

土壤重金属质量分数对广玉兰地上部 重金属积累特征的影响¹⁾

刘晖 余树全 车继鲁 邱问心 温雅婷

(浙江农林大学 临安 311300)

摘 要 通过典型选择方法,在永康市城区采集了不同重金属质量分数土壤条件下广玉兰(*Magnolia grandiflora* Linn)的树叶、树枝、树干以及土壤样品,利用 ICP-OES 测定植物和土壤中 6 种重金属(Mn、Cu、Zn、Pb、Cr、Ni)的质量分数,分析比较 6 种土壤重金属质量分数梯度下广玉兰地上部分各器官对重金属的积累特征。结果表明:广玉兰地上部分重金属质量分数因器官、元素种类不同以及土壤重金属质量分数的不同而存在差异。在 6 个不同土壤重金属质量分数梯度下,广玉兰体内重金属质量分数由大到小的总体趋势为 Mn、Zn、Cr、Cu、Pb、Ni,各器官中重金属质量分数最高是树干,其次是树叶,树枝最弱。玉兰地上部分各器官对重金属元素的富集能力由强到弱依次为树干、树枝、树叶,其中树干对 Pb、Ni 两种元素表现出了高富集的特征(富集系数 $B_{CF} > 1$),富集系数分别达到了 1.256 和 1.188,对 Cu、Zn、Pb、Mn、Ni 重金属的富集系数随土壤中污染梯度的上升总体呈下降趋势。通过对广玉兰各器官生物量进行估算得出,重金属积累量由大到小的顺序为树干、树叶、树枝,树干在单株广玉兰地上部重金属积累总量中所占比重最高,普遍达到 60% 以上,其中 Ni、Pb 元素积累量占比高,平均可达 84.93%、88.50%。综合考虑广玉兰体内重金属质量分数、富集系数以及积累量,建议可将广玉兰用于 Cu、Ni、Pb 污染土壤的修复。

关键词 重金属; 污染梯度; 广玉兰; 积累特征

分类号 S685.15; X173

Effects of Soil Heavy Metal Content on Heavy Metal Accumulation Characteristics in the Upper Part of *Magnolia grandiflora* L. // Liu Hui, Yu Shuquan, Che Jilu, Qiu Wenxin, Wen Yating (Zhejiang A & F University, Lin'an 311300, P. R. China) // Journal of Northeast Forestry University 2018 46(1): 31-39.

The contents of heavy metal (Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Ni) in leaves, branches, trunk of *Magnolia grandiflora* L. and rhizosphere soils in Yongkang City were measured by using the Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES) to compare the heavy metal enrichment characteristics between different heavy metal content gradient through a typical sample method. The contents of heavy metals in different heavy metal mass gradient of *M. grandiflora* L., the content of the same element in different organs, and that of different elements and different soil heavy metal mass in the same organ were all different. Heavy metal content in *M. grandiflora* L. was in the descending order of Mn, Zn, Cr, Cu, Pb, and Ni. The heavy metal absorption capacity in above-ground organs was in the descending order of trunk, leaf, and branch. The enrichment capacity of *M. grandiflora* L. in different organs was in the descending order of trunk, branch, and leaf, the trunk showed high enrichment characteristics of Pb (1.256) and Ni (1.188) ($B_{CF} > 1$). The heavy metal enrichment coefficient of Mn, Cu, Zn, Pb, Ni in *M. grandiflora* L. as the rise of the pollution in the soil gradient decreases with a significant negative correlation. The heavy metal accumulation in above-ground organs was in the descending order of trunk, leaf, and branch. Trunk accounted for more than 60%, and the Pb, Ni element accumulation in the highest proportion with the average of 88.50% and 84.93%, respectively. Comprehensively considering the contents of heavy metals, enrichment coefficient and accumulation in *M. grandiflora* L. were suitable for remediation of soils contaminated by Cu, Ni, and Pb.

Keywords Heavy metal; Pollution gradient; *Magnolia grandiflora* L.; Accumulation characteristics

土壤重金属污染是指由于人类的活动致使土壤中重金属质量分数高于其原生质量分数而造成的环境恶化现象^[1]。重金属污染主要包括 Pb、Cd、Hg、Cr、As 等,这些重金属元素均为植物生长和人类生存不可或缺的营养元素,但是过多或过少的重金属质量分数都会引起植物和人体一系列病症。有毒重金属元素进入土壤后,不仅会对植物以及土壤动物产生毒害作用,还会破坏土壤生态结构并对水体造

成污染,直接或间接地影响到人类身体健康^[2]。

城市是人类的聚集地,也是各种人造设施存在最多的区域,有研究表明,城市中土壤的 Pb、Cr、Zn 等重金属污染积累日益严重,明显高于城市周边土壤质量分数^[3]。由于城市空间资源相对紧张,因此,利用绿化植物吸存重金属的特性,在一定程度上能够减缓和治理城市重金属污染,对于改善城市生态环境具有重要意义。目前,关于利用植物清除土壤中重金属污染的研究工作多为小生物量的草本植物^[4-5],草本的超富集植物虽然可以在短时间内吸存大量重金属,但由于其寿命短,所以对于体内重金属浓度饱和的草本植物处理成为了一大难题。而对于大型乔木树种这样的木本植物,比如造林绿化树

1) 浙江省重点科技创新团队项目(2011R50027)。

第一作者简介:刘晖,男,1993 年 5 月生,浙江农林大学林业与生物技术学院,硕士研究生。E-mail: 2273470855@qq.com。

通信作者:余树全,浙江农林大学林业与生物技术学院,教授。E-mail: yushuq@zafu.edu.cn。

收稿日期:2017 年 7 月 11 日。

责任编辑:任 俐。

种等植物种的研究鲜见报道^[6-8]。目前,国外学者致力于研究树木不同部位对大气污染物的指示研究,例如,研究发现椴树树叶可以准确指示南斯拉夫首都的大气污染状况^[9]。Tayel et al.^[10]通过比较研究不同时间柏树树皮中的重金属质量分数来监测城市大气重金属污染,而国内学者主要从道路绿化树种重金属吸收富集特征、不同树种配置模式的差异性进行比较,而乔木类植物修复研究多考虑根际过滤或是植物挥发作用,但目前研究中还未涉及不同污染程度对绿化树种各器官积累特性的影响,针对重金属富集特征差异性分析的讨论甚少,尤其是针对木本植物树干的富集效能研究。大型木本植物生物量大、寿命长、易护理,且一般的乔木绿化树种不会进入食物链,也避免了重金属污染,尤其是树干部位,可长期稳固并储存大量重金属元素^[11]。有研究表明^[12],杨柳科植物能通过植物提取固定多种重金属元素;而王广林等^[13]研究发现,水杉、香樟等多达15种园林植物均表现出对Zn污染土壤的修复能力,因此,植物修复技术在从理论走向实践应用过程中,能否筛选出重金属富集能力强、生物量大且具有一定观赏价值的大型乔木树种,已成为当前研究的热点之一。

对于重金属修复乔木树种的选择,由于乔木树叶富集重金属后的落叶处理也是一大难题,故应选择落叶少或不落叶,且树干是在单株植物重金属富集总量中所占比例较大的植物。广玉兰(*Magnolia grandiflora* Linn)作为中国南方地区城镇绿化高频树种^[15],常用于公园、住宅区、道路、学校等各类城镇绿化,不仅具有生态作用,还有作为优良木材的经济价值^[16]。有研究表明,广玉兰对SO₂和NO₂有较强的吸收净化效益,对污染物的耐受性较强,适宜在污染严重的工业区种植^[17]。但关于广玉兰对土壤重金属富集方面的研究少有报道,特别是有关不同土壤重金属梯度对广玉兰各器官重金属元素积累特征影响的研究,尚未见报道。因此,本研究在前期土壤重金属元素质量分数研究的基础上,在永康市区采用典型取样的方法,采集了土壤和广玉兰树叶、树枝、树干样品,测定了广玉兰各器官和根际土壤重金属元素质量分数,计算广玉兰体内重金属积累量,研究其不同器官特别是树干对重金属的富集作用,探讨不同污染程度下广玉兰的重金属富集效能,为今后城市绿化树种开发管理、不同污染地区树种选择提供理论性依据和数据支持。

1 研究地概况

永康市位于浙江省中部,是我国近年来发展迅速的工业城市之一,市内遍布防盗门、五金、电器等

金属加工产业,前期研究表明,一些区域的表层土壤重金属污染已达到中等生态危害(土壤重金属基础数据参考钱力^[18]的研究)。广玉兰是永康市区最为常见的绿化树种,广泛分布于城区各类绿化地段。根据课题组前期对永康城区土壤重金属元素质量分数的采样研究资料,通过实地考察选择具有代表性的区域,并根据土壤中Cu、Zn、Pb、Cr、Mn、Ni六种重金属元素分布状况,在市区范围内的工业区绿地、居住区绿地、单位附属绿地、城市公园绿地以及市区公路旁侧绿地5个功能区,共设置30个采样点,包含有6个不同土壤重金属元素质量分数梯度,采集了土壤和广玉兰树干、树枝、树叶样品,各采样点分布如图1。

2 材料与方法

2.1 样品采集及处理

每个样点选取三棵相邻且长势相似无病虫害、长势良好的广玉兰样树,样树平均树龄为20 a,平均胸径为18.36 cm,平均树高为5.5 m,共采集90棵样树,于2016年1月份进行样品采集。

植物样品采集:分4个方向以及上、中、下3个层次均匀采集树枝与树叶^[19],使用树木生长锥在胸径部位采集树干样品,并用自封袋封存后保存待测,分别采集树叶、树枝、树干样品各90份。

土壤样品采集:使用土钻在样木树冠垂直投影下按东、南、西、北采集10~60 cm层次的土壤(研究表明广玉兰根系大量集中于该深度^[20]),均匀混合后使用四分法选取1 kg,将样品中石子、动物残体等异物剔除并装入自封袋中保存,共采集90份土壤样品。

植物样品处理:使用去离子水洗净,在105℃下杀青30 min,然后在80℃下烘干至恒质量。用高速粉碎机粉碎后过100目筛,后放入自封袋保存待测。

土壤样品处理:在室内自然风干后研磨并过100目筛,装入自封袋中保存待测。

2.2 重金属元素测定方法

称取植物和土壤样品0.250 0 g(精确至0.000 1),植物样品采用V(HNO₃):V(H₂O₂)=5:1进行消解,土壤样品采用HNO₃-HClO₄-HF₃酸消化^[21],使用等离子发射光谱仪(ICP-OES)测定植物以及土壤中重金属Mn、Cu、Zn、Pb、Cr、Ni的质量分数。

如表1所示,根据各采样点不同土壤重金属元素质量分数分布以及重金属污染指数法,以当地土壤背景值^[24]为标准,并参考大量室内浓度控制梯度分级后,将试验所测树冠下根际土壤重金属质量分数平均分为6个梯度。

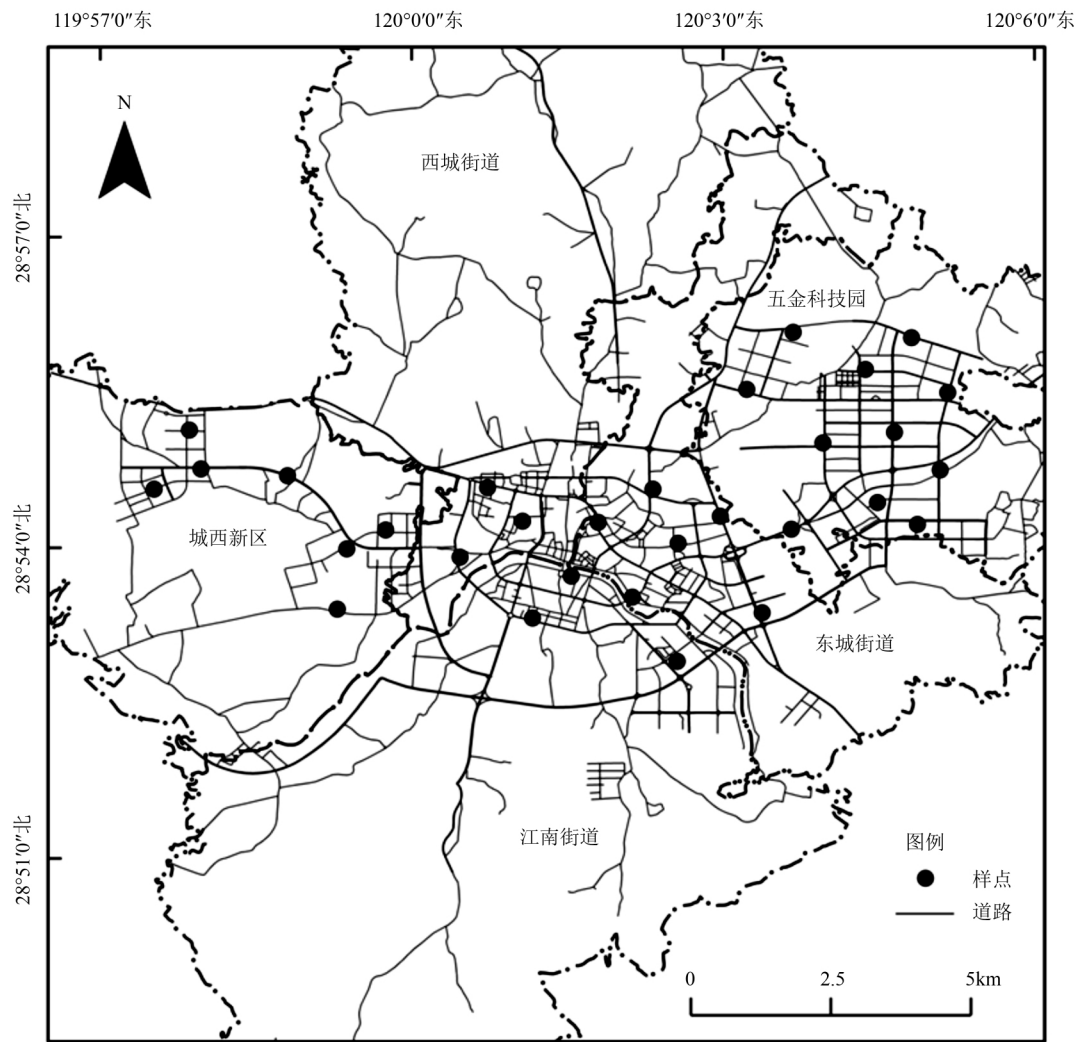


图 1 研究区采样点分布图

表 1 采样点土壤重金属质量分数梯度分级

梯度 分级	土壤重金属质量分数范围值 / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$					
	Cu	Zn	Pb	Cr	Mn	Ni
1	14~16	63~67	14~16	101~109	120~160	12~14
2	19~21	73~77	19~21	111~119	200~240	16~18
3	24~26	83~87	24~26	121~129	280~320	20~22
4	29~31	93~97	29~31	131~139	360~400	24~26
5	34~36	103~107	34~36	141~149	440~480	28~30
6	39~41	113~117	39~41	151~159	520~560	32~34
背景值	17.70	62.60	33.80	45.40	429.00	16.80

2.3 广玉兰地上各器官重金属富集系数

重金属富集系数(B_{CF}),即植物中某种重金属质量分数与土壤中该重金属之比,反映了植物对某种重金属吸收能力的强弱^[26]。

$$B_{CF} = C_i / S_i。$$

式中: B_{CF} 为富集系数; C_i 为地上部第*i*个植物样品的重金属质量分数; S_i 为对应土壤样品重金属质量分数。

2.4 广玉兰各器官重金属积累量估算方法

2.4.1 广玉兰地上各器官重金属元素积累量估算方法
植物器官重金属积累量即为该器官自生长以来

所吸收并积累在体内重金属的质量^[22]。

器官重金属元素积累量 = 器官生物量 × 器官重金属质量分数。

研究采用相对生长模型来估算广玉兰各器官的生物量,相对生长模型是指用指数或对数关系反映林木维量之间按比例协调增长的模型^[20]。在生物量估测中,经常采用林木胸径(D)、树高(H)等测树因子建立林木生物量回归估计方程^[18],本研究中,广玉兰生物量的估算参考王哲^[27]的广玉兰各器官生物量方程来测算,具体方程如下。

树干: $W_{\text{树干}} = 0.057\ 657 \times D^{2.251\ 48}; R^2 = 0.943。$

树枝: $W_{\text{树枝}} = 0.052\ 639 \times D^{1.788\ 65}; R^2 = 0.897。$

树叶: $W_{\text{树叶}} = 0.062\ 077 \times D^{1.851\ 57}; R^2 = 0.918。$

其中: W 表示各器官的生物量; D 表示胸径; R^2 表示方程的拟合系数。

2.4.2 单株绿化覆盖面积估算方法

本研究中广玉兰单株乔木绿化覆盖面积即树冠投影面积(不计树冠重叠部分)参考唐丽清等^[23]研究,其树冠投影面积计算公式为:

$$S = \pi ab。$$

式中: S 为树冠投影面积 (m^2); a b 分别为树冠南北和东西长的一半 (m)。

2.4.3 绿化空间辐射占有量 ($R_{0.6S}$) 估算方法

绿化空间辐射占有量 ($R_{0.6S}$), 即树木正常生长的生存空间及发挥多种生态功能的空间范围, 其计算方法参考鄧光发等^[24]的研究, 计算公式如下:

$$V = \pi R^2 H。$$

式中: V 为单株绿化空间辐射占有量 (m^3); R 为树冠半径 (m); H 为树高 (m)。

2.5 土壤重金属污染评价

单项污染指数法^[25]是国内外普遍采用的方法之一, 是对土壤中的某一污染物的污染程度进行评价。

表 2 土壤重金属污染指数标准评价

等级划分	单项污染指数	污染等级	污染水平
1	$P_i \leq 0.7$	安全	清洁
2	$0.7 < P_i \leq 1.0$	警戒线	尚清洁
3	$1.0 < P_i \leq 2.0$	轻度污染	土壤开始受到污染
4	$2.0 < P_i \leq 3.0$	中度污染	土壤受中度污染
5	$P_i > 3.0$	重度污染	土壤受污染已相当严重

其计算公式为:

$$P_{ij} = C_{ij} / S_i。$$

式中: P_{ij} 为第 j 个采样点 i 污染物的污染指数; C_{ij} 为第 j 个采样点 i 污染物的实测值 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); S_i 为 i

污染物的背景值或对照值 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 本研究选用浙江金衢盆地土壤重金属的背景值为参考值^[28]。

2.6 数据处理

试验数据使用 SPSS 22.0 和 Excel 2016 进行分析。

3 结果与分析

3.1 土壤重金属质量分数对广玉兰地上部分各器官重金属质量分数的影响

研究区土壤重金属平均质量分数由大到小顺序为 Mn、Cr、Zn、Pb、Cu、Ni, 6 种重金属在最高梯度土壤中的质量分数均超过了金衢盆地背景值, 其中 Zn、Pb、Mn、Ni 最高达到了轻度污染, Cu 最高达到了中度污染, Cr 的污染最为严重, 所测根际土壤 Cr 质量分数最高值为金衢盆地背景值的 3.41 倍, 达到了重度污染。

重金属质量分数在广玉兰中因元素种类、器官的不同而存在差异 (表 3), 各元素质量分数由高到低为 Mn、Zn、Cr、Cu、Pb、Ni, 各器官重金属质量分数由大到小的顺序基本为树干、树叶、树枝, 其中 Zn、Cr、Pb、Ni 在树干中的质量分数要高于其他器官, 且树干中的 Pb 和 Ni 元素的质量分数要远高于树枝和树叶; 而 Cu、Mn 两种植物所需的营养元素在树叶及树枝中的质量分数较高。

表 3 不同土壤重金属质量分数梯度下广玉兰各器官重金属元素质量分数

器官	土壤重金属质量分数梯度分级	各器官重金属质量分数/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$					
		Cu	Zn	Pb	Cr	Mn	Ni
叶	1	(14.733±1.001) Aa	(36.667±1.628) Aa	(7.467±1.474) Aa	(15.933±5.601) Aa	(192.533±52.686) Cb	(6.400±1.907) Bab
	2	(16.133±0.986) Aab	(34.800±8.501) Aa	(6.400±1.113) Aa	(19.333±0.808) Aab	(116.533±16.001) Aa	(5.933±0.702) Ba
	3	(18.933±1.847) Bab	(35.400±8.861) Aa	(6.267±0.306) Aa	(22.667±0.923) Bab	(67.800±31.334) Aa	(7.867±2.300) Bab
	4	(21.667±5.033) Ab	(37.867±6.363) Aa	(5.867±1.172) Aa	(20.600±3.340) Aab	(52.600±15.325) Aa	(8.250±4.025) Aab
	5	(19.800±4.808) Ab	(33.867±13.851) Aa	(6.000±3.329) Aa	(20.333±4.509) Aab	(93.933±4.738) Aa	(8.467±1.514) Bab
	6	(20.333±2.468) Ab	(28.000±11.459) Aa	(5.267±1.206) Aa	(28.600±10.923) Ab	(117.400±17.671) Ba	(10.533±0.305) Ab
枝	1	(14.400±1.400) Aa	(30.133±3.879) Aab	(7.600±0.400) Aa	(18.400±7.663) Aa	(145.067±3.419) Bb	(0.933±0.757) Aa
	2	(17.600±0.916) Aab	(35.733±6.803) Aabc	(6.467±0.833) Aa	(19.933±3.325) Aa	(132.4±11.269) Ab	(1.467±0.306) Aa
	3	(21.000±1.216) Bab	(37.250±10.450) Aabc	(7.000±0.529) Aa	(16.133±1.286) Aa	(142.733±18.991) Bb	(3.400±1.249) Aa
	4	(18.400±4.849) Aab	(46.800±3.605) Ac	(10.933±1.514) Bb	(19.067±6.466) Aa	(66.067±33.451) Aa	(4.133±1.617) Aab
	5	(19.267±3.828) Aab	(41.267±9.716) Abc	(10.467±1.962) Ab	(20.567±8.075) Aa	(62.067±23.317) Aa	(4.200±1.058) Aab
	6	(24.333±5.608) Ab	(23.400±6.286) Aa	(10.733±0.643) Bb	(23.533±3.5223) Aa	(84.300±6.398) Aa	(7.400±4.190) Ab
干	1	(17.333±0.416) Bc	(44.600±4.256) Bb	(33.200±0.721) Ba	(21.933±2.501) Aa	(40.933±9.385) Aa	(17.133±3.208) Cab
	2	(16.667±1.006) Ac	(39.267±4.692) Aa	(34.733±1.405) Ba	(22.467±0.306) Aa	(75.067±1.701) Aa	(22.733±1.858) Cb
	3	(15.267±0.702) Aab	(41.333±5.390) Ab	(32.733±1.102) Ba	(23.800±3.175) Ba	(57.600±22.456) Aa	(23.267±1.474) Cb
	4	(14.467±0.808) Aa	(44.000±4.728) Ab	(32.933±2.369) Ca	(27.267±14.533) Aa	(66.600±8.838) Aa	(18.267±1.286) Bab
	5	(16.600±1.562) Abc	(37.667±6.801) Aab	(29.067±6.313) Ba	(23.600±1.800) Aa	(69.867±20.968) Aa	(17.200±1.908) Ca
	6	(20.200±1.058) Ad	(30.133±6.771) Aa	(32.667±1.102) Ca	(29.467±12.536) Aa	(62.800±9.676) Aa	(21.200±4.257) Bab

注: 表中数据为均值±标准差; 同列不同小写字母表示重金属质量分数在相同器官不同梯度下达到显著水平 ($P < 0.05$), 不同大写字母表示重金属质量分数在同一梯度不同器官内差异达到显著水平 ($P < 0.05$); 样本数 $n = 3$ 。

广玉兰同一器官对某些重金属的吸收受到土壤中相应重金属质量分数的影响, Cu、Ni 两种元素在各器官中的质量分数因土壤中重金属质量分数梯度

的不同而存在显著差异 ($P < 0.05$), 且都随土壤中相应元素质量分数的增加而上升, 其中树叶、树枝、树干中 Cu 元素最大值与最小值分别相差 1.5、1.7、1.4

倍; Ni 元素的最大值与最小值分别相差 1.6、7.9、1.3 倍 ,可以看出 ,树枝受土壤中 Ni 元素质量分数影响最大。Zn、Cr、Pb 元素质量分数也在不同梯度部分器官中存在显著差异 ,其中树叶中的 Cr 元素 ,树枝中的 Pb 元素以及树枝与树干中的 Zn 元素在不同梯度下全都显示差异显著。

从同一梯度不同器官中重金属质量分数分析 ,广玉兰树叶、树枝、树干中 Cu、Zn、Cr 质量分数在同一梯度下基本不存在显著差异($P<0.05$) ,而树干中的 Pb 与 Ni 两种元素质量分数在全部 6 个梯度中都与树叶和树枝存在显著差异。其中 ,Pb 元素在树干中的平均质量分数分别为树枝和树叶中的 3.67 倍和 5.2 倍 ,Ni 元素在树干中的平均质量分数分别为树枝和树叶的 5.56 倍和 2.52 倍。Mn 元素作为植物生长所必须的营养元素 ,其在广玉兰体内各器官中质量分数最高 ,除在第一梯度上树叶、树枝、树干中质量分数差异明显外 ,在其余 5 个梯度上差异都不显著。

表 4 不同土壤重金属质量分数梯度下广玉兰各器官重金属富集系数

器官	土壤重金属质量 分数梯度分级	各器官重金属富集系数					
		Cu	Zn	Pb	Cr	Mn	Ni
叶	1	0.941 1±0.070 7	0.553 1±0.031 4	0.439 2±0.086 7	0.153 0±0.004 3	1.375 0±0.290 0	0.484 9±0.157 2
	2	0.793 3±0.035 1	0.402 6±0.112 5	0.304 6±0.050 0	0.171 6±0.007 9	0.560 0±0.072 9	0.325 9±0.057 9
	3	0.787 8±0.052 7	0.311 0±0.070 2	0.245 2±0.027 3	0.180 9±0.006 8	0.215 0±0.095 4	0.385 2±0.102 9
	4	0.720 0±0.103 6	0.242 2±0.051 8	0.207 3±0.043 3	0.153 6±0.002 7	0.136 4±0.042 5	0.329 6±0.163 6
	5	0.638 3±0.108 4	0.196 0±0.087 4	0.175 9±0.099 7	0.141 2±0.003 3	0.198 0±0.012 4	0.294 3±0.040 2
	6	0.511 3±0.039 3	0.136 3±0.057 1	0.164 0±0.020 5	0.184 0±0.006 9	0.225 8±0.034 0	0.313 0±0.036 3
枝	1	1.115 1±0.175 2	0.440 3±0.032 7	0.447 1±0.023 5	0.178 1±0.006 8	1.122 4±0.251 9	0.155 7±0.087 7
	2	0.870 0±0.087 2	0.410 2±0.127 1	0.294 6±0.042 1	0.170 5±0.002 4	0.636 2±0.046 3	0.083 8±0.021 4
	3	0.876 7±0.083 3	0.341 0±0.106 6	0.265 7±0.017 0	0.130 9±0.011 1	0.455 7±0.049 0	0.162 7±0.063 0
	4	0.610 0±0.108 3	0.297 7±0.023 3	0.385 7±0.051 5	0.141 5±0.004 6	0.171 7±0.087 6	0.165 3±0.030 6
	5	0.526 0±0.104 5	0.246 3±0.061 2	0.294 3±0.154 9	0.144 1±0.005 5	0.133 0±0.051 2	0.145 7±0.113 3
	6	0.488 1±0.077 2	0.113 8±0.031 7	0.240 4±0.068 8	0.151 2±0.001 9	0.157 3±0.012 0	0.215 6±0.011 3
干	1	1.288 4±0.198 2	0.658 4±0.013 8	1.952 9±0.042 4	0.214 9±0.003 2	0.248 2±0.060 2	1.338 0±0.131 4
	2	0.866 9±0.026 5	0.444 0±0.082 8	1.661 4±0.153 0	0.196 7±0.009 5	0.359 9±0.018 7	1.196 5±0.097 8
	3	0.619 0±0.012 9	0.376 4±0.037 8	1.227 0±0.049 9	0.189 2±0.002 3	0.185 5±0.075 3	1.126 4±0.057 0
	4	0.478 5±0.041 7	0.279 3±0.020 4	1.162 2±0.076 5	0.201 3±0.010 6	0.171 4±0.026 8	0.704 4±0.074 7
	5	0.454 4±0.062 3	0.215 9±0.031 9	0.834 5±0.200 1	0.162 7±0.010 0	0.146 8±0.037 0	0.601 4±0.080 7
	6	0.389 6±0.070 8	0.146 4±0.034 0	0.646 7±0.155 2	0.190 3±0.008 8	0.060 6±0.031 3	0.623 5±0.018 0

注: 表中数据为均值±标准差。

随着土壤内重金属质量分数的升高 ,广玉兰各器官对重金属 Cu、Zn、Pb、Mn、Ni 的富集能力总体呈下降趋势。其中树干对 Cu 的富集能力在第 1 梯度为最强 ,树叶最弱 ,随着污染梯度的升高 ,树干对 Cu 的富集能力下降速度要高于树叶 ,故在第 3 梯度后 ,树叶对 Cu 的富集能力要高于树干。树枝、树叶、树干对 Cu 的富集系数由 1 梯度到 6 梯度分别下降 0.627、0.430、0.899。树枝、树叶、树干对 Zn 的富集能力也呈下降趋势 ,且三者变化一致 ,分别降低 0.417、0.327、0.512。树干对 Pb 的富集能力在全部

3.2 不同土壤重金属质量分数梯度下广玉兰各器官重金属富集特征比较

从表 4 可以看出 ,广玉兰各器官对 6 种重金属的吸收能力并不一致 ,总体上各器官富集能力由大到小依次为树干、树枝、树叶。其中树叶对重金属元素富集能力由大到小依次为 Cu、Mn、Ni、Zn、Pb、Cr ,树枝对重金属元素富集能力由大到小依次为 Cu、Mn、Pb、Zn、Ni、Cr ,树干对重金属元素富集能力由大到小依次为 Pb、N、Cu、Zn、Mn、Cr; 各重金属元素在广玉兰相应器官中的质量分数大小顺序相差很大 ,即树叶由大到小的顺序为 Mn、Zn、Cr、Cu、Ni、Pb ,树枝由大到小的顺序为 Mn、Zn、Cr、Cu、Ni、Pb ,树干由大到小的顺序为 Mn、Zn、Pb、Cr、Ni、Cu ,反映了树干对 Pb 和 Ni 元素低吸收高富集 ,对 Mn 元素吸收能力强但富集能力弱的特征 ,间接说明广玉兰对重金属富集能力并不与体内重金属质量分数成正比 ,可能受到外部环境以及自身特性等其他因素的影响。

6 个梯度都高于树叶和树枝 ,其中树枝和树叶对 Pb 的富集能力在前三个梯度相似 ,而后树叶富集系数继续下降 ,树枝富集系数先增大后减小 ,树枝、树叶、树干的富集系数变动值分别为 0.207、0.275、1.306。各器官对 Cr 的富集能力在各梯度上变化不大 ,树枝、树叶、树干三者的变化值分别为 0.047、0.043、0.052。树叶以及树枝对 Mn 的富集能力在前 4 个梯度随土壤中质量分数增大显著降低 ,分别下降 1.149 和 0.965 ,树干富集 Mn 元素能力随梯度上升先增大后减小 ,变化值为 0.299。树干中 Ni 的富集系数在

各梯度中变动较大,其中第3梯度到第4梯度有明显下降的趋势,在树枝以及树叶中波动较小,树叶中的富集系数逐渐降低,而在树枝对Ni的富集系数随污染梯度上升呈略微增加的趋势,树枝、树叶、树干三者的变动值分别为0.132、0.191、0.737。

综上所述,在各梯度中树干对Pb的富集系数最高,同时其变动范围也最大,且树干对Pb、Ni两种元素表现出了高富集的特征($B_{CF} > 1$),分别达到了1.256和1.188;各器官在不同梯度中对Cr的富集系数变化值最小且无规律,说明广玉兰对Cr元素的吸收可能并未达到上限;综合来看,广玉兰的一些器官对特定重金属的富集能力随土壤中重金属质量分数的上升而有明显下降,说明该器官对该重金属元素的吸储能力已经接近饱和。

3.3 广玉兰各器官对不同重金属富集效能的比较

根据广玉兰重金属积累量估算方法,计算研究

表5 广玉兰单株重金属元素积累量比较

器官	生物量/ $\text{kg} \cdot \text{株}^{-1}$	重金属元素积累量/ $\text{mg} \cdot \text{株}^{-1}$					
		Cu	Zn	Pb	Cr	Mn	Ni
叶	13.097	243.602	450.975	81.349	278.237	1 398.757	103.575
枝	9.259	177.363	331.137	82.096	181.527	976.259	33.229
干	38.643	647.489	1 526.399	1 258.042	956.633	2 401.450	771.571
合计	60.999	1 068.454	2 308.511	1 421.487	1 416.397	4 776.466	908.375

通过计算得出单株广玉兰绿化覆盖面积和空间辐射占有量分别为 21.22 m^2 、 169.81 m^3 。根据广玉兰冠幅、树高估计其在单位面积和单位空间对重金属的富集效能(表6),广玉兰对各重金属富集效能由大到小的顺序为Mn、Zn、Pb、Cr、Cu、Ni,与各重金属在单株广玉兰中积累量大小的顺序一致。有研究表明^[29],由于乔木巨大的生物量,其在单位面积上的重金属富集量要高于灌木,在今后的研究中可以根据单位面积和单位空间的重金属富集量来比较不同植物或是不同绿化模式之间的重金属富集效能。

表6 广玉兰单株重金属元素富集效能比较

重金属元素	年均积累量/ $\text{mg} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{株}^{-1}$	单位面积富集量/ $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{株}^{-1}$	单位空间富集量/ $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{株}^{-1}$
Cu	53.42	50.35	6.29
Zn	115.43	108.78	13.59
Pb	71.07	66.98	8.37
Cr	70.81	66.74	8.34
Mn	238.82	225.09	28.12
Ni	45.42	42.81	5.34
合计	594.98	560.77	70.07

3.4 不同污染等级下广玉兰对各重金属富集能力比较

以金衢盆地土壤重金属质量分数为背景值,计算研究区内各采样点的污染程度(表7)。不同重金属元素污染程度由大到小的顺序为Cr、Cu、Ni、Zn、

区平均胸径为18 cm的广玉兰各器官重金属元素的积累量,结果见表5。广玉兰地上部分重金属积累总量为 $11 899.690 \text{ mg} \cdot \text{株}^{-1}$,从不同重金属元素积累量来看,单株广玉兰不同重金属元素积累量由大到小的顺序为Mn、Zn、Pb、Cr、Cu、Ni,其中广玉兰对Zn、Mn植物生长必需营养元素积累量较高;从不同器官重金属元素积累量来看,各器官总积累量由大到小顺序为树干、树叶、树枝。根据各器官生物量占地上生物量的百分比与各器官重金属积累量占地上积累量百分比来看,地上部树叶、树枝、树干分别占地上生物量的21%、15%、63%,树干在地上部分总生物量中占比最大,其中树干对Cu、Zn、Pb、Cr、Mn、Ni 6种重金属元素的积累量分别占各重金属积累量的60.60%、66.12%、88.50%、67.53%、50.27%、84.93%,除Cu和Mn元素外,树干对各元素的元素积累量所占比均高于其在地上生物量中的所占比。

Mn、Pb,平均污染指数分别为2.86、1.55、1.36、1.44、0.79、0.81。根据同种元素不同污染等级来看,随污染指数的上升,广玉兰对重金属Cu、Pb、Cr、Mn、Ni的富集能力逐渐下降,由于各采样点重金属污染等级并未完全涉及各个污染指数,无法对同一等级下6种重金属元素的富集能力进行比较,因此,文中仅从相同污染指数下已有数据对广玉兰的重金属富集能力进行比较。由表7可知,当污染指数为2~4时,广玉兰都对Cu元素保持一个较高的富集能力,这可能是由于Cu为植物生长所需的营养元素;在重金属污染处于清洁及尚清洁的范围内(指数1~2),广玉兰仍表现出对Cu、Pb以及Ni较强的富集能力,表明广玉兰在尚未到达污染程度的环境中已经表现出对土壤或大气中重金属的吸收进化作用。因而在道路两旁栽种对重金属有一定吸收能力的林木不仅可以美化环境,还可以对重金属污染起到一定预防和治理的作用。

表7 不同污染指数下广玉兰对各重金属元素的富集能力

污染指数	重金属元素综合富集系数					
	Cu	Zn	Pb	Cr	Mn	Ni
1	—	—	0.849	—	0.769	—
2	1.114	—	0.590	—	0.222	0.659
3	0.686	0.322	0.392	—	0.153	0.445
4	0.429	—	—	0.173	—	—
5	—	—	—	0.162	—	—

以 y 表示广玉兰各器官对不同重金属的富集系数, x 表示土壤重金属污染梯度 P_i , 计算各器官对不同重金属污染程度的拟合曲线及相关系数, 便于估算和分析广玉兰各器官对重金属富集能力随土壤中重金属质量分数变化趋势(表 8)。3 个器官对重金属的富集能力随土壤污染程度的增加均呈二次多项式关系, 表现为各器官对土壤重金属富集能力随土壤污染指数的降低而增强。

表 8 广玉兰各器官重金属元素质量分数与土壤污染指数的拟合曲线

重金属元素	器官	拟合曲线	相关系数
Cu	树叶	$Y = -0.012 5x^2 - 0.003 3x + 0.916 7$	$R^2 = 0.936 4$
	树枝	$Y = 0.012 x^2 - 0.210 8x + 1.303 2$	$R^2 = 0.947 5$
	树干	$Y = 0.047 8x^2 - 0.502 6x + 1.716 5$	$R^2 = 0.988 7$
Zn	树叶	$Y = 0.011 4x^2 - 0.158 7x + 0.690 1$	$R^2 = 0.993 5$
	树枝	$Y = -0.007 9x^2 - 0.006 8x + 0.451 5$	$R^2 = 0.982 5$
	树干	$Y = 0.013 2x^2 - 0.188 1x + 0.811 1$	$R^2 = 0.982 4$
Pb	树叶	$Y = 0.013 0x^2 - 0.142 1x + 0.556 9$	$R^2 = 0.986 1$
	树枝	$Y = 0.004 3x^2 - 0.056 5x + 0.453 2$	$R^2 = 0.407 3$
	树干	$Y = 0.013 3x^2 - 0.353 9x + 2.292 7$	$R^2 = 0.990 4$
Cr	树叶	$Y = 0.000 6x^2 - 0.003 2x + 0.166 1$	$R^2 = 0.022 1$
	树枝	$Y = 0.004 3x^2 - 0.036 1x + 0.213 4$	$R^2 = 0.786 0$
	树干	$Y = 0.001 9x^2 - 0.019 2x + 0.231 2$	$R^2 = 0.518 3$
Mn	树叶	$Y = 0.104 3x^2 - 0.927 3x + 2.116 0$	$R^2 = 0.958 8$
	树枝	$Y = 0.055 7x^2 - 0.579 1x + 1.627 9$	$R^2 = 0.988 6$
	树干	$Y = -0.012 6x^2 + 0.015 6x + 0.383 6$	$R^2 = 0.412 7$
Ni	树叶	$Y = 0.009 1x^2 - 0.092 6x + 0.541 5$	$R^2 = 0.714 6$
	树枝	$Y = 0.005 6x^2 - 0.025 4x + 0.158 5$	$R^2 = 0.509 3$
	树干	$Y = 0.012 3x^2 - 0.250 9x + 1.624 1$	$R^2 = 0.913 0$

4 结论与讨论

随着污染梯度的升高, 广玉兰各器官对重金属 Cu、Pb、Ni 的富集能力总体呈下降趋势, 但仍保持一个较高的吸收量($B_{CF} > 0.4$), 且植株生长情况良好, 并未出现病害, 表现出广玉兰在一定范围内对重金属污染的抗性较强。除 Cu 和 Mn 元素外, 树干对各元素的积累量所占比均高于其在地上生物量中的所占比, 且树干在单株广玉兰地上部重金属积累量中所占比最高, 普遍达到 60% 以上, 而树干中 Ni、Pb 元素积累量占比高, 平均可达 84.93%、88.50%。表明广玉兰树干富集效能高, 这是大生物量重金属修复树种的重要特征。

有研究发现, 树叶累积重金属量与大气中颗粒污染物的浓度成正比^[30], 植物叶片是感受外界环境变化最敏感的器官之一, 所以很多研究通过检测叶片上的灰尘量来研究交通污染物的变化, 从而推导出叶片中重金属质量分数与交通污染的相关性^[31]。本研究中叶片内 Zn 和 Pb 元素质量分数受土壤中重金属质量分数变化较小, 其原因可能是叶片中的相应重金属质量分数部分来源于对空气中的颗粒物

吸附。植物通过叶片的蒸腾拉力将重金属由导管输送至叶片^[32], 而蒸腾拉力受到空气温度、光照强度、相对湿度等外界因素的影响, 且叶片不同发育阶段的蒸腾拉力也不同^[33], 由于本研究试验样品采集时间均为 1 月份, 冬季植物蒸腾作用减弱, 所以推测所测叶片内重金属质量分数较其他季节可能会在一定程度上偏低, 叶片富集重金属能力可能也受到这些因素的影响。根据本研究所得结论, 树枝内重金属质量分数要低于树叶和树干, 但也具有一定的重金属富集能力。幼嫩树皮的表皮分布有许多细小皮孔, 能够有效吸收重金属微粒^[34]; 其内部木栓细胞排列紧密, 且充满亲脂性的软木脂, 可滞留空气中与之接触的重金属离子^[35], 且随枝条年龄增加具有累计效应; 而 1 年生枝条可作为监测当地空气污染的绝佳材料。因此, 树枝对重金属的吸收作用应当得到重视。研究发现, 树干中除 Pb 和 Ni 元素外, 其余各重金属元素质量分数与树叶和树枝并不存在显著差异, 树干在乔木各器官中拥有最大的生物量, 且树干生物量在树木总生物量中所占的比例会随树龄的增大而逐渐上升^[36-37], 使树干在 3 个器官中拥有最大的重金属积累量。树干以木质为主, 在采伐过程中, 树干内的重金属几乎不可能再次进入土壤中进行再循环, 因此可以携带走大量的重金属, 能有效避免重金属回归土壤所造成的二次污染^[25], 从而起到净化环境中重金属的作用, 故树干对重金属的修复能力应得到重视。在本次研究中, 广玉兰树干对几种重金属特别是 Pb 和 Ni 元素具有很强的富集能力, 且重金属积累量也在地上部分器官中占有很大比例, 说明树干在广玉兰富集重金属的能力中有着极其重要的作用。

从本研究的广玉兰地上部的重金属富集系数, 可以看出广玉兰对各重金属的吸收能力不同, 且不同器官对同种金属元素的吸收能力也不相同。植物对土壤中重金属吸收效益除了受到生长条件以及生长阶段这些植物本身因素影响外, 还与土壤中 pH 值、黏粒质量分数、水分、有机质质量分数等土壤因素相关^[38-39]。植物吸收重金属还可能会受到路面轮胎磨损、扬尘等影响^[32], 本次研究树干中的 Pb 元素质量分数要高于土壤中质量分数, 可能有部分来源于此。有研究发现, 土壤重金属有效态质量分数对植物吸收重金属有很大的影响, 另外, 土壤中不同重金属元素之间还存在着一定相互作用, 研究发现, 土壤中 Cd、Zn、Pb 复合污染中 Zn 会对植物吸收 Cd 产生拮抗作用^[40], 本研究试验样本中未能检测出重金属 Cd 的存在可能与全部样点都存在一定的 Zn 污染有关, 所以今后的研究可考虑复合污染土壤中

植物所受到不同重金属之间的相互影响。而单一元素污染下植物的抗性表现为在重金属质量分数到达一定水平时对重金属产生的避性^[41]。有研究表明植物体内不同重金属的质量分数与环境中相应重金属质量分数呈正相关^[31]。本次研究中样点土壤数据中各元素平均质量分数由大到小的顺序为 Mn、Cr、Zn、Pb、Cu、Ni。广玉兰体内各重金属元素平均质量分数由大到小的顺序为 Mn、Zn、Pb、Cr、Cu、Ni，两者质量分数大小顺序基本相似。而广玉兰对 Cr 的吸收存在差异，可能表现为其对 Cr 元素产生的避性。从各器官对 Cr 的富集系数变化可看出，各器官富集系数并未随土壤中 Cr 元素质量分数的升高而下降，表现出广玉兰在一定范围内对重金属 Cr 元素的吸收并未达到上限。本次研究发现，随土壤中重金属质量分数升高，广玉兰对 Cu、Zn、Mn 3 种重金属元素的质量分数或是富集系数都在一定程度上高于 Pb、Cr、Ni 3 种元素的，这可能由于前者为植物所需营养元素，故广玉兰对其会有一定程度上的选择性吸收。而广玉兰对 Cu、Pb、Cr、Mn、Ni 5 种重金属的富集能力均呈下降趋势，且现场采样时发现广玉兰植株生长状况良好，这与其生理生态特征对土壤中重金属的抗性有一定关系。

积累了大量重金属的树木，其枯枝落叶的再处理是一个非常棘手的问题，存在污染物及其降解产物重新活化回到土壤的问题，而为了不使重金属二次进入土壤造成污染，应选择叶片重金属质量分数较少、落叶少或是不落叶、树干重金属积累量占比高的乔木进行绿化栽培。根据王广林等^[13]的研究表明，由于木本植物的生物量要远大于草本植物，则认为木本植物在富集系数 > 0.4 时为较强的土壤重金属修复能力；富集系数小于 0.1 时为低修复能力。经估算，广玉兰各器官对 Cu、Zn、Pb、Mn、Ni 的富集系数在一定土壤重金属梯度范围内都达到了 0.4，且永康市道路两旁胸径为 18 cm 的广玉兰体内不同元素积累量由大到小的顺序为 Mn (4 776 mg)、Zn (2 308 mg)、Pb (1 421 mg)、Cr (1 416 mg)、Cu (1 068 mg)、Ni (908 mg)，其中树干对 Cu、Zn、Pb、Cr、Ni 5 种重金属元素的积累量显著高于树枝和树叶，分别在地上部分积累总量中占 60.59%、66.12%、88.50%、67.53%、84.93%。通过计算广玉兰在单位面积以及单位空间的重金属富集量，可为今后研究乔木树种种植密度以及区域植物重金属积累总量估算提供一定参考，使树木吸滞重金属的能力得到充分利用，且缩短了重金属污染治理周期，从而使城市绿化生态效益达到最大。综合考虑广玉兰体内重金属质量分数、富集系数以及积累量，建议可将广玉兰作为 Cu、Ni、

Pb 污染土壤修复的备选树种，可用于轻度及中度重金属污染土壤的修复，在其提供生态价值的同时，还能将重金属修复后的广玉兰树干加以利用，以充分发挥其经济价值。

参 考 文 献

- [1] 范拴喜.土壤重金属污染与控制[M].北京:中国环境科学出版社,2011.
- [2] 张富运,陈永华,吴晓笑,等.8种木本植物对矿渣中重金属的吸收与富集研究[J].环境科学与管理,2014,39(3):168-170.
- [3] 范世奇.四种灌木对重金属富集特征的研究[J].山东林业科技,2016,46(2):57-58.
- [4] CHEHREGANI A, NOORI M, YAZDI H L. Phytoremediation of heavy-metal-polluted soils: screening for new accumulator plants in Angouranmine (Iran) and evaluation of removalability [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2009, 72(5): 1349-1353.
- [5] 骆永明.金属污染土壤的植物修复[J].土壤,1999,31(5):261-265,280.
- [6] 王志香.重金属胁迫对三种木本植物影响的研究[D].北京:中国林业科学研究院,2007.
- [7] 陈立新,赵淑苹,段文标.哈尔滨市不同绿地功能区土壤重金属污染及评价[J].林业科学,2007,43(增刊1):65-71.
- [8] 卢德亮,乔璐,陈立新.哈尔滨市绿地土壤重金属污染特征及植物富集研究[J].林业科学,2012,48(8):16-24.
- [9] TOMAŠEVIĆ M, RAJŠIĆ S, ĐORĐEVIĆ D, et al. Heavy metals accumulation in tree leaves from urban areas [J]. Environmental Chemistry Letters, 2004, 2(3): 151-154.
- [10] Tayel E H, Hamzeh A O, Anwar J, et al. Cypress tree (*Cupressus semervirens* L.) bark as an indicator for heavy metal pollution in the atmosphere of amman city, Jordan [J]. Environment International, 2002, 28(6): 513-519.
- [11] 王荣芬,邱尔发,唐丽清.行道树毛白杨树干中重金属元素分布[J].生态学报,2014,34(15):4212-4222.
- [12] 刘维涛,张银龙,陈喆敏,等.矿区绿化树木对铜和锌的吸收与分布[J].应用生态学报,2008,19(4):725-756.
- [13] 王广林,张金池,庄家尧,等.31种园林植物对重金属的富集研究[J].皖西学院学报,2011,27(5):83-87.
- [14] 张芳芳,赵立伟,苏亚勋,等.城市土壤重金属污染的大生物量植物修复技术研究进展[J].天津农业科学,2014,20(3):47-51.
- [15] 杜广钊,白冰,李慧,等.广玉兰叶精油化学成分的 GC-MS 分析[J].湖北农业科学,2010,49(7):1707-1711.
- [16] 刘艳萍,钱世江,田丽等.广玉兰木材构造及其物理力学性质[J].东北林业大学学报,2015,43(8):71-74.
- [17] 王玲.12种常用乔木对大气污染物的吸收进化效益及抗性生理研究[D].重庆:西南大学,2015.
- [18] 钱力.永康市城市表层土壤重金属污染现状及来源分析[D].杭州:浙江农林大学,2015.
- [19] 刘玲,方炎明,王顺昌,等.7种树木的叶片微形态与空气悬浮颗粒吸附及重金属累积特征[J].环境科学,2013,34(6):2361-2367.
- [20] 夏日红,王钰.广玉兰的生长与立地条件中的关系研究[J].安徽农业科学,2008,36(35):15417-15418.
- [21] Hossner L R. Dissolution for total elemental analysis [R]. Madison: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 1996.
- [22] 杨宝玲,郑阿宝,阮宏华.沪宁高速公路两侧植物重金属含量与分布特征分析[J].安徽农业科学,2015,43(9):158-160.
- [23] 唐丽清,邱尔发,韩玉丽,等.不同径级国槐行道树重金属富集效能比较[J].生态学报,2015,35(16):5353-5363.
- [24] 鄯光发,彭镇华,王成.基于“绿化空间辐射占有量”城市绿化空间评价指标探讨[J].中国城市林业,2007,5(1):13-15.
- [25] 方晰,田大伦,陈骏超,等.重金属元素在樟树人工林中的累积与迁移[J].安全与环境学报,2006,6(1):64-68.
- [26] 马鑫,彭祚登.刺槐萌生林生物量预测模型的研究[J].西北林学院学报,2014,29(4):151-154.
- [27] 王哲.黄浦江中上游广玉兰人工林生态系统碳储量特点[J].林业世界,2014(3):34-41.
- [28] 范允慧,王艳青.浙江省四大平原区土壤元素背景值特征[J].

- 物探与化探, 2009, 33(2): 132-134.
- [29] 唐丽清. 北京城区道路绿地不同绿化模式植物重金属富集效能研究[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2014.
- [30] 王爱霞, 张敏, 方炎明, 等. 行道树对重金属污染的响应及其功能型分组[J]. 北京林业大学学报, 2010, 32(2): 177-183.
- [31] 任乃林, 陈炜彬, 黄俊生, 等. 用植物叶片中重金属元素含量指示大气污染的研究[J]. 广东微量元素科学, 2004, 11(10): 41-45.
- [32] 戴斯迪, 马克明, 宝乐. 北京城区行道树国槐叶面尘分布及重金属污染特征[J]. 生态学报, 2012, 32(16): 5095-5102.
- [33] 王文卿, 郑文教, 林鹏. 九龙江口红树植物叶片重金属元素含量及动态[J]. 台湾海峡, 1997, 16(2): 233-238.
- [34] 李少宁, 孔令伟, 鲁绍伟, 等. 北京常见绿化树种叶片富集重金属能力研究[J]. 环境科学, 2014, 35(5): 1891-1900.
- [35] 王爱霞, 方炎明. 二球悬铃木不同器官对空气中 Cu、Ni、Pb 和 Zn 的累积作用[J]. 植物资源与环境学报, 2015, 24(2): 67-72.
- [36] 周群英, 陈少雄, 韩斐扬, 等. 不同林龄尾细桉人工林的生物量和能量分配[J]. 应用生态学报, 2010, 21(1): 16-22.
- [37] 项文化, 田大伦. 不同年龄阶段马尾松人工林养分循环的研究[J]. 植物生态学报, 2002, 26(1): 89-95.
- [38] 智颖飙, 王再岚, 王中生, 等. 公路绿化植物油松(*Pinus tabulaeformis*) 和小叶杨(*Populus simonii*) 对重金属元素的吸收与积累[J]. 生态学报, 2007, 27(5): 1863-1872.
- [39] 余国营, 吴燕玉, 王新. 杨树落叶前后重金属元素内外迁移循环规律研究[J]. 应用生态学报, 1996, 7(2): 201-206.
- [40] 李博文, 杨志新, 谢建治. 土壤 Cd、Zn、Pb 复合污染对植物吸收重金属的影响[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(5): 908-911.
- [41] 董艺婷, 崔岩山, 王庆仁. 单一与复合污染条件下两种敏感性植物对 Cd、Zn、Pb 的吸收效应[J]. 生态学报, 2003, 23(5): 1018-1024.

(上接 30 页)

参 考 文 献

- [1] 张翼, 姜卫兵, 翁忙玲, 等. 论玉兰属树种及其在园林绿化上的应用[J]. 中国农学通报, 2009, 25(11): 128-132.
- [2] 郭乐, 康永祥, 邢振杰, 等. 望春玉兰种质资源遗传多样性 ISSR 分析[J]. 植物研究, 2014, 34(4): 465-473.
- [3] 王景祥. 浙江植物志[M]. 杭州: 浙江科学技术出版社, 1992: 333-334.
- [4] 申作连, 王文和, 张秦英, 等. 保护地桃花芽分化观察[J]. 中国农学通报, 2006, 22(1): 226-228.
- [5] YAMASAKI S, FUJII N, TAKAHASHI H. Characterization of ethylene effects on sex determination in cucumber plants[J]. Sexual Plant Reproduction, 2003, 16(3): 103-111.
- [6] 樊汝汶, 尹增芳, 尤录祥. 中国鹅掌楸花芽分化的细胞形态学观察[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 1990, 14(2): 26-33.
- [7] XU F, RUDALL P J. Comparative floral anatomy and ontogeny in Magnoliaceae[J]. Plant Systematics & Evolution, 2006, 258(1/2): 1-15.
- [8] XU Y C, ZHOU L H, HU S Q, et al. The differentiation and development of pistils of hermaphrodites and pistillodes of males in androdioecious *Osmanthus fragrans* L. and implications for the evolution to androdioecy[J]. Plant Systematics & Evolution, 2014, 300(5): 843-849.
- [9] 彭芳, 田敏, 王彩霞, 等. 文心兰花芽分化的形态解剖特征及营养物质的动态变化[J]. 浙江农林大学学报, 2012, 29(1): 7-11.
- [10] 罗羽消, 解卫华, 马凯. 无花果果芽分化与营养物质含量的关系[J]. 江西农业大学学报, 2008, 30(1): 40-43.
- [11] 李建安, 孙颖, 郝爱玲, 等. 油桐花芽分化期营养与激素生理变化研究[J]. 中南林业科技大学学报, 2011, 31(3): 34-37.
- [12] 庞夫花, 赵密珍, 王钰, 等. ‘宁玉’草莓花芽分化及其生化物质的变化[J]. 果树学报, 2014, 31(6): 1117-1122.
- [13] 陈丽园, 桑子阳, 陈发菊, 等. 红花玉兰大小孢子发生及雌雄配子体发育的研究[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2016, 44(9): 181-185.
- [14] 武祖发, 胡建军, 斯华文, 等. 玉兰花芽分化观察[J]. 中国中药杂志, 1991, 16(2): 79-81.
- [15] 王珂, 李靖, 王力荣, 等. 桃及其近缘种花芽分化特性的比较[J]. 果树学报, 2006, 23(6): 809-813.
- [16] 曲波, 张微, 陈旭辉, 等. 植物花芽分化研究进展[J]. 中国农学通报, 2010, 26(24): 109-114.
- [17] 牛辉陵, 张洪武, 边媛, 等. 枣花分化发育过程及其内源激素动态研究[J]. 园艺学报, 2015, 42(4): 655-664.
- [18] 刘立强, 秦伟, 廖康, 等. 若干新疆杏品种花芽形态分化研究[J]. 新疆农业科学, 2007, 44(5): 557-560.
- [19] 王超, 周龙, 彭妮, 等. 天山櫻桃花芽形态分化研究[J]. 西北农业学报, 2015, 24(5): 97-101.
- [20] 艾云蕊, 刘爱青, 吴婷, 等. 芍药台阁品种和托桂品种花芽分化过程[J]. 东北林业大学学报, 2016, 44(7): 51-53.
- [21] 廖文芳, 夏念和. 两种木莲属植物的花器官发生与发育[J]. 亚热带植物科学, 2008(2): 7-10.
- [22] 付琳, 曾庆文, 徐凤霞, 等. 观光木的花器官发生[J]. 热带亚热带植物学报, 2007(1): 30-34.