

文章编号: 1001-7380(2020)01-0011-06

7个灌木柳无性系铅富集能力比较

黄瑞芳^{1,2}, 王红玲^{1,2}, 施士争^{1,2}

(1. 江苏省林业科学研究院, 江苏 南京 211153; 2. 江苏省农业种质资源保护与利用平台, 江苏 南京 210014)

摘要:以7个灌木柳无性系为试验材料,采用水培法进行铅胁迫处理(Pb^{2+} 处理质量浓度分别为0, 20, 40和80 mg/L)后,分别测定并计算其生物量、耐性指数、毒性阈值、铅含量和转运系数,比较并分析无性系间对铅富集能力的差异。结果显示:各无性系之间及各处理之间,其生物量差异极显著;随着水培处理中铅质量浓度的升高,各无性系的耐性指数总体上表现为逐步降低的趋势,而无性系植株体内的铅含量总体上则表现为逐步升高的趋势;不同无性系铅富集能力差异明显,铅总量最高的无性系为P681 [(7 432.79±980.72) μg],最低的无性系为P646 [(2 990.64±335.59) μg];毒性阈值最高的无性系为P683 (215.780 mg/L),最低的无性系为P646 (22.911 mg/L)。认为无性系P61适合低质量浓度铅污染修复,无性系P63和P1024较适合高质量浓度铅污染修复,而无性系P646并不适合用来进行铅污染修复。

关键词:灌木柳树;无性系;铅;富集能力;重金属污染;生物修复

中图分类号: S792.12; X173; X53

文献标志码: A

doi: 10.3969/j.issn.1001-7380.2020.01.003

Accumulation ability comparison of 7 hydroponically cultivated shrub *Salix* species to heavy metal Pb

Huang Ruifang^{1,2}, Wang Hongling^{1,2}, Shi Shizheng^{1,2}

(1. Jiangsu Academy of forestry, Nanjing 211153, China;

2. The Jiangsu Provincial Infrastructure for Conservation and Utilization of Agricultural Germplasm, Nanjing 210014, China)

Abstract: Pb tolerance and accumulation ability of 7 shrub willow clones was researched by hydroponic culture. Exposed in 0, 20, 40, 80 mg/L Pb^{2+} concentrations for 4 weeks, their biomass, tolerance indices (TI), critical toxicity thresholds (EC_{50}), Pb content and translocation factor (TF) were determined. We found that in general, their tolerance and accumulation ability varied depending on Pb^{2+} concentration. With the increase of Pb^{2+} treatment concentration, their TI decreased but Pb content increased. There were significant differences in biomass among different clones and treatments. The highest total Pb content occurred in Clone P681 [(7 432.79 + 980.72) μg], and the lowest in Clone P646 [(2 990.64 + 335.59) μg]. The highest EC_{50} was in Clone P683 (215.780 mg/L) and the lowest was in Clone P646 (22.911 mg/L). We concluded that Clone P61 was suitable for the bioremediation of low Pb^{2+} concentration pollution while Clone P63 and P1024 more suitable for high Pb^{2+} concentration pollution remediation, but Clone P646 was not suitable for bioremediation.

Key words: Shrub willow; Clone; Pb; Accumulation ability; Heavy metal pollution; Bioremediation

随着工农业的发展,重金属污染对生态环境的危害越来越严重。铅不能被生物代谢所分解,在环境中滞留的时间较长,且能通过食物链在动物和人体内富集,对人体的肾脏、血液、神经系统等危害极

大^[1-2]。目前,中国珠江三角洲平原典型区地下水和长江三角洲典型地区土壤都受到较严重的铅污染^[3-4]。植物修复技术是近10 a发展起来的利用植物清除土壤污染物的原位修复技术,是治理重金属

收稿日期: 2019-12-02; 修回日期: 2019-12-27

基金项目:江苏省农业科技自主创新资金项目“灌木柳树修复铅污染土壤的专用品种选育”[CX(19)3044];国家科技支撑项目“黄淮海平原农区净水型农田林网防护系统构建技术与示范”(2015BAD07B0504);中央财政林业科技推广项目“苏北杨树更新树种良种繁育及高效培育技术推广”(苏[2017]TG03号)

作者简介:黄瑞芳(1987-),女,安徽合肥人,助理研究员,硕士。主要研究方向植物修复技术。电子信箱: aion126@126.com。

污染土壤的重要途径之一,具有投资较小、维护成本低、操作简便、不造成2次污染等优点^[5]。Pb沉积在土壤中,积累到一定程度就会对植物产生毒害^[6],因此一些生物量大、对污染物吸收能力强的耐性植物,越来越多的受到相关学者的关注和研究。

我国柳树资源丰富,有257种、122个变种、33个变型,在河岸、湖滨绿化中大量使用,广泛分布在我国各个地区。柳树,尤其是灌木柳,其根系发达,适应性强,耐水湿,生长速度快,生物量大,且不直接与食物链相联系,与草本植物相比,因其高积累性,修复能力高^[7],有研究甚至认为柳树是重金属的超积累植物^[8-9]。因此柳树是植物修复的理想材料^[10],适合于修复低、中浓度重金属污染^[7,10-11]。柳树资源丰富,且其种及无性系间修复能力差异大,因此挖掘、开发与利用我国丰富的柳树种质资源用于植物修复,前景

广阔。笔者所在课题组前期已进行了柳树修复铅污染的部分研究,研究较多的是柳树在铅胁迫下的生长表现,而对柳树体内铅含量的测定和柳树铅富集能力的比较研究较少。本文开展重金属Pb胁迫对7个灌木柳树的生长形态、生物量、耐性指数、铅含量以及转运系数的影响研究,旨在了解铅对灌木柳生长的影响及灌木柳对Pb的耐性特征,为进一步研究柳树对铅的累积机理提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

7个灌木柳(见表1)试验材料隶属杞柳(*Salix integra*)、簸箕柳(*S. suchowensis*)和蒿柳(*S. viminalis*)。所有参试材料均来自于江苏省林业科学研究院国家柳树良种基地柳树种质资源圃。

表1 供试无性系

种	系号	性别	特点
杞柳	P1024	♀	产地山东,生长较快,可用于编织柳造林或生物能源林
	P336	♀	产地日本,叶片长圆形,基部截形或微心形
	P646	♀	产地英国,叶片近对生
簸箕柳	P61	♀	产地江苏,枝条较粗壮,萌蘖能力强
	P63	♂	产地哈尔滨,传统编织柳品种
蒿柳	P681	♀	产地英国,在南京生长较好,为抗逆性高生物量品种
	P683	♀	产地英国,生长量大,具有较强的耐寒性和耐旱性

1.2 试验方法

于2019年3月选取长15 cm、直径1 cm的健壮插穗,于清水中培养,2周后,挑选生长势一致的柳树苗,置于200 mL培养瓶中培养,每瓶3株,每株插穗没水深度约10 cm。通过改良Hogland营养液培养2周后进行铅处理,4周之后收获植株。铅处理具体设计为:以 $Pb(NO_3)_2$ 的形式加入 Pb^{2+} ,处理组质量浓度分别为0(CK),20(处理1),40 mg/L(处理2)和80 mg/L(处理3)。试验设置重复4次,过程中每周换营养液1次。为避免铅产生沉淀,开始铅胁迫后,营养液中不再加入 KH_2PO_4 。

1.3 测定方法

试验分根、茎、叶收集测定材料。先用自来水冲洗植株,然后用去离子水反复冲洗干净,并用吸水纸擦干,根部用EDTA洗去表面附着的铅,于105℃杀青30 min后,烘干至恒重,分别称取其生物量(即干物质量,DW)。按照《食品安全国家标准 食品中铅的测定》(GB5009.12-2017)中的方法进行植物地上部和地下部铅含量的测定。并计算其

耐性指数(Tolerance index, TI)^[12],计算公式为 $TI = DW(\text{胁迫})/DW(\text{CK})$;生物转运系数(Translocation factor, TF) = 地上部分的铅总量/地下部分的铅总量;以及表性阈值,通常将植物生物量下降50%时介质的重金属含量称之为毒性阈值(EC_{50})。得到的数据利用Excel 2010和IBM SPSS Statistics 19分析。

2 结果与分析

2.1 铅胁迫对柳树无性系生长和生物量的影响

植物的生物量受生长环境影响,是耐铅性的重要评价因子之一^[13]。生物量越大,植物体的盖度越大,吸收的重金属量也越多,修复受污染土壤的效果越好^[14]。随着铅胁迫质量浓度的增大,供试无性系生长整体上呈现下降趋势:处理1出现黄叶状况,处理2出现枯叶、部分死亡状况,处理3出现枯叶掉落、死亡增多的状况。经 Pb^{2+} 处理4周后,无性系存活率的结果(见表2)显示:P681, P1024, P126在各胁迫质量浓度下存活率均为100%,其他无性系的

存活率在各质量浓度铅胁迫下均出现不同程度的降低。

方差分析表明,各无性系和各处理间生物量差异极显著(*Sig.* < 0.01) (见图 1)。生物量(g)及多重比较结果表明:CK(a) (5.68±0.89) > 处理 1(b)

(3.31±0.67) > 处理 2(c) (2.55±0.51) > 处理 3(c) (2.33±0.44); P681(a) (4.04±1.80) > P336(ab) (3.85±1.34) > P1024(ab) (3.52±1.09) > P61(ab) (3.47±1.78) > P646(ab) (3.28±1.88) > P683(ab) (3.14±1.32) > P63(b) (2.98±0.83)。

表 2 不同供试柳树无性系的存活率

系号	CK	处理 1	处理 2	处理 3
P1024	100±0	100±0	100±0	100±0
P336	100±0	100±0	91.67±16.67	66.67±27.22
P646	100±0	100±0	83.33±33.34	41.67±41.94
P61	100±0	83.34±19.24	83.34±19.24	41.67±41.94
P63	100±0	100±0	91.67±16.67	100±0
P681	100±0	100±0	100±0	100±0
P683	100±0	100±0	91.67±16.67	83.34±19.24

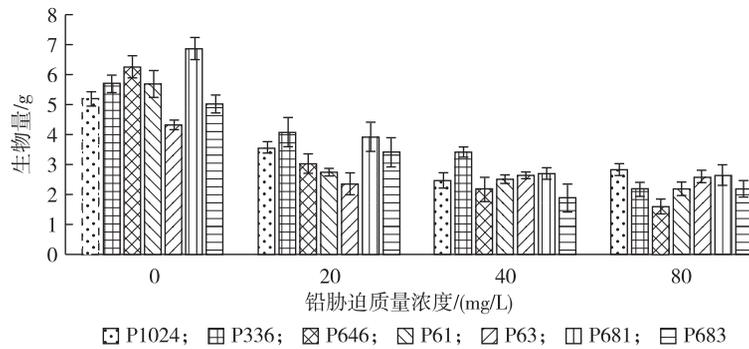


图 1 不同质量浓度铅胁迫下各柳树无性系的生物量

方差分析显示,P63 在 3 个处理下生物量均无显著差异;P1024, P646, P61, P681, P683 在处理 2 与处理 3 之间无显著差异,而 P336 的 3 个处理之间差异显著或极显著。

在无铅胁迫时(CK),各无性系生物量范围为 4.33—6.86 g,平均值为 5.68 g。其中,P63 的生物量显著低于其他无性系,而 P681 显著高于除 P61 外的其他无性系;铅胁迫质量浓度为 20 mg/L 时,各无性系生物量范围为 2.37—4.06 g,平均值为 3.31 g。其中,P63 显著低于除 P61 外的其他无性系,而 P336 生物量最高;铅胁迫质量浓度为 40 mg/L 时,各无性系生物量范围为 1.90—3.42 g,平均值为 2.55 g。其中,P683 显著低于除 P646 之外的其他无性系,P336 显著高于其他无性系;铅胁迫质量浓度为 80 mg/L 时,各无性系生物量范围为 1.61—2.83 g,平均值为 2.33 g。其中,P646 显著低于其他无性系,而 P1024, P681, P63 显著高于其他无性系。

2.2 铅胁迫对供试柳树无性系铅污染耐性指数的

影响

总体而言,随着铅质量浓度的升高,各柳树无性系的耐性指数总体表现为逐步降低的趋势(见图 2)。耐性指数(%)及多重比较显示,处理 1(a) (58.94±2.31) > 处理 2(b) (45.87±11.36) > 处理 3(b) (42.32±12.13); P63(a) (58.79±1.95) > P1024(a) (57.23±3.00) > P336(a) (56.61±4.37) > P683(ab) (50.21±4.70) > P681(bc) (45.07±2.87) > P61(c) (39.01±1.31) > P646(c) (36.39±3.21)。

P336, P646 各处理耐性指数之间的差异显著, P63 各处理之间无显著差异, P61 处理 1 与处理 2 之间无显著差异, P1024, P681, P683 处理 2 与处理 3 之间无显著差异。

铅胁迫质量浓度为 20 mg/L 时,各柳树无性系的耐性指数范围为 43.17%—71.14%,平均值为 58.94%。P1024, P336, P683 显著高于其他无性系,而 P61 显著低于除 P646 外的其他无性系;铅胁迫质量浓度为 40 mg/L 时,各柳树无性系的耐性指数

范围为 34.74%—61.22%，平均值为 45.87%。其中，无性系 P336 和 P63 显著高于其他无性系；铅胁迫质量浓度为 80 mg/L 时，各柳树无性系的耐性指

数范围为 25.66%—60.25%，平均值为 42.32%。其中，P646 显著低于其他无性系，而 P63, P1024 显著高于其他无性系。

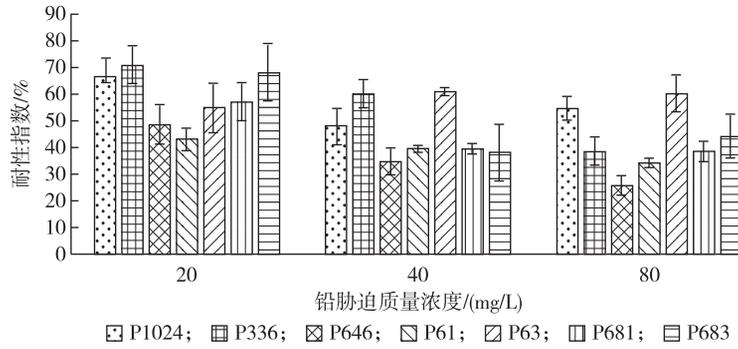


图2 不同质量浓度铅胁迫下各柳树无性系的耐性指数

2.3 不同柳树无性系对铅的毒性阈值

使用多项式拟合曲线对柳树的毒性阈值进行模拟，不同柳树无性系对铅的毒性阈值 (EC_{50}) 见表

2。其中，P683 的 EC_{50} 最高，达到 215.780 mg/L，而 P646 的 EC_{50} 最低，只有 22.911 mg/L。

表2 不同柳树无性系的毒性阈值

种	系号	指数方程	R^2	$EC_{50}/(mg/L)$
杞柳	P1024	$y=0.018 0x^2-2.012 9x+100.560$	0.997 7	44.915
	P336	$y=0.007 3x^2-1.326 8x+98.593$	0.987 7	50.503
	P646	$y=0.020 2x^2-2.499 7x+97.396$	0.974 9	22.911
簸箕柳	P61	$y=0.021 8x^2-2.492 6x+95.659$	0.918 8	25.529
	P63	$y=0.016 6x^2-1.747 4x+95.387$	0.800 7	49.517
蒿柳	P681	$y=0.019 9x^2-2.338 6x+98.898$	0.994 0	31.718
	P683	$y=0.091 5x^2-2.292 8x+101.670$	0.985 7	215.780

2.4 铅胁迫对柳树无性系体内铅含量的影响

柳树体内铅含量的多少直接反映了其对铅胁迫的耐受力。总体而言，随着铅质量浓度的升高，各无性系植株体内的铅含量总体上逐步升高（见图3）。无铅胁迫时，各无性系的铅含量均为 0（未检测到）。铅含量 (mg/kg) 及多重比较结果表明：处理 3(a) (2

794.82±202.48) > 处理 2(b) (1 934.09±177.61) > 处理 1(c) (1 410.32±157.33)；P683 (a) (2 862.07±365.95) > P61 (a) (2 776.20±56.74) > P681 (ab) (2 497.31±424.13) > P336 (bc) (1 790.56±297.00) > P1024(c) (1 611.63.96±180.92) > P63(c) (1 500.53±312.53) > P646(c) (1 286.55±24.42)。

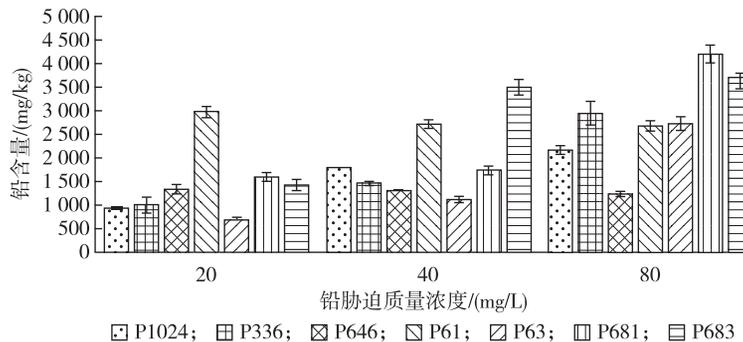


图3 不同质量浓度铅胁迫下各柳树无性系的铅含量

P1024, P336, P63 各处理之间铅含量差异极显著; P681 处理 1 与 2 之间无显著差异, 处理 3 极显著增高; P61, P683 处理 2 与处理 3 之间无显著差异; P646 处理之间无显著差异。

铅胁迫质量浓度为 20 mg/L 时, 各柳树无性系植株体内铅含量范围为 674.00—2 967.30 mg/kg, 平均值为 1 410.32 mg/kg。P61 显著高于其他无性系, P63 显著低于其他无性系; 铅胁迫质量浓度为 40 mg/L 时, 各柳树无性系植株体内的铅含量范围为 1 106.90—3 485.20 mg/kg, 平均值为 1 934.09 mg/kg。P63 显著低于其他无性系, P683 显著高于其他无性系; 铅胁迫浓度为 80 mg/L 时, 各柳树无性系植物体内的铅含量范围为 1 230.10—4 185.07 mg/kg, 平均值为 2 794.82 mg/kg。P646 显著低于其他无性系, P681, P683 显著高于其他无性系。

2.5 铅胁迫对柳树无性系植株体内铅总量的影响

柳树体内吸附铅总量的多少直接反映了柳树修复铅污染的能力。各柳树无性系植株体内的铅总量表现如图 4。铅总量 (μg) 及多重比较表明, 处理 3 (a) ($6\ 579.41 \pm 573.98$) > 处理 2 (b) ($4\ 756.57 \pm 368.26$) > 处

理 1 (b) ($4\ 697.22 \pm 446.35$); P681 (a) ($7\ 432.79 \pm 980.72$) > P61 (a) ($6\ 950.69 \pm 377.06$) > P683 (ab) ($6\ 420.28 \pm 577.23$) > P336 (bc) ($5\ 121.27 \pm 318.40$) > P1024 (cd) ($4\ 608.11 \pm 433.91$) > P63 (cd) ($3\ 887.01 \pm 811.81$) > P646 (d) ($2\ 990.64 \pm 335.59$)。

P1024, P61, P63, P681 各处理之间铅总量差异极显著; P336 处理 1 与处理 2 之间无显著差异, 而处理 3 铅总量显著增加; P646 处理 1 显著高于其他处理; P683 处理 1 与 2 之间无显著差异, 处理 2 与处理 3 之间无显著差异。

铅胁迫质量浓度为 20 mg/L 时, 各柳树无性系植株体内铅总量范围为 1 696.24—8 100.89 μg , 平均值为 4 697.22 μg 。P61, P681 显著高于其他无性系, 而 P63 显著低于其他无性系; 铅胁迫浓度为 40 mg/L 时, 各柳树无性系体内铅总量范围为 2 919.06—6 915.86 μg , 平均值为 4 756.57 μg 。P61 显著高于除 P683 外的其他无性系; 铅胁迫浓度为 80 mg/L 时, 各柳树无性系体内铅总量范围为 2 022.48—11 098.45 μg , 平均值为 6 579.41 μg 。P681 显著高于其他无性系, P646 显著低于其他无性系。

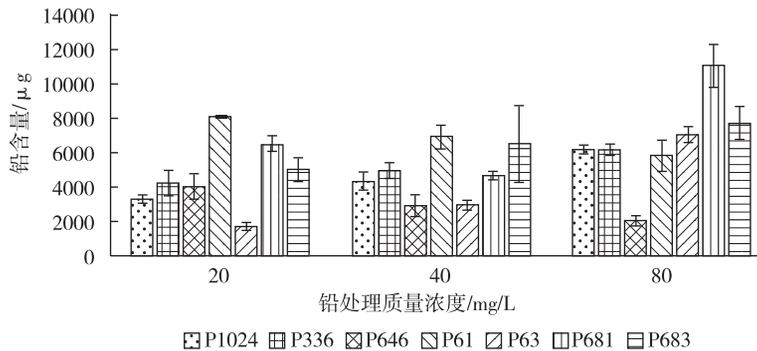


图 4 不同质量浓度铅胁迫下各柳树无性系体内的铅总量

2.6 铅胁迫对柳树无性系转运系数的影响

转运系数越大, 证明地上部分的铅含量越多, 反映了柳树向地上部运输铅的能力强。不同铅胁迫下各柳树无性系的转运系数如图 5。转运系数及多重比较表明, 处理 1 (a) ($0.007\ 6 \pm 0.001\ 2$) > 处理 2 (ab) ($0.005\ 2 \pm 0.001\ 1$) > 处理 3 (b) ($0.003\ 5 \pm 0.000\ 4$); P1024 (a) ($0.009\ 8 \pm 0.001\ 7$) > P683 (ab) ($0.007\ 6 \pm 0.002\ 5$) > P681 (bc) ($0.005\ 3 \pm 0.001\ 6$) > P336 (bc) ($0.004\ 7 \pm 0.000\ 5$) > P646 (bc) ($0.004\ 3 \pm 0.000\ 7$) > P61 (bc) ($0.003\ 5 \pm 0.000\ 6$) > P63 (c) ($0.003\ 1 \pm 0.000\ 7$)。P1024, P646 处理 2 显著高于其他处理, P336 处理 1 和处理 2 之间无显著差异, 而处理 3 显著降低;

处理 2 显著低于其他处理; P61, P63 各处理之间转运系数差异极显著; P681, P683 处理 1 极显著高于其他处理, 处理 2 与处理 3 之间无显著差异。

铅胁迫质量浓度为 20 mg/L 时, 各柳树无性系转运系数范围为 0.001 9—0.017 4, 平均值为 0.007 60。P683 转运系数显著高于其他无性系, P61 转运系数最低; 铅胁迫质量浓度为 40 mg/L 时, 各柳树无性系转运系数范围为 0.001 8—0.016 1, 平均值为 0.005 2。P1024 转运系数显著高于其他无性系, P646 转运系数最低; 铅胁迫浓度为 80 mg/L 时, 各柳树转运系数范围为 0.000 4—0.005 9, 平均值为 0.003 5。P63 转运系数显著低于其他无性系。

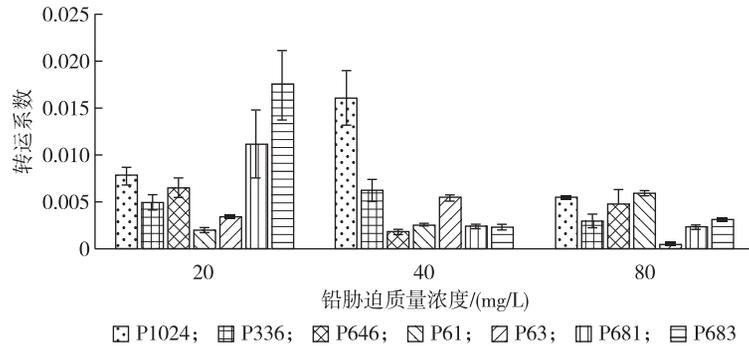


图5 不同质量浓度铅胁迫下各柳树无性系的转运系数

3 结论和讨论

目前关于柳树修复重金属污染的研究越来越多^[15-17],植物修复的效果主要取决于植物体内重金属的含量、生物量和植物生长速率^[18]。本研究选择了3种质量浓度的铅胁迫处理,根据各处理灌木柳无性系的表现可以看出:P61在低质量浓度铅胁迫时,铅含量较高,随着铅胁迫质量浓度的增加,体内铅含量不再增加,这可能是因为P61启动某个机制来保护自己不再吸收铅,所以在高质量浓度铅胁迫下,生物量与低质量浓度时生物量相当,而其在低质量浓度铅胁迫下,铅总量显著高于其他无性系,因此P61适合低质量浓度铅污染修复;P63和P1024随着铅胁迫质量浓度的增高,体内铅含量极显著增加,而生物量在高质量浓度铅胁迫下无显著降低,存活率均为100%,耐性指数均在50%以上,因此,较适合高质量浓度铅污染修复;P646随着铅胁迫质量浓度的增加,体内的铅含量并无显著增加,但是生物量却随着铅胁迫的增加而降低,耐性指数在低质量浓度铅胁迫时即降至50%以下(48.80%),高质量浓度铅胁迫时降低至25.65%,因此P646并不适合进行铅污染修复。

由以上结果可以看出,柳树对铅胁迫的差异主要表现在无性系间,而并非在种间,这与前人的研究相符^[19]。以后要加强无性系间铅耐受能力的筛选。柳树地上部积累铅越多,越有利于进行铅污染的修复利用。

由转运系数结果可知,柳树积累的铅大量都集中在植株的地下部分,地上部分铅含量极少,这与之前的报道相符^[20]。在后续的研究中,可通过添加不同浓度外源非蛋白巯基的合成底物,如半胱氨酸(Cys)和谷胱甘肽(GSH)等,有效提高柳树向地上部分转运铅的能力,来增加柳树对铅污染的修复^[21-23]。转运系

数在种间的一致性较高,这证明不同基因型的柳树,其转运重金属的机制可能较为一致,这也为今后了解柳树体内重金属的转运机制提供了依据。

参考文献:

- [1] LAIDLAW M A S, FILIPPELLI G M. Resuspension of urban soils as a persistent source of lead poisoning in children: a review and new directions[J]. *Applied Geochemistry*, 2008, 23 (8): 2021-2039.
- [2] 肖承坤. 我国铅污染现状分析[J]. *环境与可持续发展*, 2017, 42 (5): 91-92.
- [3] 黄冠星, 孙继朝, 汪 珊, 等. 珠江三角洲平原典型区地下水中铅的污染特征[J]. *环境化学*, 2008, 27 (4): 533-534.
- [4] 邵学新, 黄 标, 赵永存, 等. 长江三角洲典型地区土壤中重金属的污染评价[J]. *环境化学*, 2008, 27(2): 218-221.
- [5] ALI H, Khan E, SAJAD M A. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications [J]. *Chemosphere*. 2013, 91 (7): 869-881.
- [6] 庞 欣, 王东红, 彭 安. 铅胁迫对小麦幼苗抗氧化酶活性的影响[J]. *环境科学*, 2001, 22(5): 108-111.
- [7] YANG X E, LONG X X, YE H B, et al. Cadmium tolerance and hyperaccumulation in a new Zn-hyperaccumulating plant species (*Sedum alfredii* Hance) [J]. *Plant and Soil*, 2004, 259 (1-2): 181-189.
- [8] KLANG-WESTIN E., ERIKSSON J. Potential of *Salix* as phytoextractor for Cd on moderately contaminated soils[J]. *Plant and soil*, 2003, 249(1): 127-137.
- [9] KUZOVKINA Y A, QUIGLEY M F. Willows beyond wetlands: uses of *Salix* L. species for environmental projects[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2005, 162 (1-4): 183-204.
- [10] GREGER M, LANDBERG T. Use of willow in phytoextraction[J]. *International Journal of phytoremediation*, 1999, 1(2) 115-123.
- [11] COSIO C, VOLLENWEIDER P, KELLER C, et al. Localization and effects of cadmium in leaves of a cadmium-tolerant willow (*Salix viminalis* L.): I. Macrolocalization and phytotoxic effects of cadmium[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2006, 58 (1): 64-74.

(下转第22页)

步探讨驾驶员的动态视觉敏感度、视觉特性、不同车速情况下驾驶员的视野和注意力等因素。

参考文献:

- [1] MOK J H, LANDPHAIR H C, NADERI J R. Landscape improvement impacts on roadside safety in Texas [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2006, 78(3):263-274.
- [2] GUO F X, LI M Y, CHEN Y, et al. Effects of highway landscapes on drivers' eye movement behavior and emergency reaction time: A driving simulator study [J]. *Journal of Advanced Transportation*, 2019(6):1-9.
- [3] 唐桂兰,游良旺,芦建国. 城市道路绿化对行车视线诱导的植物合理种植间距[J]. *南京林业大学学报(自然科学版)*, 2017, 41(5):180-184.
- [4] 周 昊,程建川,薛林钢,等. 城市道路分隔绿化带对交通安全影响的分析[J]. *城市道桥与防洪*, 2014(12):18-23,8.
- [5] ZHENG H, QIN Y, GUO F, et al. Speed and reaction behavior in different highway landscapes: A driving simulator study [J]. *Traffic Injury Prevention*, 2018, 19(8):880-884.
- [6] 代 科. 山区公路景观色彩的交通环境辨识理论基础研究[D]. 重庆:重庆交通大学,2015.
- [7] 张明浩. 高速公路视觉景观对行车安全的影响研究[D]. 重庆:重庆交通大学,2016.
- [8] 田 青. 城市道路绿化与交通安全关系研究[D]. 南京:南京林业大学,2012.
- [9] 冯 潇,文 斌. 北京地区野生花卉在道路绿化中的应用[J]. *农业科技与信息(现代园林)*, 2011(3):58-60.
- [10] 孙婷婷. 隧道入口驾驶员视觉特性与景观营造技术研究[D]. 重庆:重庆交通大学,2017.
- [11] 李南初. 基于驾驶模拟实验的景观因素对驾驶行为的影响研究[D]. 成都:西南交通大学,2017.
- [12] 刘飞渡. 衡阳市草本花卉应用现状调查及适宜品种的筛选[D]. 北京:中国林业科学研究院,2013.
- [13] 方腾飞. 岳阳市城市道路草本花卉应用研究[D]. 长沙:湖南农业大学,2015.
- [14] COOPER A B, WARD M, GOWLAND C A, et al. The use of the Lanthony New Color Test in determining the effects of aging on color vision[J]. *Journal of Gerontology: Psychological Sciences*, 1991, 46(6):320-324.
- [15] ISHIHARA K, ISHIHARA S, NAGAMACHI M, et al. Age-related decline in color perception and difficulties with daily activities-measurement, questionnaire, optical and computer-graphics simulation studies[J]. *International Journal of Industrial Ergonomics*, 2001, 28(3-4):153-163.
- [16] 汤贵芹. 杭州市道路绿化景观初步研究[D]. 西安:西安建筑科技大学,2013.
- [17] 郑西平. 北京城市道路绿化现状及发展趋势的探讨[J]. *中国园林*, 2001(1):43-45.
- [18] 林俊英,曾鼎承. 自然生态的道路绿化设计—以深圳市滨海大道景观设计为例[J]. *风景园林*, 2006(1):70-75.
- [19] 冯 潇,文 斌. 北京地区野生花卉在道路绿化中的应用[J]. *Chemosphere*, 2017, 172(4):459-467.
- [19] PUNSHON T, DICKINSON N. Heavy metal resistance and accumulation characteristics in willows [J]. *International Journal of Phytoremediation*, 1999, 1(4):361-385.
- [20] WANG S, SHI X, SUN H, et al. Variations in metal tolerance and accumulation in three hydroponically cultivated varieties of *Salix integra* treated with lead[J]. *Plos One*, 2014, 9(9):1-11.
- [21] MENDOZA-COZATLI D G, BUTKO E., SPRINGER F, et al. Identification of high levels of phytochelatins, glutathione and cadmium in the phloem sap of *Brassica napus*. A role for thiol peptides in the long distance transport of cadmium and the effect of cadmium on iron translocation[J]. *Plant Journal*, 2008, 54(2):249-259.
- [22] WEI Z G, WONG J W C, ZHAO H Y, et al. Separation and determination of heavy metals associated with low molecular weight chelators in xylem saps of Indian mustard (*Brassica juncea*) by size exclusion chromatography and atomic absorption spectrometry [J]. *Biological Trace Element Research*, 2007, 118(2):146-158.
- [23] CLEMENS S. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis[J]. *Planta*, 2001, 212(4):475-486.

(上接第 16 页)

- [12] 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, and Soil Pollution*, 2009, 197(1-4):23-34.
- [13] 汪有良,王宝松,李荣锦,等. 柳树在环境污染生物修复中的应用[J]. *江苏林业科技*, 2006, 5(2):40-44.
- [14] 何新华,陈力耕,何冰,等. 铅对杨梅幼苗生长的影响[J]. *果树学报*. 2004, 21(1):29-32.
- [15] SHI X, SUN H, CHEN Y, et al. Transcriptome Sequencing and Expression Analysis of Cadmium (Cd) Transport and Detoxification Related Genes in Cd-Accumulating *Salix integra* [J]. *Frontiers in Plant Science*. 2016, 7(10):1577-1589.
- [16] SHANAHAN J O, BRUMMER J E, LEININGER W C, et al. Manganese and zinc toxicity thresholds for mountain and Geyer willow [J]. *International journal of phytoremediation*, 2007, 9(5):437-452.
- [17] PURDY J J, SMART L B. Hydroponic screening of shrub willow (*Salix* spp.) for arsenic tolerance and uptake[J]. *International journal of phytoremediation*, 2008, 10(6):515-528.
- [18] ALAHABADI A, EHRAMPOUSH M H., MIRI M, et al. A comparative study on capability of different tree species in