DOI: 10.5846/stxb201601210143
王壮,杨万勤,吴福忠,常晨晖,李俊,汤国庆,汪沁.高山森林粗木质残体附生苔藓植物的重金属吸存特征.生态学报,2017,37(9): - .
Wang Z, Yang W Q, Wu F Z, Chang C H, Li J, Tang G Q, Wang Q.Heavy metal absorption characteristics of epiphytic moss on coarse woody debris in an alpine forest.Acta Ecologica Sinica,2017,37(9): - .

高山森林粗木质残体附生苔藓植物的重金属吸存特征

王　壮[1],杨万勤[1,2,*],吴福忠[1,2],常晨晖[1],李　俊[1],汤国庆[1],汪沁[1]
1 长江上游林业生态工程省级重点实验室,四川农业大学生态林业研究所, 成都　611130
2 长江上游生态安全协同创新中心, 成都　611130

摘要:粗木质残体及其附生苔藓植物是高山森林生态系统中两个相互联系的基本组成部分,二者的相互作用可能影响森林生态系统重金属循环,但有关不同类型和不同腐解等级粗木质残体对附生苔藓植物重金属吸存特征尚不清楚。因此,于 2015 年 7 月在川西高山森林调查了岷江冷杉(*Abies faxoniana*)原始林内不同类型和不同腐解等级的粗木质残体附生苔藓镉、铅、铜和锌浓度与吸存特征。结果表明:高山森林粗木质残体附生苔藓植物 Cd、Pb、Cu 和 Zn 的总吸存量依次为 4700mg/hm^2、21236mg/hm^2、6179mg/hm^{2}和 2622mg/hm^2。粗木质残体附生苔藓的四种重金属吸存量都表现为倒木>大枯枝>枯立木>根桩;倒木附生苔藓 Cd、Pb、Cu 和 Zn 吸存量分别占高山森林粗木质残体总吸存量的 54.53%、66.08%、51.13%和 66.30%,根桩附生苔藓重金属吸存量不足总吸存量的 3%。粗木质残体的类型和腐解等级都会影响附生植物重金属吸存特征。随着腐解等级的增加,倒木和大枯枝附生苔藓中 Cd 和 Pb 呈现"积累-释放"的变化特征,其浓度和吸存量在第Ⅱ、Ⅲ腐解等级较高。附生苔藓 Cu 和 Zn 浓度和吸存量在不同腐解等级粗木质残体间的差异均不明显。这些结果表明,粗木质残体附生苔藓对重金属元素具有明显的吸存作用,为认识高山森林生态系统重金属元素循环及其迁移过程提供了新的思路,也为进一步了解粗木质残体在高山森林生态系统中的重要作用提供了新的角度。

关键词:粗木质残体;附生苔藓;重金属;高山森林

Heavy metal absorption characteristics of epiphytic moss on coarse woody debris in an alpine forest

WANG zhuang[1], YANG Wanqin[1,2,*], WU Fuzhong[1,2], CHANG Chenhui[1], LI Jun[1], TANG Guoqing[1], WANG Qin[1]
1 *Key Laboratory of Ecological Forestry Engineering, Institute of Ecology & Forestry, Sichuan Agricultural University, Chengdu* 611130, *China*
2 *Collaborative Innovation Center of Ecological Security in Upper Yangtze River, Chengdu* 611130, *China*

Abstract: Coarse woody debris (logs, branches, snags, and stumps) constitutes a large component of forest biomass, and plays an essential role in many alpine forests. Coarse woody debris not only participates in material cycling and energy flow in the ecosystem, but also provides a suitable environment and abundant nutrients for the growth of epiphytic moss. Many studies have focused on the importance of moss as an absorber as well as indicator of heavy metal pollutants, especially pollutants from anthropogenic activities. Moss can absorb heavy metals from precipitation/wet deposition and directly from the substrate, and the concentrations of heavy metals in epiphytic moss are related to the local environmental conditions; total storage can be affected by the heavy metal content in the epiphytic moss and the biomass of the moss. However, the effect of the interaction between epiphytic moss and coarse woody debris on the sequestering of heavy metals in forest ecosystems remains unknown. In July 2015, the cadmium (Cd), lead (Pb), copper (Cu), and zinc (Zn) content and

基金项目:国家自然科学基金项目(No. 31570445, 31270498, 31500509)
收稿日期:2016-12-10;　　**网络出版日期**:2016-00-00
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: scyangwq@163.com

storage in epiphytic mosses on different types (logs, branches, snags, and stumps) and decay classes (Ⅰ—Ⅴ) of coarse woody debris were investigated in an alpine fir (*Abies faxoniana*) forest in western Sichuan. Results showed that an average of 4700 mg/hm^2 of Cd, 21236 mg/hm^2 of Pb, 6179 mg/hm^2 of Cu, and 2622 mg/hm^2 of Zn were sequestrated in the epiphytic mosses on the coarse woody debris in this region. The total storage of the four heavy metals in the epiphytic mosses was in the following order for coarse woody debris: logs > branches > snags > stumps. Cd, Pb, Cu, and Zn storage in the epiphytic mosses on the logs accounted for 54.53%, 66.08%, 51.13%, and 66.30% of total storage, respectively; Cd, Pb, Cu, and Zn storage in the epiphytic mosses on the roots accounted for less than 3% of total storage. The characteristics of the heavy metal elements in the epiphytic moss was affected by the type and decay level of coarse woody debris. The content and storage of both Cd and Pb in the epiphytic mosses of the logs and large branches showed an "accumulation-release" pattern, and the highest values were observed in decay classes Ⅱ or decay classes Ⅲ. In contrast, the content and storage of Zn and Cu in the epiphytic mosses for all decay classes were insignificant. Overall, these results suggest that epiphytic moss on coarse woody debris greatly contributes to the sequestration of heavy metals in alpine forests; the results provide new insight into the cycling and transportation of heavy metals, as well as the role played by coarse woody debris in these alpine forest ecosystems.

Key Words: coarse woody debris; epiphytic moss; heavy metal; alpine forest

粗木质残体(Coarse woody debris)一般是指森林生态系统中直径≥10 cm 的倒木、根桩、大枯枝和枯立木等[1],不仅参与生态系统物质循环[2-4]与能量流动等生态学过程,而且为苔藓等附生植物提供了多种多样的生长环境和丰富的养分[5-7]。相对于养分元素,重金属元素(如镉,铅,锌和铜),由于具有生物毒害性[8-9],其在生态系统中的循环与转移过程受到特别的关注。附生苔藓从木质残体吸收必需养分的同时也吸存了重金属离子,成为生态系统重金属元素循环的重要过程[6,10]。然而,附生苔藓是否会从其附生粗木质残体中吸收重金属元素,及它们之间的关系并不明确。同时,不同类型和不同腐解等级的粗木质残体形成了异质的生境和生物有效性,使得附生苔藓植物参与重金属循环的过程并不清晰。枯立木和大枯枝一般独立于地表,而倒木和根桩主要存在于地表并与土壤层联系紧密,具有相对稳定的环境,可能更适合苔藓植物的生长和对重金属元素的吸存[11-12]。同时,较高腐烂等级的粗木质残体由于木质素等难分解组分降解程度的增加,结构相对疏松,更适合附生苔藓植物的长期生长,可能具有更大的重金属吸存能力。尽管如此,已有研究均忽视了粗木质残体附生植物在生态系统重金属元素转移与循环中的重要作用,亟待深入研究。

位于青藏高原东缘的川西高山森林,在调节局域气候、保育生物多样性、涵养水源、保持水土等方面发挥着重要的作用[13]。相对于其他森林类型,高山森林受低温的限制,木质残体腐解相对缓慢,不同类型和不同腐解等级的木质残体几乎覆盖了整个森林地表[6],表面附生了大量的苔藓植物,成为生态系统的重要组成部分[12,14]。已有的相关研究更加关注木质残体的腐解和元素释放、苔藓植物的持水能力等[15-17],而缺乏对附生苔藓植物参与元素循环,特别是吸存重金属元素的关注。因此,基于前期的研究基础,以岷江冷杉(*Abies faxoniana*)原始林为研究对象,通过调查森林地表不同类型和不同腐解等级木质残体附生苔藓植物重金属吸存能力,进一步认识木质残体附生苔藓植物参与生态系统元素循环的过程。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于四川省阿坝州理县毕棚沟四川农业大学高山森林生态系统定位研究站(31°14′—31°19′ N, 102°53′—102°57′ E),海拔 2458—4619 m,地处青藏高原东缘到四川盆地过渡地带,四姑娘山北麓,区域总面积 180 km^2。区域气候属丹巴—松潘半湿润气候,随着海拔上升,植被类型呈现出常绿阔叶林、针阔叶混交林、暗针叶林、高山草甸的垂直分布规律。年均温度 2—4 ℃,最高气温 23.7℃,最低温度-18.1℃。年均降水

量 850mm,降雨主要分布在生长季节,受季风影响。区域内干湿季节差异显著:干季日照强,降水少,气候寒冷,空气干燥;湿季日照少,降雨多,气候温暖,多云雾。主要森林植被有岷江冷杉、红桦(*Betula albo-sinensis*)、四川红杉(*Larix mastersiana*)、方枝柏(*Sabina saltuaria*)等,林下灌木主要有康定柳(*Salix paraplesia*)、高山杜鹃(*Rhododendron lapponicum*)、三颗针(*Berberis sargentiana*)、花楸(*Sorbus rufopilosa*)、沙棘(*Hippophae rhamnoides*)、扁刺蔷薇(*Rosa weginzowii*)等,草本主要有蟹甲草(*Cacalia* spp.)、冷蕨(*Cystopteris ontana*)、苔草科和莎草科等。

1.2　实验设计

2015 年 7 月 13 日到 20 日,以研究区域内海拔 3600 m 的岷江冷杉原始林为调查对象,选取地势、坡度、坡向、林分组成等相似的 3 个 100 m × 100 m 的样地。在这三个样地中分别随机设置 3 个 20m ×20m 的样方,共计 9 个样方。在每个样方中逐一记录残存粗木质残体的长度(或高度)、大小头直径,枯立木记录胸径、腐烂等级等,对于长度超过样方大小的粗木质残体,只记录其在样方中的部分。结合 Harmon[6] 的分类标准和我国[1]普遍采用的划分方法,将直径≥10cm 的木质残体作为粗木质残体。根据粗木质残体在高山森林生态系统中的状态,进一步分为倒木(Fallen log)、枯立木(Snag)、根桩(Stump)和大枯枝(Branch)。根据已有的森林生态系统粗木质残体的分级系统对调查的粗木质残体进行腐解等级划分[1]:Ⅰ级:新鲜,树木死亡不足一年;Ⅱ级:开始腐解,小刀仅可刺进几毫米;Ⅲ级:小刀可刺进 2 cm;Ⅵ级:小刀可刺进 2—5 cm;Ⅴ级:小刀可任意刺穿木质体。从选定不同腐解等级倒木、大枯枝的 1 m、5 m、10 m 和梢部以及根桩选取 3 个代表性 400 cm^2(20cm×20cm)小样方直接用封口袋采集不同附生苔藓植物,同时记录附生苔藓植物种类、小样方盖度、盖度和厚度以及附着位置。对于枯立木采集 1.5 m 以下所有附生植物。

将附生植物样品带回实验室,分别按照不同粗木质残体类型和腐解等级进行分类,于 65℃烘箱中烘干至恒重。样品粉碎过筛,参照国家林业标准森林生态系统长期定位观测方法 LY/T1952—2011,称取 0.5 g 样品,用体积比为 5:1 的硝酸-高氯酸的混合液消解,稀释,使用岛津 AA-7000 火焰原子吸收光谱仪测定 Cd、Pb、Cu 和 Zn 的浓度。根据单位面积上附生苔藓植物重金属浓度计算该区域重金属总吸存量,计算过程如下:

重金属浓度:
$$\omega = \frac{\rho \times V \times ts \times 10^{-3}}{m} \times 10^3$$

式中:ω 为镉、铜、铅和锌等重金属的质量分数(mg/kg);ρ 为测得的重金属的质量浓度(mg/L);V 为测定时定容体积(ml);10^{-3}为将 mL 换算成 L 的系数;ts 为分取倍数;m 为试样质量(g);10^3为将 mg/g 换算成 mg/kg 的系数。

重金属吸存量:$T = \omega \times \frac{M}{S} \times 10^3$

式中:T 该区域内附生苔藓重金属总吸存量(mg/hm^2);ω 为镉、铜、铅和锌等重金属的质量分数(mg/kg);M 为 20m×20m 样方中某一类型粗木质残体附生苔藓总重(kg);S 为 20m×20m 样方面积(m^2);10^3为将 mg/m^2换算成 mg/hm^2 的系数

1.3　数据处理

采用双因素方差分析(one-way ANOVA)检验粗木质残体类型、腐解等级以及两者交互作用对附生苔藓重金属浓度和吸存量影响的差异性。采用单因素方差分析(one-way ANOVA)和最小显著差异法(LSD)检验不同类型和不同腐解等级的粗木质残体附生苔藓植物中重金属浓度和吸存量差异,显著性水平设定为 $P=0.05$。以上分析采用 SPSS20.0 进行分析。采用 SigmaPlot 12.5 软件进行作图。

2　结果

2.1　不同类型粗木质残体苔藓植物重金属浓度

川西高山森林不同腐解等级和不同类型粗木质残体显著($P<0.05$)影响附生苔藓中 Cd、Pb、Cu、Zn 浓度和吸存量(表 2),在倒木腐解过程中,附生苔藓 Cd、Pb 和 Cu 的浓度随着腐解等级的增加呈先增加后降低的

变化(图 1)。倒木附生苔藓 Cd、Pb 和 Cu 的浓度在第Ⅱ腐解等级达到最大;倒木附生苔藓 Zn 浓度在第Ⅴ腐解等级达到最大。在大枯枝腐解过程中,附生苔藓 Cd、Pb 和的浓度在第Ⅲ腐解等级达到最大;Cu 的浓度在腐解前期为下降趋势,且差异不显著,但在腐解Ⅴ时期达到最大。枯立木第Ⅱ、Ⅳ腐解等级附生苔藓 4 种重金属浓度表现不一致,Pb 浓度差异不显著,Cd、Zn 和 Cu 浓度差异显著。由于根桩附生苔藓植物样品较少,无法进行有效分析,因而缺乏相应数据。

表 1 川西高山森林粗木质残体 Cd、Pb、Cu 和 Zn 浓度背景值/(mg/kg)

Table 1 Background values of various types of coarse woody debris in western Sichuan

腐解等级 Decay class	倒木 Log				大枯枝 Branch			
	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn
Ⅰ	0.84±0.10a	3.74±0.06a	2.46±0.18a	160.40±5.20a	13.14±0.73b	8.46±0.84a	3.18±0.53b	184.65±31.00b
Ⅱ	1.49±0.18a	17.84±0.92c	1.71±0.31a	159.76±5.60a	7.43±0.52a	12.41±1.27b	3.07±0.12b	150.67±3.00ab
Ⅲ	0.56±0.07a	35.84±1.48d	2.28±0.46a	178.80±9.60a	12.74±0.27b	12.46±1.55b	2.53±0.11ab	132.83±14.80ab
Ⅳ	0.87±0.04a	7.90±1.12ab	2.30±0.18a	233.65±79.60a	17.68±1.01d	20.10±0.78c	2.49±0.32ab	124.70±14.40a
Ⅴ	12.05±0.22b	5.97±0.93a	3.38±0.27b	219.4245±6.23a	22.05±0.52c	34.53±0.90d	1.71±0.36a	121.77±7.30a
腐解等级 Decay class	枯立木 Snag				根桩 Stump			
	Cd	Pb	Cu	Zn	Cd	Pb	Cu	Zn
Ⅰ	6.04±0.13b	7.52±0.26a	2.97±0.34a	64.69±2.30a	17.49±0.17c	7.25±0.06b	5.25±0.40b	728.67±8.60b
Ⅱ	4.34±0.29c	16.24±1.66b	1.87±0.45a	145.88±6.70a	29.23±0.39d	9.25±0.88c	6.00±1.72b	348.79±107.00a
Ⅲ	5.21±0.29b	11.95±0.73c	2.53±0.38a	159.40±14.20a	36.09±0.19c	11.45±0.09d	2.61±0.32a	213.26±4.90a
Ⅳ	7.21±0.56c	11.14±1.95ab	4.35±0.34b	198.05±46.80a	7.46±0.19b	5.22±1.32a	2.37±0.45a	229.65±55.50a
Ⅴ	2.75±0.44a	22.96±1.88d	5.08±0.73b	455.17±107.20a	5.33±0.23a	3.58±0.13a	2.67±0.24a	241.58±8.30a

同列不同小写字母表示同列同种类型粗木质残体不同腐解等级同种重金属元素浓度显著差异($P<0.05$);$n=57$

表 2 不同腐解等级和不同类型粗木质残体对苔藓植物 Cd、Pb、Cu、Zn 浓度和吸存量的双因素方差分析

Table 2 Results of two-way ANOVA for the effects of decay classes and types of coarse woody debris on the concentrations and storages of Cd, Pb, Cu and Zn in epiphytic moss

		Cd	Pb	Cu	Zn
浓度 Concentration	腐解等级 Decay class	39.645**	90.777**	23.803**	72.849**
	类型 Type	80.310**	56.543**	177.039**	6.637*
	类型×腐解等级 Type×Decay class	27.380*	97.983**	47.329**	70.543**
吸存量 Storage	腐解等级 Decay class	8.404**	4.381*	1.885	4.857*
	类型 Type	3.829*	14.733**	3.974*	13.561**
	类型×腐解等级 Type×Decay class	6.110**	8.477**	17.548**	5.862**

*,$P<0.05$;**,$P<0.01$;$n=39$

2.2 不同类型粗木质残体附生苔藓重金属吸存量

不同类型粗木质残体附生苔藓重金属吸存量随着粗木质残体腐解等级的变化表现出显著差异(图 2)。倒木附生苔藓 Cd、Pb 和 Zn 吸存量在第Ⅲ腐解等级达到最大,Cu 吸存量在第Ⅱ腐解等级达到最大。大枯枝附生苔藓 Cd 吸存量在第Ⅲ腐解等级达到最大,在其它腐解等级吸存量较低;大枯枝附生苔藓 Pb 和 Cu 吸存量随着腐解等级的增加而下降,Zn 吸存量在大枯枝不同腐解等级差异不显著。在调查过程中,我们仅发现了第Ⅱ、Ⅳ腐解等级枯立木和第Ⅴ腐解等级根桩,因此无法比较不同腐解等级枯立木和根桩附生苔藓重金属吸存量。

2.3 粗木质残体附生苔藓重金属总吸存量

高山森林粗木质残体附生苔藓重金属 Cd、Pb、Cu 和 Zn 的总吸存量分别为:4700mg/hm^2、21236mg/hm^2、6179mg/hm^{2}和 2622mg/hm^2。附生苔藓重金属吸存量在不同类型的粗木质残体中差异显著(表 3),具体表现为:倒木>大枯枝>枯立木>根桩。倒木附生苔藓 Cd、Pb、Cu 和 Zn 吸存量分别占高山森林粗木质残体总吸存

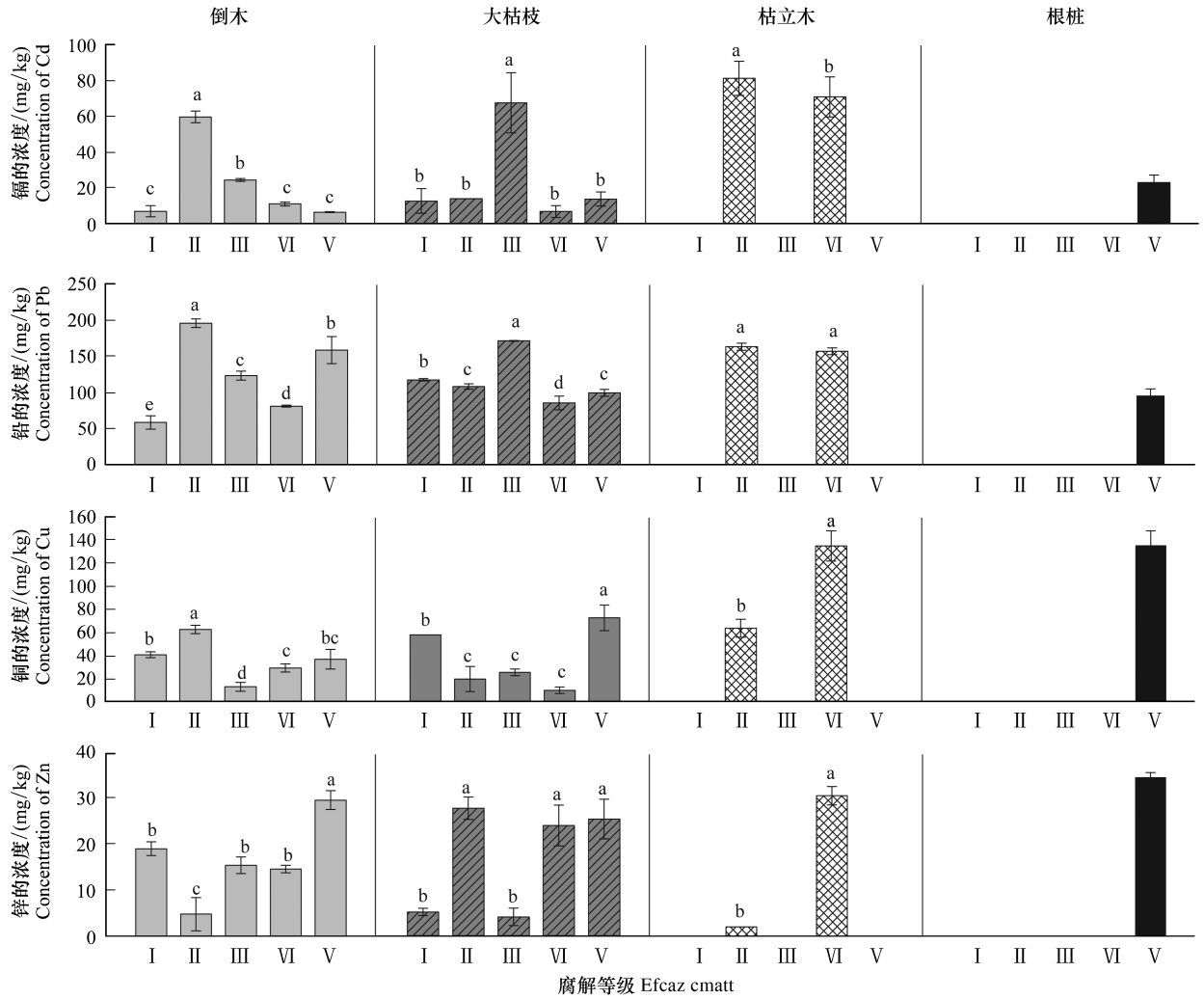

图 1　不同腐烂等级粗木质残体附生苔藓重金属浓度

Fig.1　Concentrations in heavy metals in epiphytic moss on coarse woody debris with different decay classes and different types

图中横坐标罗马数字表示粗木质残体的腐解等级,不同小写字母表示不同腐解等级同种类型粗木质残体同种重金属元素浓度显著差异($P<0.05$);图中数据为平均值±标准误差($n=3$)

表 3　不同类型粗木质残体附生苔藓 Cd、Pb、Cu 和 Zn 总吸存量/(mg/hm²)及分配/%

Table 3　The storages and allocations of Cd, Pb, Cu and Zn in the epiphytic moss on different types of course woody debris

		Cd		Pb		Cu		Zn	
		吸存量 Storage	比例 Ratio	吸存量 Storage	比例 Ratio	吸存量 Storage	比例 Ratio	吸存量 Storage	比例 Ratio
类型	倒木 Log	2563.36±321.80a	54.53	14033.21±2861.20a	66.08	3159.43±438.53a	51.13	1738.54±534.84a	66.30
Type	大枯枝 Branch	1323.5±680.06b	28.16	5279.02±829.05b	24.86	1582.75±589.95b	25.61	515.06±228.66b	19.64
	枯立木 Snag	767.41±163.97bc	16.33	1720.53±513.57c	8.10	1278.88±370.60b	20.70	307.43±77.04b	11.72
	根桩 Stump	46.30±33.01c	0.99	203.69±145.23c	0.96	158.09±112.72c	2.56	61.23±43.65b	2.33
总吸存量 Total		4700.65±1198.84	100	21236.46±4349.06	100	6179.15±1511.80	100	2622.26±884.19	100

同列不同小写字母表示不同类型粗木质残体附生苔藓同种重金属吸存量显著差异($P<0.05$)

的 54.53%、66.08%、51.13%和量 66.30%,根桩附生苔藓重金属吸存量不足总吸存量的 3%。不同腐解阶段的粗木质残体附生苔藓重金属吸存量差异显著(表 4)。第Ⅲ腐解等级附生苔藓 Cd、Pb 和 Zn 的吸存量最大,分别占总吸存量的 43.38%、34.78%和 28.43%;第Ⅰ腐解等级附生苔藓 Cu 吸存量最大,占总吸存量 27.83%;而

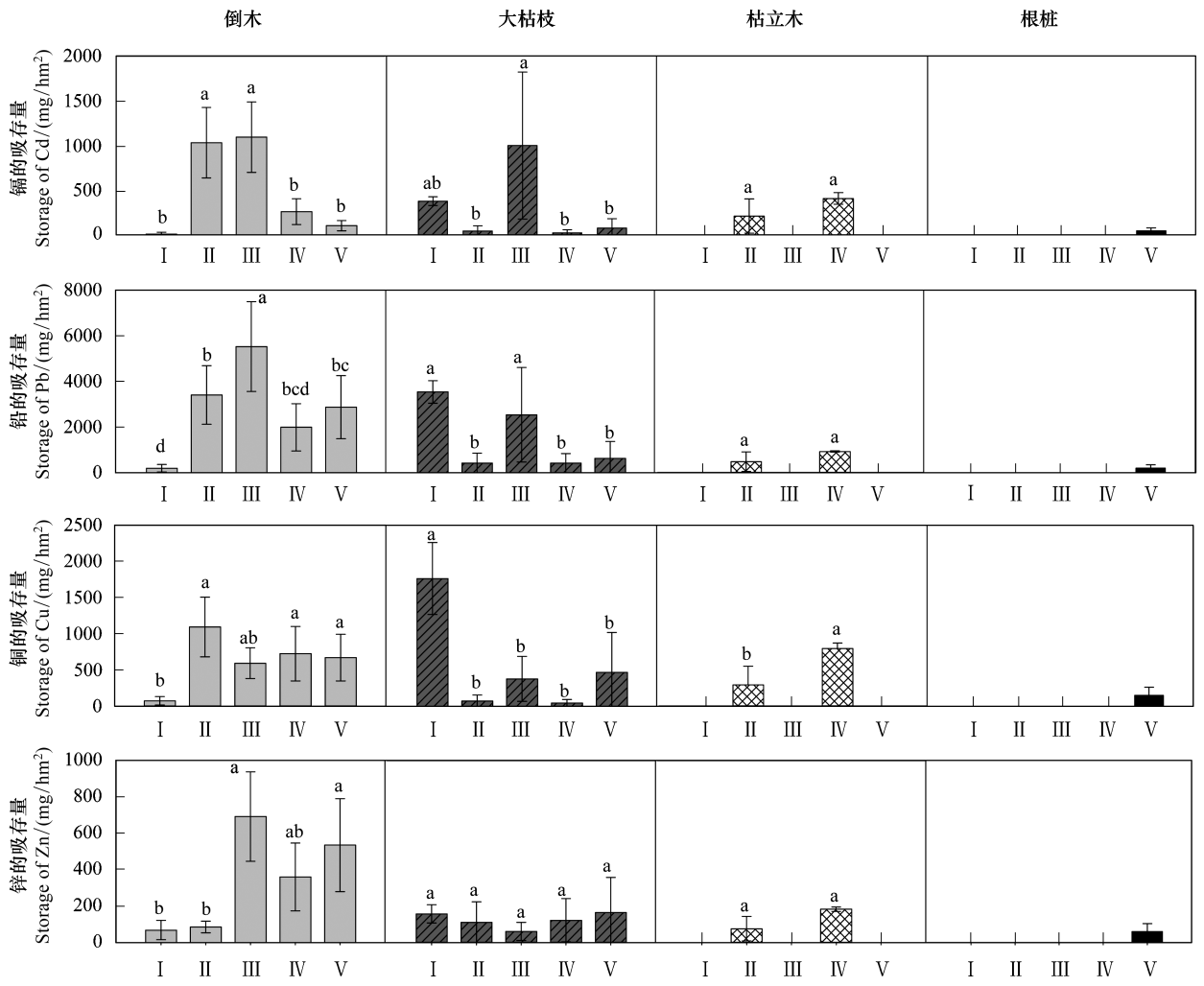

图 2 不同腐解等级、不同类型粗木质残体附生苔藓 Cd、Pb、Cu 和 Zn 吸存量

Fig.2 Storages of Cd、Pb、Cu 和 Zn in the epiphytic moss on coarse woody debris with different decay classes and types

图中横坐标罗马数字表示粗木质残体的腐解等级,不同小写字母表示不同腐解等级同种类型粗木质残体同种重金属元素浓度显著差异($P<0.05$);图中数据为平均值±标准误差($n=3$)

第Ⅴ腐解等级附生苔藓 Cd 和 Pb 的吸存量最小,依此占总吸存量的 5.01%和 15.55%;第Ⅱ腐解等级附生苔藓 Zn 吸存量最小,占总吸存量的 9.77%;第Ⅲ腐解等级附生苔藓 Cu 的吸存量最小,占总吸存量的 14.05%。

表 4 不同腐解等级粗木质残体附生苔藓 Cd、Pb、Cu 和 Zn 总吸存量(mg/hm²)及分配(%)

Table 4 The storages and allocations of Cd, Pb, Cu and Zn in the epiphytic moss on different types of coarse woody debris

		Cd		Pb		Cu		Zn	
		吸存量 Storage	比例 Ratio	吸存量 Storage	比例 Ratio	吸存量 Storage	比例 Ratio	吸存量 Storage	比例 Ratio
腐解等级	Ⅰ	604.28±208.95b	11.80	4213.69±586.08b	17.00	2110.61±314.44a	27.83	291.96±119.47c	10.48
Decay class	Ⅱ	1314.43±641.66ab	25.66	4329.44±2155.89b	18.05	1466.81±1435.16a	19.34	272.18±222.23c	9.77
	Ⅲ	2222.12±1212.39a	43.38	8343.62±6152.83a	34.78	1124.57±522.88a	14.83	791.75±333.81a	28.43
	Ⅳ	725.32±242.03b	14.16	3371.30±1484.52b	14.05	1577.48±501.55a	20.80	666.73±317.27b	23.94
	Ⅴ	256.49±195.28b	5.01	3728.87±2272.93b	15.55	1305.77±988.06a	17.21	762.00±492.42b	27.36
总吸存量 Total		5122.64±2500.31	100	23986.92±12652.24	100	7585.25±3762.10	100	2784.62±1485.19	100

同列不同小写字母表示不同腐解等级粗木质残体附生苔藓同种重金属吸存量显著差异($P<0.05$)

3　讨论

高山森林拥有大量不同腐解等级的粗木质残体[6],其中的营养物质可以被苔藓生长所利用[11],同时粗木质残体也会影响附生苔藓植物对重金属的吸存作用。以往的研究发现,苔藓植物中重金属主要来自于人类活动[18],也有研究认为苔藓植物对重金属的吸收来自大气干湿沉降和生长基质[19]。本研究在远离人类活动干扰的高山森林进行,主要考虑生长基质(粗木质残体)对附生苔藓重金属吸存的影响。结果表明,四种类型粗木质残体附生苔藓的重金属吸存量均表现为倒木>大枯枝>枯立木>根桩;随着腐解等级的增加,倒木和大枯枝附生苔藓重金属元素 Cd、Pb 呈“积累-释放”的变化特征;不同腐解等级附生苔藓 Cu 和 Zn 浓度和吸存量在不同腐烂等级间的差异不明显。但是,附生苔藓重金属浓度同粗木质残体本身重金属浓度相关性不显著(表 1)。这些结果一方面表明粗木质残体附生苔藓对重金属具有显著的吸存作用,另一方面表明粗木质残体附生苔藓重金属来源受多种因素的影响,且粗木质残体的类型和腐解程度对附生苔藓重金属浓度和吸存量的影响不可忽视。

苔藓植物由于其独特的自身结构,不仅可以从大气中吸收养分,而且可以通过假根从基质吸收重金属等物质[7,14]。不同类型粗木质残体附生苔藓对 Cd、Pb、Cu 和 Zn 元素均具有明显的吸存作用。其中倒木附生苔藓对四种重金属的吸存量均最大,根桩附生苔藓植物对四种重金属的吸存量均最小。不同粗木质残体附生苔藓重金属吸存量差异显著,主要归因于不同类型粗木质残体在高山森林中所占比例所导致的附生于不同粗木质残体苔藓植物生物量的差异。前期研究发现川西高山森林粗木质残体中倒木所占比重最大[20],此外在其它地区(长白山、哀牢山)的相关研究也得出相同结论[21-22]。同时,由于倒木接近地面,地表苔藓繁殖体容易传播到倒木。因此,倒木附生苔藓生物量较高[23],其附生苔藓重金属吸存量较大。

粗木质残体的不同腐解阶段也对附生苔藓重金属吸存量产生显著影响。本研究发现,除 Cu 元素外,附生苔藓 Cd、Pb 和 Zn 的吸存量均在粗木质残体第Ⅲ腐解阶段达到最大,但各重金属元素最小吸存量在粗木质残体不同腐解等级表现不一致。一般来说,粗木质残体在最初腐解阶段结构紧密坚固[1,5],不利于高等植物的附着生长,所以苔藓植物作为粗木质残体腐解初期的主要植被类型[5,24]。随着粗木质残体腐解程度的加深,其结构变得疏松多孔。一方面苔藓植物种类发生演替变化,另一方面其他植物开始在粗木质残体上附着生长,从而造成粗木质残体不同腐解阶段附生苔藓重金属吸存量的变化。同时粗木质残体不同腐解阶段附生苔藓植物生物量占附生植物总生物量的比例也会影响附生苔藓重金属吸存量[22]。而不同重金属元素吸存量之间的差异主要是由于粗木质残体不同腐解时期附生苔藓种类变化,以及对苔藓植物对不同重金属吸存方式所导致的[25]。

不同类型粗木质残体和不同腐解等级对附生苔藓重金属吸存量和浓度也具有明显的交互作用(表 2)。倒木附生苔藓 Cd、Pb 和 Zn 吸存量在第Ⅲ腐解阶段达到最大,Cu 在第Ⅱ腐解阶段达到最大。与倒木一致,大枯枝附生苔藓 Cd 吸存量在第Ⅲ腐解阶段达到最大,在其它腐解阶段吸存量较低;Pb 和 Cu 吸存量总体呈下降趋势,在第Ⅰ腐解阶段达到最大;Zn 的吸存量在大枯枝整个腐解阶段无显著(统计结果)变化。倒木和大枯枝附生苔藓重金属吸存量的差异可能主要是是表面积效应,倒木和大枯枝表面积和体积存在显著差异,同时粗木质残体体积越大分解速率越慢[1,6],从而影响附生苔藓类型和生物量[11,26],进而影响粗木质残体附生苔藓重金属吸存量。吸存量不但受粗木质残体附生苔藓生物量的影响,也受附生苔藓重金属浓度的影响。通过对采集样品重金属浓度测定,倒木附生苔藓 Cd 和 Pb 在第Ⅱ腐解阶段浓度最高,大枯枝附生苔藓 Cd 和 Pb 在第Ⅲ腐解阶段浓度最高。倒木和大枯枝附生苔藓 Cu 和 Zn 的浓度均无明显规律。苔藓植物总体上对重金属元素吸附能力较强,但它本身的营养吸收和分解规律不容忽视[25]。所以会导致苔藓不同重金属浓度之间的差异。此外,附生苔藓四种重金属的浓度略高于土壤背景值[27-28],也说明川西高山森林苔藓植物对重金属具有吸存作用。

综上所述,高山森林不同类型以及不同腐解阶段粗木质残体附生苔藓植物重金属吸存量和浓度特征存在

差异。研究表明粗木质残体中的倒木不仅是影响粗木质残体输入的重要部分[6],倒木作为苔藓植物的生长基质,也在重金属吸存方面发挥着重要作用。此外,粗木质残体附生苔藓重金属吸存量和浓度不仅受粗木质残体类型和腐解等级的影响,还会受重金属元素种类、粗木质残体分布规律等综合因素的影响。这些结果为认识高山森林重金属元素转移以及苔藓植物在生态系统中的重要作用提供了一定的科学依据和新的思路。

参考文献(References):

[1] 闫恩荣, 王希华, 黄建军. 森林粗死木质残体的概念及其分类. 生态学报, 2005, 25(1): 158-167.

[2] Smith K T, Shortle W C, Jellison J, Connolly J, Schilling J. Concentrations of Ca and Mg in early stages of sapwood decay in red spruce, eastern hemlock, red maple, and paper birch. Canadian Journal of Forest Research, 2007, 37(5): 957-965.

[3] 姜勇. 森林生态系统微量元素循环及其影响因素. 应用生态学报, 2009, 20(1): 197-204.

[4] 张利敏, 王传宽. 东北东部山区 11 种温带树种粗木质残体分解与碳氮释放. 植物生态学报, 2010, 34(4): 368-374.

[5] 侯平, 潘存德. 森林生态系统中的粗死木质残体及其功能. 应用生态学报, 2001, 12(2): 309-314.

[6] Harmon M E, Franklin J F, Swanson F J, Sollins P, Gregory S V, Lattin J D, Anderson N H, Cline S P, Aumen N G, Sedell J R, Lienkaemper G W, Cromack Jr K, Cummins K W. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Advances in Ecological Research, 1986, 15: 133-302.

[7] 四川植被协作组. 四川植被. 成都: 四川人民出版社, 1980.

[8] 胡相伟, 张明锦, 徐睿, 杨万勤, 张健, 陈良华. 铅污染对青杨雌雄幼苗铅富集和营养特征的影响. 西北植物学报, 2015, 35(4): 809-815.

[9] 黄益宗, 朱永官. 森林生态系统镉污染研究进展. 生态学报, 2004, 24(1): 101-108.

[10] Mendil D, Çelik F, Tuzen M, Soylak M. Assessment of trace metal levels in some moss and lichen samples collected from near the motorway in Turkey. Journal of Hazardous Materials, 2009, 166(2/3): 1344-1350.

[11] 徐海清, 刘文耀. 云南哀牢山山地湿性常绿阔叶林附生植物的多样性和分布. 生物多样性, 2015, 13(2): 137-147.

[12] 吴玉环, 高谦, 程国栋, 于兴华, 曹同. 苔藓植物对全球变化的响应及其生物指示意义. 应用生态学报, 2002, 13(7): 895-900.

[13] 李承彪. 四川森林. 成都: 四川科学技术出版社, 1990.

[14] 郭水良, 韩士杰, 曹同. 苔藓植物对森林生态界面指示作用的研究. 应用生态学报, 1999, 10(1): 1-6.

[15] 常晨晖, 吴福忠, 杨万勤, 谭波, 肖洒, 李俊, 苟小林. 高寒森林倒木在不同分解阶段的质量变化. 植物生态学报, 2015, 39(1): 14-22.

[16] 刘辉, 杨万勤, 倪祥银, 肖洒, 吴福忠. 高山森林不同类型粗木质残体腐殖化特征. 生态环境学报, 2015, 24(7): 1143-1149.

[17] Wang B, Wu F Z, Xiao S, Yang W Q, Justine M F, He J Y, Tan B. Effect of succession gaps on the understory water-holding capacity in an over-mature alpine forest at the upper reaches of the Yangtze River. Hydrological Processes, 2016, 30(5): 692-703.

[18] Dragovič S, Mihailovič N. Analysis of mosses and topsoils for detecting sources of heavy metal pollution: multivariate and enrichment factor analysis. Environmental Monitoring and Assessment, 2009, 157(1/4): 383-390.

[19] Økland T, Økland R H, Steinnes E. Element concentrations in the boreal forest moss Hylocomium splendens: variation related to gradients in vegetation and local environmental factors. Plant and Soil, 1999, 209(1): 71-83.

[20] 肖洒, 吴福忠, 杨万勤, 常晨晖, 李俊, 王滨, 曹艺. 高山峡谷区暗针叶林木质残体储量及其分布特征. 生态学报, 2016, 36(5): 1352-1359.

[21] 杨礼攀, 刘文耀, 杨国平, 马文章, 李达文. 哀牢山湿性常绿阔叶林和次生林木质物残体的组成与碳贮量. 应用生态学报, 2007, 18(10): 2153-2159.

[22] 刘翠玲, 潘存德, 梁瀛. 鳞毛蕨天山云杉林粗死木质残体贮量及其分解动态. 干旱区地理, 2009, 32(2): 175-182.

[23] 郭水良, 曹同. 长白山森林生态系统腐木生苔藓植物生态分布的 DCA 排序研究. 应用生态学报, 1999, 10(4): 399-403.

[24] 肖洒, 吴福忠, 杨万勤, 常晨辉, 李俊, 王滨, 曹艺. 川西高山森林生态系统林下生物量及其随林窗的变化特征. 生态环境学报, 2014, 23(9): 1515-1519.

[25] 吴虹玥, 包维楷, 王安. 苔藓植物的化学元素含量及其特点. 生态学杂志, 2005, 24(1): 58-64.

[26] Ódor P, Heilmann-Clausen J, Christensen M, Aude E, van Dort K W, Piltaver A, Siller I, Veerkamp M T, Walleyn R, Standovár T, van Hees A F M, Kosec J, Matočec N, Kraigher H, Grebenc T. Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. Biological Conservation, 2006, 131(1): 58-71.

[27] 魏复盛, 杨国治, 蒋德珍, 刘志虹, 孙本民. 中国土壤元素背景值基本统计量及其特征. 中国环境监测, 1991, 7(1): 1-6.

[28] 李廷芳, 吴焕中, 李玉浸. 我国九个农业经济自然区土壤背景值图的编制. 地理研究, 1991, 10(1): 39-47.