

Pb胁迫对欧美杂交杨(*Populus deltoides*×*Populus nigra*)生物量分配格局及其Pb富集特性的影响

康丽娜¹, 吴福忠¹, 何振华², 徐振锋¹, 刘洋¹, 杨万勤^{1*}, 杨玉莲¹

(1.四川农业大学生态林业研究所, 林业生态工程重点实验室, 成都 611130; 2.四川省阿坝藏族羌族自治州川西林业局, 理县 623102)

摘要:采用速生树种修复重金属污染土壤的方法近年来受到越来越多关注,但已有结果存在很大不确定性。为了解杨树在不同Pb胁迫条件下生长响应和Pb富集效果,以长江上游两种典型土壤(酸性紫色土和钙质紫色土)为栽培介质,采用盆栽试验方法,研究了不同Pb浓度处理下(CK:0 mg·kg⁻¹; T1:200 mg·kg⁻¹; T2:450 mg·kg⁻¹; T3:2 000 mg·kg⁻¹)欧美杂交杨(*Populus deltoides*×*Populus nigra*)生物量生产与分配格局以及Pb吸收、富集特性。两种土壤条件下杨树各器官生物量及总生物量均表现出随Pb胁迫程度的增加而降低的趋势,Pb胁迫条件下杨树生物量分配格局在钙质紫色土中表现为茎>粗根>叶>细根。相同浓度Pb处理条件下,单株杨树总生物量均表现为钙质紫色土大于酸性紫色土。随着Pb处理浓度的增大,杨树各器官Pb含量及积累量显著增加。Pb胁迫使杨树对Pb的富集系数逐渐增大而耐性系数逐渐减小。T3处理条件下杨树对Pb的富集系数在酸性紫色土中较大,且各处理条件下杨树对Pb的耐性系数均为酸性紫色土中较大。这些结果表明,高浓度Pb胁迫条件下酸性紫色土中的欧美杂交杨表现出较好的吸收和富集Pb的特性,这为Pb污染土壤的生物修复提供了一定的科学依据。

关键词:欧美杂交杨;Pb胁迫;酸性紫色土;钙质紫色土;生物修复

中图分类号:X503.235 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2012)03-0484-07

Effects of Pb Stress on Biomass Distribution Pattern and Pb Accumulation in *Populus deltoides* × *Populus nigra*

KANG Li-na¹, WU Fu-zhong¹, HE Zhen-hua², XU Zhen-feng¹, LIU Yang¹, YANG Wan-qin^{1*}, YANG Yu-lian¹

(1.Key Laboratory of Ecological Forestry Engineering, Institute of Ecological Forestry, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 2.Forestry Authority of Western Sichuan, Lixian 623102, China)

Abstract: Fast-growing plants have been recently used in remediating metal-contaminated soil. In order to understand the growth of a poplar (*Populus deltoides*×*Populus nigra*) and its Pb accumulation in the upper Yangtze River Basin, a controlled pot-experiment cultivated with one-year old poplar was arranged with different treatments of four Pb supplies (CK:0 mg·kg⁻¹; T1:200 mg·kg⁻¹; T2:450 mg·kg⁻¹; T3:2 000 mg·kg⁻¹) under acid purple soil and alkaline purple soil. Biomass production and its distribution, Pb concentrations and accumulations in different components of the poplar were measured over one growing season. The biomass of poplar showed a decreased tendency with the increase of Pb supplies in both soils. Biomass distribution pattern under different Pb treatments in alkaline purple soil showed the same order as stems>coarse roots>leaves>fine roots. The total biomass was much higher in alkaline purple soil than that in acid purple soil under corresponding Pb treatment. Pb concentration and accumulation significantly increased with the increase of Pb supplies under both soils. An increased tendency of bioaccumulation coefficient (BC) but a decreased tendency of tolerance index (Ti) was observed with the increase of Pb supplies in both soils. BC of the poplar in acid purple soil under the treatment of T3 and Ti of the poplar in acid purple soil under all the treatments were much higher. The results suggested that the examined poplar showed better accumulation and translocation characteristics in acid purple soil under the higher Pb-contaminated environment, which provided efficient scientific evidences for phytoremediation in Pb-contaminated environment in the upper Yangtze River Basin.

Keywords: *Populus deltoides*×*Populus nigra*; Pb stress; acid purple soil; alkaline purple soil; phytoremediation

收稿日期:2011-09-19

基金项目:国家科技支撑计划(2011BAC09B05);四川省科技支撑计划(2010NZ0051);四川高等学校科技创新重大培育计划(2007ZZ024,09ZZ023)和四川省杰出青年学术技术带头人培育计划(2011JQ0035)

作者简介:康丽娜(1986—),女,山西运城人,硕士研究生,主要从事污染生态学研究。E-mail:skn_63@163.com

***通讯作者:**杨万勤 E-mail:scyangwq@163.com

人类社会工业化进程的加快、化石燃料的使用以及农业生产中富 Pb 物质的过度应用使得 Pb 污染已经成为全球最为严重的环境问题之一,且恶化的范围和程度也在日益扩大和加剧^[1-2]。如何遏止这种趋势,降低 Pb 污染的危害,修复已污染土壤,一直以来都是关注的焦点^[3-4]。相对于其他修复方法,植物修复技术具有成本低廉、安全无污染、美化环境等优点,已逐渐成为 Pb 等重金属污染土壤的主要修复技术。过去的植物修复技术通常采用超富集植物^[5]以其较高的体内重金属含量超量富集土壤 Pb 污染土壤,但普遍存在生物量低、生长缓慢、易受杂草竞争性威胁等缺点。木本植物^[6]特别是速生树种生物量大且有较长的生长周期,有较大的树体,茂密的枝叶和发达的根系作用于环境,形成较大的绿色空间和根系网络,可以充分地、大量地聚吸土壤中的 Pb,即使器官中重金属含量不高,其较高的生物量也可富集较多的重金属^[7]。然而,植物种类、环境因子以及 Pb 存在形式的不同均可能影响植物对 Pb 的吸收和富集,尤其在土壤不同背景植物对 Pb 的吸收和富集存在较大的差异^[8],亟待进一步研究。

酸性紫色土和钙质紫色土是长江上游四川盆地两种典型的土壤类型,由于土壤形成背景和人类的工农业等活动的干扰,土壤 Pb 污染已成为非常严峻的现实,给当地人的生活和环境带来了严重的威胁^[9]。因此,遏制这种趋势的蔓延,修复土壤 Pb 污染已成为亟待解决的关键科学问题。杨树(*Populus*)是世界上分布最广、栽培最多的树种,虽然其富集重金属的能力还达不到超积累植物的标准^[6],但其突出的速生、丰产性能可以将土壤重金属污染治理与短周期工业人工林生产有机结合,从而发挥很好的生态、经济和社会效益,在欧美国家已经被广泛地应用到污染土壤的植物修复方面^[10]。欧美杂交杨(*Populus deltoides*×*Populus nigra*)是一种广泛种植于酸性紫色土和钙质紫色土上并同时具有适应性强、生长量大、抗逆能力高、繁殖容易的潜在速生用材树种之一^[6],可能具有较好的 Pb 富集效果,但一直缺乏必要的关注。因此,通过研究长江上游两种典型土壤背景下(酸性紫色土、钙质紫色土)Pb 胁迫对杨树生物量生产及其分配格局、Pb 吸收以及富集特性的影响,为深入认识 Pb 污染条件下植物生长适应,以及 Pb 污染土壤的有效修复提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤和试验设计

试验地点位于四川农业大学雅安校区试验农场(102°59'E, 29°58'N, 海拔 620 m),属于典型的华西雨屏区。全区气候类型,除少数高山区外,基本属于亚热带湿润季风气候区。具有冬无严寒、夏无酷暑、气候温和、昼夜温差小等特点。多年平均降水量 1 732 mm,多年平均蒸发量 838.85 mm,多年平均气温 16.12 °C,城区多年平均日照时数为 1 019 h,多年日照率为 23%,多年平均无霜期为 298 d。

2010 年 2 月于四川农业大学读书公园采集酸性紫色土和钙质紫色土(酸性紫色土理化性质:pH 为 5.77,有机 C 为 19.65 g·kg⁻¹,全 N 为 2.21 g·kg⁻¹,全 P 为 0.53 g·kg⁻¹,全 K 为 1.45 g·kg⁻¹,全 Pb 为 47.12 mg·kg⁻¹;钙质紫色土理化性质:pH 为 8.33,有机 C 为 14.37 g·kg⁻¹,全 N 为 3.11 g·kg⁻¹,全 P 为 1.29 g·kg⁻¹,全 K 为 2.10 g·kg⁻¹,全 Pb 为 30.48 mg·kg⁻¹)。土壤样品采回后经自然风干、磨碎、过筛(留取部分进行土壤背景值测定),充分混匀后堆积 60 d 装入陶盆(上口径 36 cm,下口径 25 cm,高 25 cm),每盆装土 14 kg(干土)。为了解杨树对 Pb 污染环境的耐受性及其在不同程度 Pb 污染条件下的生长适应特征,根据国家环境质量和四川盆地重金属污染概况^[11],设置 4 个 Pb 胁迫梯度:对照 CK(0 mg·kg⁻¹干土,以 Pb 计)、T1(200 mg·kg⁻¹干土,以 Pb 计)、T2(450 mg·kg⁻¹干土,以 Pb 计)、T3(2 000 mg·kg⁻¹干土,以 Pb 计)。试验材料为欧美杂交杨(*Populus deltoides*×*Populus nigra*)扦插苗,该品种在试验中表现出良好的适应性、速生性和抗病性能。

2010 年 3 月在杨树萌动前采集插条,选取粗细均匀、生长良好的 1 年生半木质化插条,扦插于盆中。每盆 2 株,每处理 5 个重复。每盆施入 6 g 尿素和 3 g 磷酸二氢钾以保障养分的供应。2010 年 4 月 8 日待杨树幼苗存活后,保留长势较好的幼苗 1 株,再进行 Pb 处理。重金属 Pb 以分析纯的 Pb(NO₃)₂ 与去离子水配制母液,然后稀释成处理浓度施入土壤。定期松土、除草,并适量浇水,及时将盆垫中的水归还到土壤中。同时,以疏余的长势一致的幼苗测定杨树初始生物量。

1.2 取样和分析

杨树生长过程中及时收集凋落叶,用自来水清洗干净,去离子水漂洗两遍,烘干称重,保存在干燥器中。

2010 年 11 月 5 日杨树叶片全部凋落后结束试验,采用破坏性收获法采集各个处理的杨树细根、粗根、茎和叶,将样品分装在牛皮纸袋中于 65 °C 烘箱中

烘干至恒重,计算单株杨树细根(<2 mm)、粗根(≥2 mm)^[12]、茎、叶及单株生物量,称重后的样品使用不锈钢豆浆机粉碎研磨后过1 mm筛以备。

用于测定Pb元素的样品采用压力消解罐消煮,准确称取0.5 g样品置于聚四氟乙烯罐内,加入HNO₃-HClO₄混合液(体积比为5:1)8 mL,放置过夜,分别于80℃恒温1 h、120℃恒温1 h、160℃恒温3 h高压闷罐提取,原子吸收分光光度计(上海精密科学仪器有限公司,AA320N)测定植物样品中Pb含量^[13]。

所有样品测定均重复3次。

1.3 数据处理及统计分析

数据处理采用Excel进行统计分析和绘图,根据试验初期杨树幼树生物量和试验结束时杨树幼树各器官生物量计算不同Pb处理条件下杨树各器官生物量生产;根据试验期间杨树各器官生物量生产、Pb含量计算杨树Pb积累与分配特征;单因素方差检验(One-Way ANOVA)和最小显著性差异法检验(LSD)比较不同Pb处理条件下杨树生长特征、生物量生产、Pb含量和Pb积累与分配特征。所有分析统计均应用SPSS11.5统计软件测试指标的差异显著性。

富集系数(BC)=植株体内重金属含量/土壤中重金属含量^[14]

转移系数(TF)=植物地上部分重金属含量/地下部分重金属含量^[14]

转移总量系数(TF')=植物地上部分重金属贮量/地下部分重金属贮量^[14]

耐性系数(Ti)=重金属胁迫下生长的植物的生物量/对照处理中植物的生物量^[1]

2 结果与分析

2.1 杨树生物量及其分配对Pb胁迫的响应

尽管T1处理并不显著影响酸性紫色土中杨树茎生物量和钙质紫色土中杨树叶及粗根生物量($P>0.05$),且酸性紫色土中杨树叶生物量和钙质紫色土中杨树细根生物量呈现先增加后降低的趋势,但是杨树总生物量在两种不同土壤条件下均表现为随Pb胁迫程度的增加而显著降低($P<0.05$)(表1)。相同浓度的Pb处理条件下,钙质紫色土中杨树各器官生物量分配格局表现为:茎>粗根>叶>细根。酸性紫色土中各处理下杨树根冠比无显著差异,而钙质紫色土中T3处理下杨树根冠比最大。相对于酸性紫色土,相同浓度的Pb处理条件下,钙质紫色土中杨树茎和叶生物量较大,而粗根和细根生物量较小,且单株杨树总生物量较大。

2.2 杨树体内各器官Pb含量

在两种不同土壤条件下,杨树各器官Pb含量均随Pb处理浓度的增大而增大,且各处理与对照之间差异显著($P<0.05$)(图1)。相同浓度的Pb处理条件

表1 不同浓度Pb处理下杨树生物量分配特征(平均值±标准差, $n=5$)

Table 1 Biomass allocation in different components of poplar under different Pb treatments (means±SD, $n=5$)

	处理 Treatment	茎生物量/g Stem biomass	叶生物量/g Leaf biomass	细根生物量/g Fine Root biomass	粗根生物量/g Coarse Root biomass	总生物量/g Total biomass	根冠比 Ratio of root to stem
酸性紫色土 Acid purple soil	CK	49.30±5.98a (37.80%)	25.73±3.97a (19.73%)	10.58±1.45a (8.11%)	44.82±0.85a (34.36%)	130.43±6.95a	1.14±0.17a
	T1	41.10±4.26ab (34.91%)	16.60±2.11b (14.10%)	20.72±1.80b (17.60%)	39.32±3.88b (33.39%)	117.74±3.23b	1.47±0.16a
	T2	36.53±4.27bc (34.27%)	20.40±1.15b (19.14%)	10.05±3.43a (9.43%)	39.62±0.76b (37.16%)	106.60±1.47c	1.38±0.28a
	T3	28.47±4.05c (37.39%)	10.97±3.04c (14.41%)	8.41±0.47a (11.05%)	28.29±2.84c (37.15%)	76.14±2.29d	1.32±0.31a
钙质紫色土 Alkaline purple soil	CK	74.46±3.95a (46.62%)	26.70±3.08a (16.72%)	16.96±0.81a (10.62%)	41.58±4.57a (26.04%)	159.70±3.25a	0.79±0.09ab
	T1	69.10±3.38b (48.85%)	24.07±2.15ab (17.02%)	10.40±2.14b (7.36%)	37.87±3.90ab (26.77%)	141.44±9.65b	0.70±0.05a
	T2	58.37±3.48c (47.79%)	20.67±1.39bc (16.92%)	10.63±1.01b (8.71%)	32.47±0.58b (26.58%)	122.14±1.56c	0.74±0.06a
	T3	36.03±4.05c (42.65%)	16.97±0.93c (20.09%)	6.65±1.05c (7.87%)	24.82±0.66c (29.39%)	84.47±4.57d	0.88±0.07b

注:同一列中不同字母表示处理间差异显著($P<0.05$);百分比为各器官生物量占总生物量的比例。下同。

Note: Different letters within a column indicate significant differences among the treatments ($P<0.05$). Percentages are the biomass proportion of each organ to total biomass. The same below.

下,酸性紫色土和钙质紫色土中杨树细根 Pb 含量最高,当处理浓度达到最大 T3 处理时,杨树茎、叶、细根和粗根中 Pb 含量均达到最大。相对于酸性紫色土,钙质紫色土中杨树粗根 Pb 含量较大,而细根 Pb 含量较小;随着 Pb 处理浓度的增大,钙质紫色土杨树茎 Pb 含量逐渐大于酸性紫色土中杨树茎 Pb 含量且差异逐渐增大。

2.3 杨树体内各器官 Pb 积累量

在两种不同土壤条件下,单株杨树的 Pb 积累量随着处理浓度的增加而显著($P<0.05$)增大(表 2)。相对于酸性紫色土,在 T1 和 T3 处理下单株杨树 Pb 积累量在钙质紫色土中较低,而 CK 和 T2 处理时较高。两种不同土壤条件下,杨树粗根 Pb 积累量均随处理浓度的增大而增加,T3 时达到最大。杨树叶中 Pb 积累量明显低于根部,均呈现出随处理浓度的增大先增加后减小的趋势,T2 时达到最大,且酸性紫色土中各处理与对照之间及各处理之间均无显著差异($P>0.05$)。酸性紫色土中 T3 处理下杨树茎 Pb 积累量最大,而钙质紫色土中 T1 处理下杨树茎 Pb 积累量最大。T2 处理下钙质紫色土中杨树各器官 Pb 积累量均

大于酸性紫色土。

2.4 杨树 Pb 富集特性

在两种不同土壤条件下,杨树 Pb 富集系数(BC)随着处理浓度的增加而显著($P<0.05$)增大,T3 时均达到最大(表 3)。杨树转移系数(TF)和转移总量系数(TF')在酸性紫色土中随处理浓度的增大表现出先增大后减小的趋势,T2 时达到最大。除对照 TF 和 TF'大于 1 之外,其余各处理浓度下都小于 1,且各处理与对照间差异显著($P<0.05$)。钙质紫色土中,杨树转移系数(TF)、转移总量系数(TF')和耐性系数(Ti)均随处理浓度的增大而显著减小($P<0.05$)。较低浓度 Pb 处理下(T1)钙质紫色土中杨树 Pb 转移系数和转移总量系数较大,而高浓度 Pb 处理(T3)下酸性紫色土中杨树 Pb 富集系数、转移系数与转移总量系数较高,且各处理条件下杨树在酸性紫色土中的耐性系数较大。

3 讨论

采用速生树种修复重金属污染土壤可能具有较好的效果,但受到土壤环境中诸多因子的影响^[15]。本试验中,在两种不同土壤条件下,一定浓度 Pb 胁迫

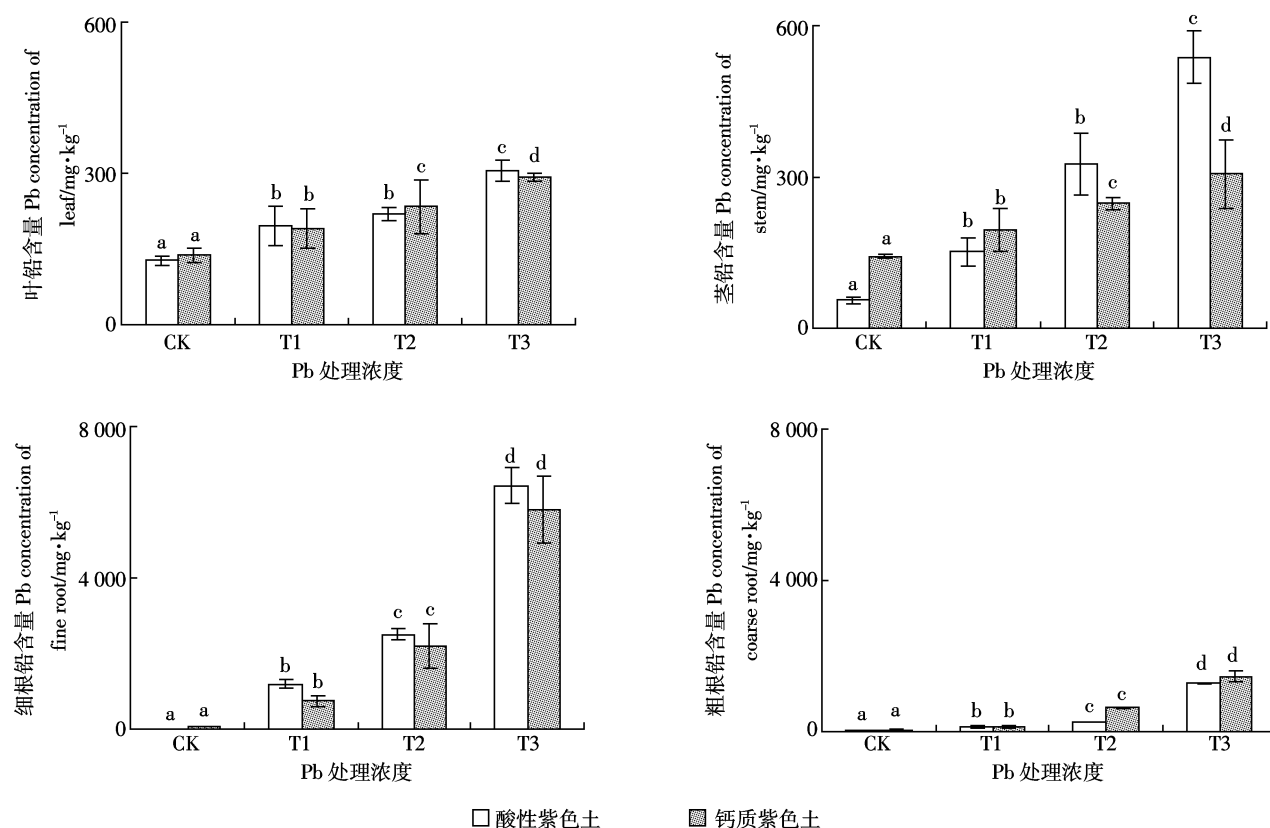


图 1 不同浓度 Pb 处理下杨树各器官 Pb 含量(平均值±标准差, $n=5$)

Figure 1 Differences of Pb concentrations in different components of the poplar with different Pb treatments (means±SD, $n=5$).

表 2 不同浓度 Pb 处理下杨树各器官 Pb 积累量(平均值±标准差, n=5)

Table 2 Pb accumulations in different components of the poplar with different Pb treatments(means±SD, n=5)

处理 Treatment		Pb 积累量/mg·株 ⁻¹ Pb accumulation/mg·plant ⁻¹				
		茎 Stem	叶 Leaf	细根 Fine root	粗根 Coarse root	总量 Total
酸性紫色土 Acid purple soil	CK	2.98±0.68a	3.47±0.67a	0.13±0.02a	1.63±0.14a	8.22±1.21a
	T1	7.37 ±0.41b	3.85±0.37a	26.72±2.17b	6.27±0.45b	44.22±1.94b
	T2	14.70±1.99c	4.64±0.15b	26.48±8.71b	10.56±0.37c	56.38±6.79c
	T3	16.61±2.55c	3.58±0.97ab	59.33±3.50c	36.14±3.33d	115.66±3.31d
钙质紫色土 Alkaline purple soil	CK	10.77±0.57a	3.94±0.24a	1.28±0.10a	2.12±0.14a	18.11±0.93a
	T1	16.08±0.99c	5.43±0.46bc	8.92±1.82b	6.25±0.66b	36.68±3.02b
	T2	15.26±0.91bc	5.82±0.43c	31.45±2.38c	21.01±0.64c	73.54±2.37c
	T3	13.60±1.22b	5.04±0.30b	44.27±6.95d	39.62±1.11d	102.54±8.64d

表 3 不同浓度 Pb 处理下杨树对 Pb 的富集系数(BC)、转移系数(TF)、转移总量系数(TF')和耐性系数(Ti)(平均值±标准差, n=5)

Table 3 Bioaccumulation coefficient(BC), transport factor from concentration(TF) and from accumulation(TF'), and tolerance index(Ti) of the poplar with different Pb treatments(means±SD, n=5)

处理		BC	TF	TF'	Ti
酸性紫色土 Acid purple soil	CK	0.07±0.01a	1.91±0.13c	1.68±0.27a	1.00±0a
	T1	0.43±0.02b	0.33±0.05a	0.22±0.02b	0.90±0.04b
	T2	0.61±0.07c	0.55±0.10b	0.42±0.14b	0.82±0.05c
	T3	1.75±0.10d	0.22±0.01a	0.18±0.04b	0.59±0.05d
钙质紫色土 Alkaline purple soil	CK	0.16±0.01a	2.50±0.31c	3.17±0.19a	1.00±0a
	T1	0.37±0.02b	0.75±0.09b	1.07±0.15b	0.89±0.07b
	T2	0.86±0.04c	0.21±0.01a	0.29±0.03c	0.77±0.09c
	T3	1.72±0.08d	0.14±0.01a	0.16±0.01c	0.21±0.01d

(T1) 对杨树生物量生产及分配格局并无显著影响, 而较高浓度 Pb 胁迫(T2、T3)明显抑制了杨树生物量生产并改变了生物量分配格局, 这与多数研究结果相似^[16-17], 且酸性紫色土中单株杨树生物量在各处理浓度下均低于钙质紫色土。同时, 高浓度 Pb 胁迫(T3)显著增加杨树体内各器官 Pb 含量与积累量, 且以酸性紫色土中杨树茎、叶、细根 Pb 含量和单株杨树 Pb 积累量较大。这一方面表明 Pb 胁迫改变了植物的生长特征以适应胁迫环境, 杨树对该区普遍存在的低浓度 Pb 污染具有较强的抗性, 可以栽植于具有一定程度 Pb 污染的土壤环境, 且在钙质紫色土中具有较好的生长特征; 另一方面也表明相对于钙质紫色土, 在高浓度 Pb 污染的酸性紫色土中采用欧美杂交杨修复 Pb 污染土壤可能具有相对较好的效果。

Pb 胁迫常常改变土壤环境, 加大植物各器官之间对资源的竞争^[18], 进而表现出植物各器官生物量及其分配格局的改变。本项研究结果表明, 酸性紫色土中单株杨树的生物量在各处理条件下均明显低于钙质紫色土, 这可能是由于两种土壤 pH 值的不同进而

引起土壤中重金属元素活性的不同^[19], 从而降低其进入植物体内的总量, 减小对植物的伤害程度^[20]。在两种不同土壤条件下, 较低浓度 Pb 胁迫(T1)虽然显著降低了杨树单株生物量, 但酸性紫色土中杨树茎生物量和钙质紫色土中杨树叶生物量相比于对照并没有显著降低, 可能的原因是 Pb 在根部的大量富集限制了其向地上茎叶的运输, 从而避免茎叶细胞的损害^[21]。但是当植物处于极端胁迫条件下时, 土壤中过量的重金属可以与土壤组分发生一系列物理和化学反应, 导致土壤性质发生变化, 限制土壤养分的有效性和可利用性^[17], 进而对植物的生长产生严重的负面影响。本试验中, 在极端 Pb 胁迫(T3)条件下, 酸性紫色土中的杨树通过降低地下部分生物量比例以及根冠比从而更好地获取有限的土壤资源, 维持相对更好的生长, 而钙质紫色土中的杨树则是最大限度地增加新鲜叶片比例, 加大光合产物量以维持生存。这些都是植物在环境异常恶劣条件下的适应机制^[22]。

已有研究表明, 同种植物的不同部位累积重金属的能力往往也是不同的^[23]。本试验结果表明, 杨树各器

官 Pb 含量与对照相比均显著增大,且细根和粗根中 Pb 含量明显大于茎和叶中的 Pb 含量,即茎叶的作用程度远不及根部显著,这与前人的研究结果相似^[24]。由于大部分 Pb 积累在杨树的根部,减轻了 Pb 对地上部各器官的毒害作用,在一定程度上提高了杨树的耐 Pb 性,这是植物的一种自我保护机制,这种机制在不同的土壤环境中表现出的特点也不相同^[25]。在碱性土壤环境中的 Pb 主要以磷酸盐和碳酸盐等沉淀形式存在,由于吸持、钝化或沉淀作用,其活性降低从而使植物根系吸收的 Pb 难以向地上部转运,这也是钙质紫色土中的杨树具有更好的生长特征的原因。杨树吸收重金属要依靠其发达的根系和较高的生物量生产的能力^[7],钙质紫色土中杨树茎和叶生物量虽然较酸性紫色土中高,但是吸收 Pb 量最多的细根和粗根的生物量却相对较低。因此,本研究中钙质紫色土中单株杨树的 Pb 积累量较小。

如果植物的富集系数大于 1 而同时转移系数小于 1,则该种植物具有一定的生物稳定的能力^[26]。本研究中,极端 Pb 胁迫(T3)条件下两种土壤中的杨树表现出了相应的特性,故均可用于重金属 Pb 污染土壤的生物稳定的有效树种。同时,生物修复能力取决于植物的生物量以及植物从地下部向地上部转移重金属的量^[27]。因而转移总量系数(Total translocated heavy metal)比转移系数能更好地反映重金属转移的能力。本研究中较高浓度 Pb 胁迫条件下,杨树的转移总量和耐性系数均以酸性紫色土中较高,充分说明酸性土中生长的杨树能够将吸收的 Pb 更多地从根部转移到地上部,即具有相对较高的修复重金属污染土壤的能力。

综上所述,虽然较高浓度 Pb 胁迫(T2、T3)明显抑制了杨树生物量生产,显著改变了生物量分配格局,提高了各器官对 Pb 的吸收及积累量,但低浓度 Pb 胁迫处理对其影响并不显著。极端 Pb 胁迫(T3)条件下,在被污染的酸性紫色土和钙质紫色土中,速生树种欧美杂交杨均表现出了一定的吸收和富集重金属的能力,相对于钙质紫色土,高浓度 Pb 胁迫条件下酸性紫色土中杨树具有较高的 Pb 积累量和转移能力,可能具有较好的富集效果。尽管这些结果并没有揭示杨树在 Pb 胁迫环境中的生长机制及其 Pb 富集特性,但是充分证明了杨树对一定程度 Pb 污染具有抗性,为长江上游两种典型紫色土 Pb 污染条件下土地无害化利用和 Pb 污染土壤修复提供了一定的科学依据。

4 结论

在两种不同的土壤条件下,较高程度的 Pb 胁迫改变了欧美杂交杨(*Populus deltoides*×*Populus nigra*)的生物量分配格局,并且钙质紫色土中生长的杨树具有相对较好的生长特征。在相同程度的 Pb 胁迫处理下,酸性紫色土和钙质紫色土中均表现出杨树根部的 Pb 含量明显高于茎、叶部位,这一特性可能与杨树本身的耐性及重金属解毒机制相关。同时,在较高浓度的 Pb 污染土壤中,酸性紫色土中的杨树具有更好的吸收富集 Pb 的能力。

由于大田环境和本试验中采用的盆栽控制试验有一定的差异,且本研究只进行了一个生长季节,还需要开展大田条件下长期的研究工作,以验证杨树修复 Pb 污染土壤的能力并开展修复实践。现实条件下土壤重金属污染大多是重金属元素之间以及重金属与其他污染物联合作用构成的复合污染,所以在以后的工作中研究 Pb 与其他污染物构成的复合污染值得进一步探讨。

参考文献:

- [1] Zacchini M, Pietrini F, Mugnozza G S, et al. Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics[J]. *Water, Air & Soil Pollution*, 2009, 197: 23–34.
- [2] Sinhal V K, Srivastava A, Singh V P. EDTA and citric acid mediated phytoextraction of Zn, Cu, Pb and Cd through marigold(*Tagetes erecta*) [J]. *Journal of Environmental Biology*, 2010, 31: 255–259.
- [3] Raskin I, Smith R D, Salt D E. Phytoremediation of metals using plants to remove pollutants from the environment[J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 1997, 8: 221–226.
- [4] 傅晓萍, 豆长明, 胡少平, 等. 有机酸在植物对重金属耐性和解毒机制中的作用[J]. *植物生态学报*, 2010, 34(11): 1354–1358.
FU Xiao-ping, DOU Chang-ming, HU Shao-ping, et al. A review of progress in roles of organic acids on heavy metal resistance and detoxification in plants[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2010, 34(11): 1354–1358.
- [5] Baker A J M, Brooks R R. Terrestrial higher plants which accumulate metallic elements: A review of their distribution, ecology and phytochemistry[J]. *Biorecovery*, 1989, 1: 81–126.
- [6] Wu F Z, Yang W Q, Zhang J, et al. Cadmium accumulation and growth responses of a poplar(*Populus deltoides* × *Populus nigra*) in cadmium contaminated purple soil and alluvial soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 177: 268–273.
- [7] Capuana M. Heavy metals and woody plants—biotechnologies for phytoremediation[J]. *iForest—Biogeosciences and Forestry*, 2011, 4: 7–15.
- [8] 张吉祥, 刘 鹏, 徐根娣, 等. 不同群落类型下南方铁杉金属元素含量差异及其与土壤养分因子的关系 [J]. *植物生态学报*, 2010, 34

- (5):505–516.
- ZHANG Zhi-xiang, LIU Peng, XU Gen-di, et al. Metal element contents of *Tsuga chinensis* var. *tchekiangensis* in different community types and its relationship with soil nutrient factors in Eastern China[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2010, 34(5):505–516.
- [9] 简毅, 杨万勤, 张健, 等. 岷江下游(五通桥段)土壤污染特征及生态风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(2):256–262.
- JIAN Yi, YANG Wan-qin, ZHANG Jian, et al. Characteristics and ecological risk of soil pollution in the lower reaches (Wutongqiao Section) of Minjiang River[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2009, 28(2):256–262.
- [10] Laureysens I, Blust R, De Temmerman L, et al. Clonal variation in heavy accumulation and biomass production in a poplar coppice culture: I. Seasonal variation in leaf, wood and bark concentrations[J]. *Environmental Pollution*, 2004, 131(3):485–494.
- [11] GB15618—1995. 中华人民共和国国家标准土壤环境质量标准[S]. GB15618—1995. Soil Environmental Quality Standard of the People's Republic of China[S].
- [12] Wu F Z, Yang W Q, Zhang J, et al. Fine root decomposition in two sub-alpine forests during the freeze–thaw season [J]. *Canadian Journal of Forests Research*, 2009, 40:298–307.
- [13] 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, 2000:318–379.
- LU Ru-kun. Soil and agro-chemical analytical methods[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000:318–379.
- [14] Liu Z L, He X Y, Chen W, et al. Accumulation and tolerance characteristics of cadmium in a potential hyperaccumulator–*Lonicera japonica* Thunb[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 169:170–175.
- [15] Sun Y B, Zhou Q X, Xu Y M, et al. Phytoremediation for co-contaminated soils of benzo[a]pyrene(B[a]P) and heavy metals using ornamental plant *Tagetes patula*[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 186:2075–2082.
- [16] 刘碧英, 潘远智, 赵杨迪, 等. Pb胁迫对藿香蓟(*Ageratum conyzoides*)营养积累与分配的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(3):435–442.
- LIU Bi-ying, PAN Yuan-zhi, ZHAO Yang-di, et al. Effects of Pb stress on nutrient accumulation and allocation of *Ageratum conyzoides* [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(3):435–442.
- [17] 吴福忠, 杨万勤, 张健, 等. 镉胁迫对桂花生长和养分积累、分配与利用的影响[J]. 植物生态学报, 2010, 34(10):1220–1226.
- WU Fu-zhong, YANG Wan-qin, ZHANG Jian, et al. Effects of cadmium stress on growth and nutrient accumulation, distribution and utilization in *Osmanthus fragrans* var. *thunbergii*[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2010, 34(10):1220–1226.
- [18] 冯丽, 张景光, 张志山, 等. 腾格里沙漠人工固沙植被中油蒿的生长及生物量分配动态[J]. 植物生态学报, 2009, 33:1132–1139.
- FENG Li, ZHANG Jing-guang, ZHANG Zhi-shan, et al. Growth and biomass allocation dynamics of *Artemisia ordosica* in sand fixing vegetation of the Tengger desert of China[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2009, 33:1132–1139.
- [19] Mojiri A. The potential of corn (*Zea mays*) for phytoremediation of soil contaminated with cadmium and lead[J]. *Journal of Biological and Environmental Science*, 2011, 5(13):17–22.
- [20] 居辉, 李康, 姜帅, 等. 再生水灌溉冬小麦的铅和镉累积分布研究[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(1):78–83.
- JU Hui, LI Kang, JIANG Shuai, et al. Heavy metal Pb and Cd distribution in winter-wheat with reclaimed water irrigation[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(1):78–83.
- [21] 陈柳燕, 张黎明, 李福燕, 等. 剑麻对重金属铅的吸收特性与累积规律初探[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(5):1879–1883.
- CHEN Liu-yan, ZHANG Li-ming, LI Fu-yan, et al. A primary research on *Sisal's* uptake property and the accumulation rule to Pb ions [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(5):1879–1883.
- [22] 吴福忠, 包维楷, 吴宁. 外源施N对干旱河谷自刺花(*Sophora davidii*)幼苗生长, 生物量及C、N、P积累与分配的影响[J]. 生态学报, 2008, 28(8):3817–3824.
- WU Fu-zhong, BAO Wei-kai, WU Ning. Growth, accumulation and partitioning of biomass, C, N and P of *Sophora davidii* seedlings in response to N supply in dry valley of upper Minjiang River[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(8):3817–3824.
- [23] 兰海霞, 夏建国. 川西蒙山茶树中铅、镉元素的吸收积累特性[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(3):1077–1083.
- LAN Hai-xia, XIA Jian-guo. Absorption and accumulation of lead and cadmium in Mengshan tea plant [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(3):1077–1083.
- [24] 刘秀梅, 聂俊华, 王庆仁. 6种植物对Pb的吸收与耐性研究[J]. 植物生态学报, 2002, 26(5):533–537.
- LIU Xiu-mei, NIE Jun-hua, WANG Qing-ren. Research on lead uptake and tolerance in six plants[J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 2002, 26(5):533–537.
- [25] Moreno-Jiménez E, Vázquez S, Carpena-Ruiz R, et al. Using Mediterranean shrubs for the phytoremediation of a soil impacted by pyritic wastes in Southern Spain: A field experiment [J]. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92:1584–1590.
- [26] Nouri J, Lorestan B, Yousefi N, et al. Phytoremediation potential of native plants grown in the vicinity of Ahangaran lead–zinc mine (Hamedan, Iran)[J]. *Environment and Earth Science*, 2011, 62:639–644.
- [27] Shi G, Cai Q. Cadmium tolerance and accumulation in eight potential energy crops[J]. *Biotechnological Advance*, 2009, 27:555–561.