1.58±0.54	0.28±0.15	0.03±0.01	9.33±5.90
大岭山 Dalingshan									
叶片 Frond	1.28±0.27	315±141	2.98±1.48	11.06±1.11	52.89±17.49	0.52±0.30	0.28±0.13	0.09±0.01	3.82±2.01
根 Root	2.32±0.51	59±12	4.67±2.15	10.16±2.17	22.02±4.49	0.39±0.17	0.18±0.13	0.01±0.005	4.97±1.80
梧桐山 Wutongshan									
叶片 Frond	0.81±0.21	234±65	2.53±1.10	11.35±2.05	47.56±8.07	0.57±0.45	0.31±0.12	0.05±0.01	4.37±1.68
根 Root	1.93±0.84	87±26	3.67±1.69	9.59±3.12	24.40±6.67	0.67±0.24	0.21±0.07	0.01±0.005	5.52±3.53
西樵山 Xiqiaoshan									
叶片 Frond	2.21±0.21	295±146	3.84±1.14	14.96±1.65	72.21±12.89	0.98±0.23	0.33±0.10	0.08±0.01	7.12±1.59
根 Root	2.83±1.97	117±37	3.43±0.18	11.00±3.66	32.98±7.79	0.82±0.73	0.21±0.10	0.03±0.02	5.11±4.09
标准 Standard*	-	-	-	20	-	2.0	0.3	0.2	5.0

*: 药用植物及制剂进出口绿色行业标准。

*: Green Trade Standards of Importing & Exporting Medicinal Plants & Preparation.

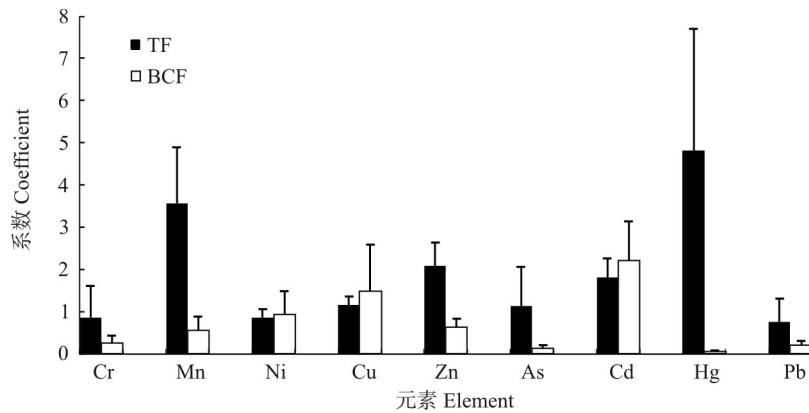


图1 金毛狗对重金属的转移系数(TF)和富集系数(BCF)

Fig. 1 Translocation factors (TF) and bioconcentration factors (BCF) of heavy metals in *Cibotium barometz*

表现为 $Mn > Zn > Cu > Pb > Ni > Cr$ 、As、Cd、Hg。

金毛狗的根状茎可入药,根据《药用植物及制剂进出口绿色行业标准》^[29]的规定,重金属总量应 $\leq 20.0 \text{ mg kg}^{-1}$, $Cu \leq 20.0 \text{ mg kg}^{-1}$, $As \leq 2.0 \text{ mg kg}^{-1}$, $Cd \leq 0.3 \text{ mg kg}^{-1}$, $Hg \leq 0.2 \text{ mg kg}^{-1}$, $Pb \leq 5.0 \text{ mg kg}^{-1}$ 。在6个地点的金毛狗根状茎中Cu、As、Hg、Cd未超过该标准(除西樵山As含量和南岭Cd含量超标外),而Pb超标严重,这可能与根部细胞壁易吸附铅有关^[30-31]。

图1为金毛狗对重金属元素的转运系数和富集系数。可见,金毛狗对Hg的转运系数最高,其次是Mn、Zn;仅Ni、Cr和Pb的转运系数小于1。金毛狗对重金属的转运能力差异较大,呈现出 $Hg > Mn > Zn > Cd > Cu > As > Ni > Cr > Pb$ 的趋势。金毛狗对Cd的富集系数最大,其次是Cu,最小的是Hg;仅对Cd和Cu的富集系数大于1,表现出 $Cd > Cu > Ni > Zn > Mn > Cr > Pb > As > Hg$ 的趋势。

3 讨论

重金属在地壳中的丰度以及土壤中的背景值存在差异,植物体内的重金属含量也会不同。本研究中,采样地点均为广东省植被分布较好的地区,非高污染或矿区,土壤中重金属含量相对较低。但研究表明,与广东省土壤背景值相比,该6个区域仍存在不同程度的重金属累积现象,尤其是Cd、Hg、Pb元素含量均超过背景值。梧桐山和西樵山的土壤中多种重金属元素含量高于广东省背景值。金毛狗在这几个地点分布广泛,属于常见植物,而且金毛狗地上生物量很大,在重金属含量较

高地区(如梧桐山和西樵山)也未见生长受抑制的植株,可见金毛狗适应性较强,对重金属具有一定的耐性。

金毛狗体内重金属元素含量的总体趋势与土壤中的总体趋势不一致,这说明金毛狗对重金属元素的吸收和富集有一定的选择性。金毛狗不同部位对重金属的积累量存在差异,叶片中Mn、Cu、Zn、Cd和Hg含量比根部的高,而Cr、Ni、As和Pb在根部的含量高。这可能与植物对重金属的耐性机制有关^[32],植物根部的一些结构或生理特性,限制了Cr、Ni、As和Pb向上转移,使得根部含量相对较高,另一方面,某些元素是植物生长所必需的(Mn、Cu、Zn)或者毒性较大(Cd和Hg),植物将其向上转移,除一部分用于自身生命活动外,其他的通过落叶将重金属排出体外以减轻重金属的毒害^[32-33]。

富集系数和转运系数是衡量植物对重金属富集效应的重要特征,为了使土壤达到更好的修复效果,不仅植物体内的重金属含量要高于土壤中的含量,而且地上部的重金属含量也要高于地下部的,也即富集系数和转运系数都大于1^[30,32,34]。本研究结果表明,金毛狗对大部分重金属元素的转运系数均大于1,说明金毛狗对重金属元素的提取能力较强,使得重金属元素主要集中到地上部分。Elizabeth^[31]研究了12种蕨类植物,Mn的转运系数均大于1,这与本文的结果一致。金毛狗对重金属Cu和Cd的富集系数大于1,说明金毛狗对这2种重金属元素具有一定的富集能力;对其他重金属元素的富集系数均小于1,未发生明显富集。金毛狗对Cd和Cu的转运系数和富集系数均大于1,属

于低背景高富集,满足植物修复筛选的条件之一,但金毛狗是否能在高浓度 Cd 和 Cu 条件下正常生存仍需进一步探索。另外,由图 1 可以看出,金毛狗对 Mn 和 Hg 的转运系数很高而富集系数很低,但 Mn 的富集系数明显比 Hg 要高,说明 Hg 元素的毒性大,金毛狗根部几乎不富集 Hg,一旦根部有 Hg,则会立即转运到地上部分,从叶片中挥发出去^[35]或通过地上部分的枯落来减少 Hg 对植株本身的毒害,这可能是金毛狗对 Hg 毒害的一种适应。

4 结论

广东省 6 个森林公园的土壤均存在不同程度的重金属元素的累积。与广东省土壤背景值相比,各地土壤均受到 Hg 污染,属于 Hg 高背景土壤;西樵山土壤已受到 Zn、As、Cd 污染;白云山和梧桐山的土壤受到 As 污染,属于 As 高背景土壤。

金毛狗对重金属元素的吸收和富集具有一定的选择性,对 Mn、Cu、Zn、Cd、Hg、As 的转运提取能力较强,而对 Cr、Ni、Pb 的转运能力较弱;对 Cd 和 Cu 的富集能力强,对其他重金属富集能力弱。金毛狗对大部分重金属元素的富集能力较弱而转运能力较强,重金属多集中于地上部分,这为人类食用或药用金毛狗的根状茎提供了安全保障。

参考文献

- [1] Lu W J. Heavy metals pollution in 28% soils of the Pearl River Delta [N]. Guangzhou Daily, 2013-07-11(A7).
卢文洁. 珠三角 28% 土壤重金属超标 [N]. 广州日报, 2013-07-11(A7).
- [2] Song W, Chen B M, Liu L. Soil heavy metal pollution of cultivated land in China [J]. Res Soil Water Conserv, 2013, 20(2): 293-298.
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.
- [3] He S R, Hu X M, Huang H F. Cd, As, Hg residual in Guangdong soil environment [J]. Agro-Environ Prot, 1991, 10(2): 71-72, 91.
何述尧, 胡学铭, 黄惠芳. 浅论广州土壤环境 Cd、As、Hg 元素的残留 [J]. 农业环境保护, 1991, 10(2): 71-72, 91.
- [4] Chen T B, Wei C Y, Huang Z C, et al. Arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. and its arsenic accumulation [J]. Chin Sci Bull, 2002, 47(11): 902-905.
陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春, 等. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征 [J]. 科学通报, 2002, 47(3): 207-210.
- [5] Peng H Y, Yang X E. Research progress on phytoremediation of copper contaminated soil by *Elsholtzia* plants [J]. J Soil Water Conserv, 2005, 19(5): 195-199.
彭红云, 杨肖娥. 香薷植物修复铜污染土壤的研究进展 [J]. 水土保持学报, 2005, 19(5): 195-199.
- [6] Zheng J M, Tang S R, Chen Z Y, et al. Uptake of inorganic contaminants by pteridophyte [J]. Acta Agri Nucl Sin, 2005, 19(2): 155-159.
郑洁敏, 唐世荣, 陈子元, 等. 蕨类植物对无机污染物的吸收 [J]. 核农学报, 2005, 19(2): 155-159.
- [7] Wei C Y, Chen T B, Huang Z C, et al. Cretan brake (*Pteris cretica* L.): An arsenic-accumulating plant [J]. Acta Ecol Sin, 2002, 22(5): 777-778.
韦朝阳, 陈同斌, 黄泽春, 等. 大叶井口边草——一种新发现的富集砷的植物 [J]. 生态学报, 2002, 22(5): 777-778.
- [8] Chen Z C, Wu F H, Huang L M, et al. Study on pollution and remediation of arsenic minerals tailings [J]. Environ Poll Control, 2006, 28(3): 180-182.
陈志澄, 毋福海, 黄丽玫, 等. 砷矿尾砂污染及其治理研究 [J]. 环境污染与防治, 2006, 28(3): 180-182.
- [9] Zheng J M, Lou L P, Wang S H, et al. *Peridium revolutum*, a promising plant for phytoremediation of Cu-polluted soil [J]. Chin J Appl Ecol, 2006, 17(3): 507-511.
郑洁敏, 楼丽萍, 王世恒, 等. 一种新发现的铜积累植物——密毛蕨 [J]. 应用生态学报, 2006, 17(3): 507-511.
- [10] Morishita T, Boratynski J K. Accumulation of cadmium and other metals in organs of plants growing around metal smelters in Japan [J]. Soil Sci Plant Nutr, 1992, 38(4): 781-785.
- [11] Nishizono H, Suzuki S, and Ishii F. Accumulation of heavy metals in the metal-tolerant fern, *Athyrium yokoscense*, growing on various environments [J]. Plant Soil, 1987, 102(1): 65-70.
- [12] Sun Q S. Medicinal Botany [M]. Beijing: Chinese Medical Science and Technology Press, 2004: 155-157.
孙启时. 药用植物学 [M]. 北京: 中国医药科技出版社, 2004: 155-157.
- [13] Xu J X, Wang Y L, Wang J J, et al. Chemical constituents of *Cibotium barometz* and their bioactivities [J]. Nat Prod Res Dev, 2012, 24(S1): 134-140.
徐家星, 王业玲, 王建军, 等. 濒危植物金毛狗的化学成分及其药理活性研究进展 [J]. 天然产物研究与开发, 2012, 24(S1): 134-140.
- [14] Wu Q, Yang X W, Yang S H, et al. Chemical constituents of *Cibotium barometz* [J]. Nat Prod Res Dev, 2007, 19: 240-243.
吴琦, 杨秀伟, 杨世海, 等. 金毛狗的化学成分研究 [J]. 天然产物研究与开发, 2007, 19: 240-243.
- [15] Yang H J, Wu Q, Yang S H. Advances in research of chemical constituents and pharmacological activities of *Cibotium barometz* [J]. Chin J Exp Trad Med Form, 2010, 16(5): 230-234.
杨慧洁, 吴琦, 杨世海. 金毛狗脊化学成分与药理活性研究进展 [J]. 中国实验方剂学杂志, 2010, 16(5): 230-234.

- [16] Chen S M, Deng H P, Liu G H, et al. Gametophyte development and its diversity in *Cibotium baromatz* [J]. Acta Bot Borealo-Occid Sin, 2007, 27(3): 460–463.
陈水木, 邓洪平, 刘光华, 等. 金毛狗配子体发育阶段性及其多样性研究 [J]. 西北植物学报, 2007, 27(3): 460–463.
- [17] Guo Z Y. Study on gametophytes development and spore propagation of endangered plant *Cibotium baromatz* [J]. Seed, 2009, 28(5): 67–70.
郭治友. 濒危植物金毛狗的配子体发育观察及孢子繁殖研究 [J]. 种子, 2009, 28(5): 67–70.
- [18] Zhang Z Y, Zhang S B. Primary exploration on spore reproduction techniques of rare or endangered medicine plant *Cibotium baromatz* [J]. J Anhui Agri Sci, 2010, 38(5): 2330–2332, 2353.
张祖荣, 张绍彬. 珍稀濒危药用植物金毛狗的孢子繁殖技术研究 [J]. 安徽农业科学, 2010, 38(5): 2330–2332, 2353.
- [19] Wu L, Deng H P, Xu J, et al. Analysis of genetic diversity in species *Cibotium baromatz* [J]. Chin J Chin Mat Med, 2007, 32(14): 1468–1469.
伍莲, 邓洪平, 徐洁, 等. 金毛狗居群遗传多样性的AFLP分析 [J]. 中国中药杂志, 2007, 32(14): 1468–1469.
- [20] Lei S Y, Du H, Zhao H, et al. Quantity classification and order of *Cibotium baromatz* community [J]. Guizhou Agric Sci, 2010, 38(3): 25–28.
雷胜勇, 杜红, 赵红, 等. 濒危植物金毛狗群落的数量分类及排序 [J]. 贵州农业科学, 2010, 38(3): 25–28.
- [21] Peng L L. The effect of environmental factors on spore germination and gametophyte development of *Cibotium baromatz* [D]. Chongqing: Southwest University, 2013: 1–64.
彭黎立. 环境因子对金毛狗孢子萌发和配子体发育影响研究 [D]. 重庆: 西南大学, 2013: 1–64.
- [22] Yoon J, Cao X D, Zhou Q X, et al. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site [J]. Sci Total Environ, 2006, 368(2/3): 456–464.
- [23] Trotta A, Falaschi P, Cornara L, et al. Arbuscular mycorrhizae increase the arsenic translocation factor in the As hyperaccumulating fern *Pteris vittata* L. [J]. Chemosphere, 2006, 65(1): 74–81.
- [24] Cornara L, Roccotiello E, Minganti V, et al. Level of trace elements in pteridophytes growing on serpentine and metalliferous soils [J]. J Plant Nutr Soil Sci, 2007, 170(6): 781–787.
- [25] Cao D J, Wang G Y, Wang Y, et al. Accumulation of heavy metals in dominant plants growing on mineral areas in Anhui Tongling [J]. J Agro-Environ Sci, 2005, 24(6): 1079–1082.
曹德菊, 王光宇, 汪琰, 等. 安徽铜陵矿区优势植物的重金属富集特性研究 [J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(6): 1079–1082.
- [26] Wiseman C L S, Zereini F, Püttmann W, et al. Traffic-related trace element fate and uptake by plants cultivated in roadside soils in Toronto, Canada [J]. Sci Total Environ, 2013, 442(1): 86–95.
- [27] Hjortenkrans D, Bergbäck B, Häggerud A. New metal emission patterns in road traffic environments [J]. Environ Monit Assess, 2006, 117(1/2/3): 85–98.
- [28] Chinese Environmental Protection Administration. Elemental Background Values of Soils in China [M]. Beijing: Environmental Science Press of China, 1990: 330–378.
中国环境监测总站主编. 中国土壤元素背景值 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 330–378.
- [29] Ministry of Foreign Trade and Economic Cooperation of the People's Republic of China. Green Trade Standards of Importing & Exporting Medicinal Plants & Preparations [S]. 2001: 1–5.
中华人民共和国对外贸易经济合作部. 药用植物及制剂进出口绿色行业标准 [S]. 2001: 1–5.
- [30] Wei S H, Zhou Q X, Wang X, et al. *Solanum nigrum* L., a promising plant for phytoremediation of Cd-polluted soil [J]. Chin Sci Bull, 2004, 49(24): 2568–2573.
魏树和, 周启星, 王新, 等. 一种新发现的镉超积累植物龙葵 (*Solanum nigrum* L.) [J]. 科学通报, 2004, 49(24): 2568–2573.
- [31] Elizabeth O, Eder P, Eunice M, et al. Aluminum accumulation and its relationship with mineral plant nutrients in 12 pteridophytes from Venezuela [J]. Environ Exp Bot, 2009, 65(1): 132–141.
- [32] Sun Y B, Zhou Q X, Ren L P, et al. The identification of hyperaccumulative plants in Tailing Dumps of the Qingchengzi lead-zinc mining area [J]. J Agro-Environ Sci, 2008, 27(6): 2166–2171.
孙约兵, 周启星, 任丽萍, 等. 青城子铅锌尾矿区植物对重金属的吸收和富集特征研究 [J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(6): 2166–2171.
- [33] Baker A J M, Walker P L. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plant [M]// Shaw A J. Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects. Boca Raton: CRC Press Inc., 1989: 155–178.
- [34] Salt D E. Phytoextraction: Present applications and future promise [C]// Wise D L, Trantolo D J, Cichon E J, et al. Bioremediation of Contaminated Soils. New York: Marcel Dekker Press, 2000: 729–744.
- [35] Chang Q S, Ma Q X. Advances in the research of selecting hyperaccumulator [J]. J Agro-Environ Sci, 2005, 24(Suppl): 330–335.
常青山, 马庆祥. 重金属超富集植物筛选研究进展 [J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(增刊): 330–335.