

# 行道树国槐不同形态重金属富集效能研究

赵 策, 邱尔发\*, 马俊丽, 黄帅帅

(中国林业科学研究院林业研究所, 国家林业和草原局林木培育重点实验室, 国家林业和草原局城市森林研究中心, 北京 100091)

**摘要:** [目的] 揭示不同形态重金属在行道树国槐各器官的富集特征。 [方法] 采用改进 BCR 连续提取法对北京市蓝靛厂北路旁的土壤和国槐的叶片、树枝、树皮、树干与树根中 Cr、Ni、Mn、Cu、Zn、Cd 和 Pb 等 7 种重金属元素进行提取, 并用 ICP-MS 测定各形态重金属浓度。 [结果] 结果表明: 树皮中 7 种重金属元素浓度最高, 重金属元素在树根向树干、树干向树枝和树枝向树叶的迁移均以酸溶态为主。树皮和树干为重金属元素的主要贮存器官; 重金属元素在叶片中以相对活跃的酸溶态存在。国槐对不同形态重金属的富集效能大小依次为: 可氧化态 > 可还原态 > 酸溶态 > 残渣态; 国槐对 7 种重金属的平面富集效能和空间富集效能分别达到  $372.90 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$  和  $45.48 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 。 [结论] 国槐各器官的重金属浓度存在显著差异; 重金属元素在国槐体内的运输以酸溶态为主; 重金属元素以相对稳定形态贮存在树皮和树干; 国槐对可氧化态重金属的有效净化效率高于其他形态。

**关键词:** 国槐; 行道树; 重金属形态; 富集效能

**中图分类号:** S718.3

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1001-1498(2019)03-0142-10

随着我国城市化进程的加快, 受诸多因素影响, 城市土壤受到不同程度的污染<sup>[1-3]</sup>, 同时城市重金属污染表现出道路和工业区污染程度较高<sup>[4-6]</sup>, 城市核心区相较于城市新区污染程度高的特点<sup>[7]</sup>。由于土壤重金属很难被生物降解, 城市土壤的重金属污染已经成为威胁人类生产和生活的重大问题<sup>[8-9]</sup>。土壤重金属污染的主要修复手段包括吸附固定法、淋滤法、客土法、络合浸提法、生物还原法等物理和化学方法, 但具有投资高、破坏性大、操作复杂等局限性<sup>[10]</sup>。植物修复技术是由 Chaney 等人提出, 一般采用某些超积累植物对土壤重金属污染进行修复<sup>[11]</sup>, 具有可操作性强、高效经济、技术简单、适应性广等特点<sup>[12]</sup>; 但用于植物修复的超富集植物通常生物量较小、修复深度较浅、修复周期长等缺点, 并且修复植物的处理容易带来二次污染等问题<sup>[13]</sup>。木本植物因具有根系发达、生长速度快、生物量大等特征, 同时具有生态安全、投资低和可持续等优点而成为修复环境污染的理想材料<sup>[14-15]</sup>。Langholtz 等人首创树木修复概念<sup>[16]</sup>, 目前关于树木修复的相关研究集中在杨柳科、豆科木本植物<sup>[14]</sup>,

研究内容主要集中在树木对某种元素的富集能力<sup>[17-18]</sup>, 不同树种间以及器官间的重金属富集能力的差异<sup>[19-20]</sup>。重金属的生物毒性以及迁移转化能力均受到其在植物体内的形态影响<sup>[13]</sup>。但目前鲜有涉及重金属在树木体内富集形态的相关研究。连续提取法是植物体内重金属形态分析的常用方法, 关于植物体内的重金属形态的分析研究设计草本植物有小麦、水稻、油麦菜和芹菜等, 木本植物有旱柳、茶树等, 结果普遍集中在植物体内的重金属形态分布, 但因提取剂选择的不同, 提取的重金属形态存在差异<sup>[21-24]</sup>, 关于植物体内重金属形态和土壤中重金属形态的相互关系鲜有涉及。研究树木体内重金属形态特征, 可以揭示重金属在树木体内的形态分布、迁移转化等规律, 从重金属形态角度分析并分析树木对土壤重金属的富集能力, 可以为提高树木对环境重金属污染的净化能力提供科学依据。

## 1 试验材料与研究方法

### 1.1 样地概况

北京市位于华北平原北部, 位于东经  $115^{\circ}24'$ ~

收稿日期: 2018-01-24 修回日期: 2018-03-19

基金项目: 国家科技支撑计划-环境友好型城镇景观林构建技术与示范(2015BAD07B06)

\* 通讯作者: 邱尔发, 主要从事城市林业研究, E-mail: efcqiu@163.com

117°30', 北纬 39°28'~41°05'。三面环山, 东南部面向华北平原。全市辖区总面积 16 410.54 km<sup>2</sup>, 其中山地占 2/3、平原占 1/3。山地海拔大部分在 300~1 500 m, 平原海拔大部分在 260 m。北京市属于暖温带半湿润大陆性季风气候, 四季分明。春季增温快, 夏季炎热多雨, 秋季天高气爽, 冬季寒冷干燥。年平均气温为 11.5℃, 年均降水量为 543.7 mm<sup>[25]</sup>。试验样地位于北京市海淀区西部蓝靛厂北路, 西北四环南侧, 为北京重要供水线路京密引水渠(昆玉河)沿岸道路, 向北连接西北四环, 向南经远大路连接北三环。

采样点设置在昆玉河东岸和蓝靛厂北路之间的道路防护林。林带主要树种为国槐(*Sophora japonica* Linn.)、金银木(*Lonicera maackii* (Rupr.) Maxim.)、麦冬(*Ophiopogon japonicus* (L. f.) Ker-Gawl.)等; 大乔木仅有国槐一种, 为单行栽种, 平均株距 5.2 m、平均胸径 32.3 cm、平均树高 7.9 m、平均冠幅 10.6 m×7.2 m。林木日常养护管理工作包括定期的浇水、施肥、除草等措施, 根据生长情况进行适当修剪, 目前林带基本保持健康良好的生长状态。

### 1.2 样品采集及处理

试验样品于 2016 年 10 月上旬落叶前生长稳定期采集, 在样地内选择长势良好、无明显病虫害的 3 株国槐(与林分平均胸径和平均树高误差不超过 5%)作为平均木, 用高枝剪分别在东西南北 4 个方向采集 1 个标准枝, 取下标准枝所有叶片均匀混合后称取等量叶片后均匀混合, 树枝样品烘干于研末后等量混合; 在树木东西南北 4 个方向采集树根(0.5~1 cm)等量混合; 在胸径处分别在东西南北 4 个方向用直径 5 mm 的生长锥钻取树芯, 钻取长度超过髓心, 并去掉超出部分后混合; 用大号美工刀采取同高度四个方位的树皮混合样。在昆玉河沿岸选择 3 块样地, 分别采样后均匀混合。样品带回实验室用蒸馏水清洗干净并擦干水分。80℃烘干样品至恒质量后, 将样品混合后粉碎并过 60 目筛, 干燥保存。采用五点取样法分别采集样地 0~20, 20~40, 40~60, 60~80 cm 土层深度的土壤, 相同土层样品等量混合后常温下阴干, 过 170 目筛。

### 1.3 样品分析

采用欧共体标准物质局提出并经 Rauret 等改进的 BCR 连续提取法<sup>[26]</sup>对土壤及植物样品中 Cr、Ni、Mn、Cu、Zn、Cd 和 Pb 7 种重金属的形态进行分级提

取。按加入提取剂种类及提取顺序的不同, 样品中所含重金属被分为 4 种形态, 即可交换及碳酸盐结合态(酸溶态 B1)、Fe/Mn 氧化物结合态(可还原态 B2)、有机物及硫化物结合态(可氧化态 B3)、残渣态(B4)。土壤残渣态采用 HCl-HNO<sub>3</sub>-HF-HClO<sub>4</sub>湿法消解法, 植物残渣态采用 HCl-HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>湿法消解法。提取液或消解后的溶液定容后均采用美国 Agilent 公司生产的电感耦合等离子体质谱仪 Agilent 7700 型号(ICP-MS)测定。

### 1.4 主要分析指标及计算方法

1.4.1 植物生物量及重金属贮量估算方法 全株挖掘法为直接计算树木生物量的方法, 但受制于样地客观条件无法采用该精确方法, 并且现在尚没有适用于国槐各器官的生物量估算方程, 根据王迪生等人<sup>[27]</sup>的研究, 参考同属或同科树木的生物量模型进行估算。采用贾汉森等人<sup>[28]</sup>总结的刺槐各器官生物量的相对生长方程(表 1)进行计算。

表 1 刺槐各器官生物量(W)与胸径(D)、树高(H)的异速生长方程

Table 1 Organ biomass (W) allometric equations of diameter at breast height (D) and height (H) of *Robinia pseudoacacia*

器官 Organ	生长方程 Allometric equation	R <sup>2</sup>
树干 Stem	$\lg W = -1.071 + 0.759 \lg(D^2 H)$	0.990
树皮 Bark	$\lg W = -2.932 + 1.187 \lg(D^2 H)$	0.989
树枝 Branch	$\lg W = -1.361 + 0.683 \lg(D^2 H)$	0.883
树叶 Leaf	$\lg W = -0.672 + 0.276 \lg(D^2 H)$	0.854
树根 Root	$\lg W = -1.109 + 0.698 \lg(D^2 H)$	0.963

注: W-生物量(kg), D-胸径(cm), H-树高(m)

1.4.2 重金属富集系数和器官间转运系数 (1) 重金属富集系数 = 树木体内某元素浓度/土壤中该元素浓度, 富集系数越大, 说明树木对重金属的吸收能力越强<sup>[20, 29]</sup>。

(2) 重金属器官间转运系数( $IF_{B-A}$ ) = A 器官重金属元素浓度/B 器官重金属元素浓度<sup>[30]</sup>。

### 1.4.3 单位面积和单位空间重金属富集量计算

#### (1) 单位面积重金属富集量

单位面积重金属富集量 = 单株乔木重金属总贮量/单株绿化覆盖面积<sup>[21]</sup>。

#### (2) 单位立体空间重金属富集量

单位立体空间重金属富集量 = 单株乔木重金属总贮量/单株绿化空间辐射占有量。

单株绿化空间辐射占有量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, 其计算方法参考郟光发的研究<sup>[31]</sup>, 计算公式为:  $V = \pi R^2 H$  (式

中  $V$  为单株绿化空间辐射占有量,单位:  $\text{m}^3$ ;  $R$  和  $H$  分别为树冠半径和树高,单位:  $\text{m}$ 。

1.4.4 隶属函数法 采用隶属函数法对国槐对不同形态重金属富集效能进行评价,隶属函数值  $X_{ui} = (X_i - X_{\min}) / (X_{\max} - X_i)$ , 其中  $X_{ui}$  为指标隶属函数值,  $X_{\max}$  为指标极大值,  $X_{\min}$  为指标最小值,  $X_i$  为各项指标的实测值<sup>[32]</sup>。

表 2 土壤中重金属浓度

Table 2 Concentration of heavy metals in different forms in the soil

形态 Forms	重金属元素浓度 Concentration of heavy metals/( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )							总量 Total/( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	
酸溶态 B1	0.226 ± 0.092	104.603 ± 15.741	0.338 ± 0.157	3.544 ± 4.294	51.429 ± 16.988	0.234 ± 0.134	0.089 ± 0.050	0.226 ± 0.092
可还原态 B2	1.366 ± 0.327	179.911 ± 94.258	1.245 ± 0.225	10.283 ± 4.907	27.591 ± 2.964	0.016 ± 0.01	0.006 ± 0.001	1.366 ± 0.327
可氧化态 B3	4.101 ± 0.825	31.489 ± 8.820	4.707 ± 0.497	1.401 ± 0.412	6.935 ± 6.211	1.131 ± 0.492	0.033 ± 0.039	4.101 ± 0.825
残渣态 B4	23.069 ± 4.537	121.756 ± 26.180	8.761 ± 1.946	10.434 ± 1.868	25.035 ± 2.851	7.321 ± 1.024	0.034 ± 0.028	23.069 ± 4.537
总量 Total	28.762 ± 5.218	437.759 ± 109.610	15.05 ± 2.298	25.661 ± 9.077	110.991 ± 21.477	8.702 ± 0.588	0.161 ± 0.049	28.762 ± 5.218

## 2 结果分析

### 2.1 国槐各器官中重金属富集浓度及转运系数

2.1.1 各器官中不同重金属富集浓度比较 从不同器官重金属浓度看:树皮对 7 种元素的富集浓度均为各器官中最高,树根对 Cr、Mn、Cu、Pb 4 种元素富集浓度较高,叶片对 Ni、Zn 元素富集浓度较高,树枝对 Cr 元素富集浓度较高,树干对 Mn、Ni、Cu、Pb 4 种元素富集浓度均为各器官中最低,Cr 和 Zn 元素分别在叶片和树根中的富集浓度最低。方差分析结果表明,Cd 元素在除树皮外,其他器官内的富集浓度间没有明显差异。其它重金属总富集浓度在不同器官间均存在显著差异(表 3)。

从重金属富集形态看,酸溶态 Ni 和 Zn、可氧化态 Mn 和残渣态 Zn 的在叶片中富集浓度最高,可还原态 Cr、酸溶态 Cu、可氧化态 Zn 和残渣态 Cd 在树枝中富集浓度最高,残渣态 Pb 在树根中富集浓度较高,各元素的其他形态均在树皮中富集浓度最高。方差分析结果表明,Mn、Ni、Cu、Zn、Pb 5 种元素酸溶态在各器官中的富集浓度均存在显著差异。各器官对相同元素不同形态间的富集量存在差异,树干和树根中 Cd 元素各富集形态间差异显著。各器官中不同元素的主要富集形态不同。叶片中 Cr 和 Cd 元素富集以可氧化态为主,Mn、Cu、Pb 元素富集以可还原态为主,Ni、Zn 富集以酸溶态为主;树枝和树干中除 Cu 外各元素的主要富集形态相同,Zn 和 Pb 元素富集以可氧化态为主,Cr

### 1.5 数据处理

采用 IBM SPSS23.0 软件和 Microsoft Office Excel 2016 进行数据整理、分析和图表制作。

### 1.6 样地土壤重金属浓度

通过对样地不同深度(0 ~ 20, 20 ~ 40, 40 ~ 60, 60 ~ 80 cm)土壤样品进行分析测定,得出样地土壤中重金属的平均浓度(表 2)。

和 Cd 元素富集以可还原态为主,Ni 和 Mn 元素富集以酸溶态为主;树皮中 Ni、Cu、Pb 元素富集以可氧化态为主,Zn、Cd 元素富集以可还原态为主,Cr 和 Mn 元素富集分别以残渣态和酸溶态为主;树根中 Cr、Zn 和 Cd 元素富集以可还原态为主,Ni 和 Pb 元素富集以残渣态为主,Mn 和 Cu 元素富集分别以酸溶态和可氧化态为主。

各元素在不同器官中的总富集浓度呈现出明显的规律,即树干和树枝各元素浓度表现出  $\text{Zn} > \text{Cr} > \text{Mn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Cd}$ ,树皮和树根中表现出  $\text{Zn} > \text{Mn} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cd}$ ,而叶片中表现出  $\text{Zn} > \text{Mn} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Cd}$ 。

2.1.2 器官中不同形态重金属转运系数 从元素总量看,各重金属元素从树干到树皮的迁移转运能力远高于其他器官之间,其次是由树干向树枝转移。从数据看,树根到树干的迁移能力最弱。从各器官中重金属的存在形态看,不同器官间重金属转移的主要形态不同,不同元素在器官间的迁移形态也有差异。Cr、Ni、Pb 以酸溶态由根部向树干迁移,Cu 和 Cd 以可还原态由根部向树干迁移,Cu 和 Zn 以可氧化态由根部向树干迁移;Cu、Zn 以酸溶态由树干向树枝迁移,Cr、Mn、Ni、Pb 和 Cd 以可还原态由树干向树枝迁移;Mn、Ni、Zn、Pb、Cd 以可还原态由树干向树皮迁移,Cr、Cu 以可氧化态由树干向树皮迁移;Cr、Ni、Zn、Pb 以酸溶态由树枝向叶片迁移,Cd 以可还原态由树枝向叶片迁移,Mn 和 Cu 以可氧化态由树枝向叶片迁移。

表3 不同器官中不同富集形态的重金属浓度

Table 3 Concentration of heavy metals in different forms in different organs

mg · kg<sup>-1</sup>

元素 Element	形态 Forms	器官 Organ				
		叶 Leaf	枝 Branch	皮 Bark	干 Stem	根 Root
Cr	酸溶态 B1	0.099 ± 0.003Dc	0.133 ± 0.004Db	0.303 ± 0.001Da	0.084 ± 0.003Dd	0.081 ± 0.001Cd
	可还原态 B2	1.150 ± 0.022Ae	11.091 ± 0.151Aa	6.609 ± 0.069Cc	3.301 ± 0.005Ad	8.672 ± 2.420Ab
	可氧化态 B3	1.043 ± 0.031Be	2.320 ± 0.033Cc	8.132 ± 0.133Ba	1.636 ± 0.018Cd	4.933 ± 0.046Bb
	残渣态 B4	0.963 ± 0.027Ce	3.553 ± 0.030Bc	9.551 ± 0.078Aa	2.608 ± 0.037Bd	4.322 ± 0.044Bb
	总量	3.254 ± 0.083d	17.097 ± 0.218b	24.595 ± 0.281a	7.629 ± 0.063c	18.009 ± 2.511b
Mn	酸溶态 B1	5.991 ± 0.061Bd	7.698 ± 0.140Ac	26.080 ± 0.408Aa	1.601 ± 0.043Ae	16.126 ± 0.291Ab
	可还原态 B2	6.253 ± 0.126Bc	4.761 ± 0.039Bd	21.027 ± 0.170Ba	0.662 ± 0.003Be	11.036 ± 0.771Bb
	可氧化态 B3	17.618 ± 0.586Aa	0.854 ± 0.013Cd	6.700 ± 0.145Cb	0.492 ± 0.005Cd	3.900 ± 0.047Cc
	残渣态 B4	1.592 ± 0.033Cc	0.656 ± 0.034Bd	6.499 ± 0.009Ca	0.293 ± 0.028De	2.874 ± 0.034Db
	总量	31.453 ± 0.807c	13.970 ± 0.225d	60.306 ± 0.732a	3.048 ± 0.079e	33.936 ± 1.143b
Ni	酸溶态 B1	1.884 ± 0.024Aa	0.992 ± 0.025Ab	0.760 ± 0.009Cd	0.902 ± 0.010Ac	0.269 ± 0.014Ce
	可还原态 B2	0.099 ± 0.007Dc	0.265 ± 0.002Db	0.740 ± 0.005Ca	0.050 ± 0.013Dd	0.279 ± 0.055Cb
	可氧化态 B3	1.344 ± 0.056Bb	0.883 ± 0.010Cc	1.900 ± 0.027Aa	0.711 ± 0.005Bd	0.725 ± 0.009Bd
	残渣态 B4	1.080 ± 0.011Cb	0.946 ± 0.027Bc	1.175 ± 0.025Ba	0.238 ± 0.008Ce	0.830 ± 0.016Ad
	总量	4.408 ± 0.098b	3.087 ± 0.063c	4.574 ± 0.066a	1.900 ± 0.036e	2.102 ± 0.094d
Cu	酸溶态 B1	2.046 ± 0.035Cc	2.373 ± 0.026Ca	0.848 ± 0.014Cd	0.758 ± 0.015Be	2.232 ± 0.030Cb
	可还原态 B2	3.182 ± 0.034Bb	3.050 ± 0.065De	7.362 ± 0.061Ba	0.991 ± 0.001Ae	2.625 ± 0.110Bd
	可氧化态 B3	4.275 ± 0.152Ac	1.516 ± 0.013Bd	14.709 ± 0.146Aa	0.566 ± 0.003Ce	7.198 ± 0.121Ab
	残渣态 B4	0.730 ± 0.039Dc	0.824 ± 0.013Ab	0.938 ± 0.013Ca	0.025 ± 0.003De	0.592 ± 0.012Dd
	总量	10.233 ± 0.261c	7.764 ± 0.118d	23.857 ± 0.235a	2.339 ± 0.0220e	12.647 ± 0.273b
Zn	酸溶态 B1	36.541 ± 0.321Aa	13.383 ± 0.308Bc	20.417 ± 0.229Cb	4.218 ± 0.074Cd	2.149 ± 0.109Ce
	可还原态 B2	16.456 ± 0.174Cb	9.087 ± 0.146Ce	49.161 ± 0.441Aa	9.925 ± 0.040Bd	11.275 ± 0.127Ac
	可氧化态 B3	1.145 ± 0.115De	23.888 ± 0.083Aa	22.791 ± 0.357Bb	19.448 ± 0.071Ac	3.899 ± 0.292Bd
	残渣态 B4	22.256 ± 0.204Ba	5.657 ± 0.082Db	5.360 ± 0.057Dc	3.688 ± 0.037De	4.226 ± 0.113Bd
	总量	76.397 ± 0.814b	52.016 ± 0.619c	97.730 ± 1.084a	37.279 ± 0.223d	21.549 ± 0.640e
Pb	酸溶态 B1	0.238 ± 0.001Cb	0.102 ± 0.004Cc	0.272 ± 0.001Ca	0.053 ± 0.003Cd	0.019 ± 0.001Ce
	可还原态 B2	0.015 ± 0.001Dc	0.017 ± 0.002Dc	0.209 ± 0.005Ca	0.001 ± 0.001Dc	0.098 ± 0.028Cb
	可氧化态 B3	1.749 ± 0.095Ab	0.999 ± 0.021Ac	14.114 ± 0.172Aa	0.395 ± 0.015Ae	0.631 ± 0.010Bd
	残渣态 B4	0.829 ± 0.003Bbc	0.618 ± 0.006Bc	0.951 ± 0.056Bb	0.154 ± 0.010Bd	3.691 ± 0.378Aa
	总量	2.830 ± 0.100c	1.736 ± 0.032d	15.545 ± 0.233a	0.604 ± 0.030e	4.438 ± 0.416b
Cd	酸溶态 B1	0.033 ± 0.002Bb	0.024 ± 0.003Bc	0.113 ± 0.008Ba	0.015 ± 0.001Bd	0.023 ± 0.001Bc
	可还原态 B2	0.429 ± 0.013Ab	0.274 ± 0.026Ab	2.315 ± 0.488Aa	0.116 ± 0.004Ab	0.035 ± 0.002Ab
	可氧化态 B3	0.013 ± 0.001Cb	0.013 ± 0.004Bb	0.027 ± 0.003Ba	0.010 ± 0.001Cbc	0.009 ± 0.001Cc
	残渣态 B4	0.011 ± 0.003Cb	0.015 ± 0.002Ba	0.012 ± 0.001Bab	0.005 ± 0.001Dc	0.006 ± 0.002Dc
	总量	0.486 ± 0.019b	0.327 ± 0.035b	2.468 ± 0.501a	0.147 ± 0.007b	0.073 ± 0.005b

\* 表中数值为均值 ± 标准差;小写字母表示相同重金属元素的同一富集形态在不同器官间达到显著水平( $P < 0.05$ );大写字母表示同一器官中相同重金属元素在不同富集形态间达到显著水平( $P < 0.05$ )

## 2.2 单株国槐不同形态重金属现贮量器官分布格局

2.2.1 单株国槐不同形态重金属现贮量估算 各器官生物量大小顺序为树干 > 树皮 > 树根 > 树枝 > 树叶,各器官的重金属总量的现贮量则表现为树皮 > 树干 > 树根 > 树枝 > 树叶。单株国槐对 Zn 元素富集量最大,超过 10 g;Cr、Mn、Cu、Pb 次之,富集量在 1 086.95 ~ 5 178.42 mg; Ni 和 Pb 元素富集量较低(表 5)。从 7 种重金属总量看,单株国槐体内重金属不同形态贮量顺序为可还原态 B2 > 可氧化态

B3 > 酸溶态 B1 > 残渣态 B4,其中,酸溶态 B1、可还原态 B2、渣态 B4 现贮量均呈现树皮 > 树根 > 树干 > 树枝 > 树叶的趋势;可氧化态 B3 现贮量表现为树皮 > 树根 > 树干 > 树枝 > 树叶。但是具体到某种元素,其富集形态在不同器官中有不同的突出表现:叶片中 Zn 的酸溶态富集量较高,Cu 元素在树皮中酸溶态富集量较低但在树根中富集量则相对较高,可还原态 Pb 在树干中富集量较低,可氧化态则较高,残渣态 Pb 在树根中富集量较高。

表4 不同形态重金属在国槐器官间的转运系数比较

Table 4 Comparison on heavy metal transfer factor in different organs of *Sophora japonica* L.

形态 Forms	器官 Organ	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd
酸溶态 B1	干/根	1.04	0.10	3.35	0.34	1.96	2.79	0.65
	枝/干	1.58	4.81	1.10	3.13	3.17	1.92	1.60
	皮/干	3.61	16.29	0.84	1.12	4.84	5.13	7.53
	叶/枝	0.74	0.78	1.90	0.86	2.73	2.33	1.38
可还原态 B2	干/根	0.38	0.06	0.18	0.38	0.88	0.01	3.31
	枝/干	3.36	7.19	5.30	3.08	0.92	17.00	2.36
	皮/干	2.00	31.76	14.80	7.43	4.95	209.00	19.96
	叶/枝	0.10	1.31	0.37	1.04	1.81	0.88	1.57
可氧化态 B3	干/根	0.33	0.13	0.98	0.08	4.99	0.63	1.11
	枝/干	1.42	1.74	1.24	2.68	1.23	2.53	1.30
	皮/干	4.97	13.62	2.67	25.99	1.17	35.73	2.70
	叶/枝	0.45	20.63	1.52	2.82	0.05	1.75	1.00
残渣态 B4	干/根	0.60	0.10	0.29	0.04	0.87	0.04	0.83
	枝/干	1.36	2.24	3.97	32.96	1.53	4.01	3.00
	皮/干	3.66	22.18	4.94	37.52	1.45	6.18	2.40
	叶/枝	0.27	2.43	1.14	0.89	3.93	1.34	0.73
总量	干/根	0.42	0.09	0.90	0.18	1.73	0.14	2.01
	枝/干	2.24	4.58	1.62	3.32	1.40	2.87	2.22
	皮/干	3.22	19.79	2.41	10.20	2.62	25.74	16.79
	叶/枝	0.19	2.25	1.43	1.32	1.47	1.63	1.49

表5 单株国槐各器官生物量及重金属积累量估算

Table 5 Estimation of biomass and heavy metal accumulation in different organs

形态 Forms	器官 Organ	生物量 Biomass/kg	各种金属元素贮量 Heavy metal accumulation/mg							总量 Total
			Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	
酸溶态 B1	叶 Leaf	2.56	0.25	15.36	4.83	5.24	93.67	0.61	0.08	120.04
	枝 Branch	20.59	2.74	158.50	20.42	48.86	275.55	2.10	0.49	508.67
	皮 Bark	52.04	15.77	1357.18	39.55	44.13	1062.48	14.15	5.88	2539.15
	干 Stem	79.67	6.69	127.54	71.86	60.39	336.03	4.22	1.19	607.92
	根 Root	42.11	3.41	679.07	11.33	93.99	90.50	0.80	0.97	880.07
	总和 Total	196.97	28.86	2337.66	147.99	252.61	1858.23	21.89	8.62	4655.85
可还原态 B2	叶 Leaf	2.56	2.95	16.03	0.25	8.16	42.18	0.04	1.10	70.71
	枝 Branch	20.59	228.36	98.03	5.46	62.80	187.10	0.35	5.64	587.73
	皮 Bark	52.04	343.93	1094.23	38.51	383.11	2558.30	10.88	120.47	4549.42
	干 Stem	79.67	262.97	52.74	3.98	78.95	790.68	0.08	9.24	1198.64
	根 Root	42.11	365.18	464.73	11.75	110.54	474.80	4.13	1.47	1432.60
	总和 Total	196.97	1203.39	1725.75	59.95	643.56	4053.05	15.47	137.93	7839.10
可氧化态 B3	叶 Leaf	2.56	2.67	45.16	3.45	10.96	2.94	4.48	0.03	69.69
	枝 Branch	20.59	47.77	17.58	18.18	31.21	491.85	20.57	0.27	627.43
	皮 Bark	52.04	423.18	348.66	98.87	765.44	1186.02	734.48	1.41	3558.07
	干 Stem	79.67	130.33	39.20	56.64	45.09	1549.33	31.47	0.80	1852.85
	根 Root	42.11	207.73	164.23	30.53	303.11	164.19	26.57	0.38	896.74
	总和 Total	196.97	811.69	614.83	207.67	1155.82	3394.32	817.57	2.88	7004.79
残渣态 B4	叶 Leaf	2.56	2.47	4.08	2.77	1.87	57.05	2.13	0.03	70.39
	枝 Branch	20.59	73.16	13.51	19.48	16.97	116.48	12.72	0.31	252.61
	皮 Bark	52.04	497.03	338.20	61.15	48.81	278.93	49.49	0.62	1274.23
	干 Stem	79.67	207.77	23.34	18.96	1.99	293.81	12.27	0.40	558.53
	根 Root	42.11	182.00	121.03	34.95	24.93	177.96	155.43	0.25	696.55
	总和 Total	196.97	962.42	500.16	137.30	94.57	924.22	232.04	1.61	2852.32
总量 Total	叶 Leaf	2.56	8.34	80.63	11.30	26.23	195.84	7.25	1.25	330.84
	枝 Branch	20.59	352.02	287.64	63.56	159.86	1070.99	35.74	6.73	1976.55
	皮 Bark	52.04	1279.90	3138.27	238.03	1241.50	5085.79	808.95	128.43	11920.86
	干 Stem	79.67	607.77	242.82	151.36	186.34	2969.84	48.12	11.71	4217.95
	根 Root	42.11	758.37	1429.06	88.52	532.57	907.44	186.89	3.07	3905.92
	总和 Total	196.97	3006.40	5178.42	552.77	2146.50	10229.90	1086.95	151.20	22352.13

### 2.2.2 单株国槐不同形态重金属含量器官分布格局

从国槐对不同形态重金属的积累量在各器官中的分配格局(表6)看,重金属4种富集形态在树皮中的分配比例均高于其生物量占比,但可还原态占比最

高,达到58.0%,残渣态占比最低,仅为44.7%,说明树皮中可还原态重金属占优势地位;叶片和树枝中酸溶态占比较高,树干中重金属元素多以可氧化态形式富集,而残渣态在树根中富集比例较高。

表6 单株国槐不同形态重金属含量的器官分布格局

Table 6 The allocation of heavy metal in different forms in different organs of *Sophora japonica* L.

形态 Forms	器官 Organ	生物量比例 Biomass allocation/%	重金属在器官中的分配 Heavy metal allocation/%								总量 Total
			Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd		
酸溶态 B1	叶 Leaf	1.3	0.9	0.7	3.3	2.1	5.0	2.8	1.0	2.6	
	枝 Branch	10.5	9.5	6.8	13.8	19.3	14.8	9.6	5.7	10.9	
	皮 Bark	26.4	54.6	58.1	26.7	17.5	57.2	64.7	68.2	54.5	
	干 Stem	40.4	23.2	5.5	48.6	23.9	18.1	19.3	13.9	13.1	
	根 Root	21.4	11.8	29.0	7.7	37.2	4.9	3.7	11.2	18.9	
可还原态 B2	叶 Leaf	1.3	0.2	0.9	0.4	1.3	1.0	0.2	0.8	0.9	
	枝 Branch	10.5	19.0	5.7	9.1	9.8	4.6	2.3	4.1	7.5	
	皮 Bark	26.4	28.6	63.4	64.2	59.5	63.1	70.3	87.3	58.0	
	干 Stem	40.4	21.9	3.1	6.6	12.3	19.5	0.5	6.7	15.3	
	根 Root	21.4	30.3	26.9	19.6	17.2	11.7	26.7	1.1	18.3	
可氧化态 B3	叶 Leaf	1.3	0.3	7.3	1.7	0.9	0.1	0.5	1.2	1.0	
	枝 Branch	10.5	5.9	2.9	8.8	2.7	14.5	2.5	9.3	9.0	
	皮 Bark	26.4	52.1	56.7	47.6	66.2	34.9	89.8	48.8	50.8	
	干 Stem	40.4	16.1	6.4	27.3	3.9	45.6	3.8	27.6	26.5	
	根 Root	21.4	25.6	26.7	14.7	26.2	4.8	3.3	13.2	12.8	
残渣态 B4	叶 Leaf	1.3	0.3	0.8	2.0	2.0	6.2	0.9	1.7	2.5	
	枝 Branch	10.5	7.6	2.7	14.2	17.9	12.6	5.5	19.2	8.9	
	皮 Bark	26.4	51.6	67.6	44.5	51.6	30.2	21.3	38.7	44.7	
	干 Stem	40.4	21.6	4.7	13.8	2.1	31.8	5.3	24.7	19.6	
	根 Root	21.4	18.9	24.2	25.5	26.4	19.3	67.0	15.7	24.4	
总量 Total	叶 Leaf	1.3	0.3	1.6	2.0	1.2	1.9	0.7	0.8	1.5	
	枝 Branch	10.5	11.7	5.6	11.5	7.4	10.5	3.3	4.5	8.8	
	皮 Bark	26.4	42.6	60.6	43.1	57.8	49.7	74.4	84.9	53.3	
	干 Stem	40.4	20.2	4.7	27.4	8.7	29.0	4.4	7.7	18.9	
	根 Root	21.4	25.2	27.6	16.0	24.8	8.9	17.2	2.0	17.5	

### 2.3 不同形态重金属富集系数

植物体内重金属浓度受其生长环境影响,土壤中的重金属元素在植物根系的吸收作用下富集到各组织和器官中。通常可通过富集系数来衡量树木对重金属元素富集程度的高低或强弱,富集系数越大,说明树木对重金属的吸收能力越强,富集系数 $>1$ ,则达到了超富集植物的标准<sup>[33]</sup>。

从器官水平看,树皮对7种重金属元素总量的富集系数最高,但未达到超富集水平;树干富集系数最低,树根和枝的富集能力接近。从各元素总浓度分析,树皮对7种元素的富集能力均高于其他器官,树根对Cr、Mn、Cu、Pb的富集能力较强,叶片对Ni、Zn、Cd的富集能力较强。从各形态重金属浓度看,各器官对Cr元素可还原态的富集能力高于其他形态;除叶片外,其他器官对酸溶态Mn、Ni,可氧化态Cu和Zn元素和可还原态Cd元素的富集能力较强;

树枝、树皮和树根对Pb元素可还原态富集能力最强,叶片和树干对Pb元素可氧化态富集能力最强。

### 2.4 不同形态重金属富集效能比较

根据单株国槐重金属现存量、绿化覆盖面积和绿化空间占用量估算国槐计算不同形态重金属的富集效能(表8)。国槐单位绿化面积和单位空间对重金属的富集量反映了国槐对土地和空间的有效净化效率,本研究采用隶属函数法对国槐对不同形态重金属富集效能进行评价。国槐对重金属的单位面积富集量和单位空间富集量因重金属元素种类、重金属富集形态的不同而存在明显差异。从总体上看,各元素单位面积富集量在 $2.52 \sim 170.66 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ ,单位空间富集量在 $0.31 \sim 20.81 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 。其中国槐对Zn元素单位面积富集量和单位空间富集量最高,单位面积和单位空间富集量大小趋势均表现为 $\text{Zn} > \text{Mn} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cd}$ 。从元素形态分析,

单位面积富集量和单位空间富集量均表现为可氧化态 > 可还原态 > 酸溶态 > 残渣态。具体到单一元素, Cr 和 Cd 元素单位面积富集量和单位空间富集量均为可还原态最大, Mn 元素为酸溶态最大, Ni、Cu

和 Zn 元素为可氧化态最大, Pb 元素可氧化态最大, 残渣态次之。根据隶属函数计算结果显示, 国槐对不同形态重金属的富集效能大小依次为: 可氧化态 > 可还原态 > 酸溶态 > 残渣态。

表7 国槐不同器官重金属富集系数比较

Table 7 Comparison on heavy metal enrichment factor in different organs of *Sophora japonica* L.

形态 Forms	器官 Organ	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	总量 Total
酸溶态 B1	叶 Leaf	0.44	0.06	5.57	0.58	0.71	1.02	0.37	0.29
	枝 Branch	0.59	0.07	2.93	0.67	0.26	0.44	0.27	0.15
	皮 Bark	1.34	0.25	2.25	0.24	0.40	1.16	1.27	0.30
	干 Stem	0.37	0.02	2.67	0.21	0.08	0.23	0.17	0.05
	根 Root	0.36	0.15	0.80	0.63	0.04	0.08	0.26	0.13
可还原态 B2	叶 Leaf	0.84	0.03	0.08	0.31	0.60	0.94	75.14	0.13
	枝 Branch	8.12	0.03	0.21	0.30	0.33	1.07	47.99	0.13
	皮 Bark	4.84	0.12	0.59	0.72	1.78	13.15	405.48	0.40
	干 Stem	2.42	0.00	0.04	0.10	0.36	0.06	20.32	0.07
	根 Root	6.35	0.06	0.22	0.26	0.41	6.17	6.13	0.15
可氧化态 B3	叶 Leaf	0.25	0.56	0.29	3.05	0.17	1.55	0.39	0.55
	枝 Branch	0.57	0.03	0.19	1.08	3.44	0.88	0.39	0.61
	皮 Bark	1.98	0.21	0.40	10.50	3.29	12.48	0.81	1.37
	干 Stem	0.40	0.02	0.15	0.40	2.80	0.35	0.30	0.47
	根 Root	1.20	0.12	0.15	5.14	0.56	0.56	0.27	0.43
残渣态 B4	叶 Leaf	0.04	0.01	0.12	0.07	0.89	0.11	0.33	0.14
	枝 Branch	0.15	0.01	0.11	0.08	0.23	0.08	0.45	0.06
	皮 Bark	0.41	0.05	0.13	0.09	0.21	0.13	0.36	0.12
	干 Stem	0.11	0.00	0.03	0.00	0.15	0.02	0.15	0.04
	根 Root	0.19	0.02	0.09	0.06	0.17	0.50	0.18	0.08
总量 Total	叶 Leaf	0.11	0.07	0.29	0.40	0.69	0.33	3.01	0.21
	枝 Branch	0.59	0.03	0.21	0.30	0.47	0.20	2.03	0.15
	皮 Bark	0.86	0.14	0.30	0.93	0.88	1.79	15.28	0.37
	干 Stem	0.27	0.01	0.13	0.09	0.34	0.07	0.91	0.08
	根 Root	0.63	0.08	0.14	0.49	0.19	0.51	0.45	0.15

表8 国槐对重金属各形态富集效能比较

Table 8 Comparison on heavy metal enrichment efficiency in different forms of *Sophora japonica* L.

形态 Forms	指标 Index	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	总量 Total
酸溶态 B1	单位面积重金属富集量/(mg·m <sup>-2</sup> )	0.48	39.00	2.47	4.21	31.00	0.37	0.14	77.67
	单位立体空间重金属富集量/(mg·m <sup>-3</sup> )	0.06	4.76	0.30	0.51	3.78	0.04	0.02	9.47
可还原态 B2	单位面积重金属富集量/(mg·m <sup>-2</sup> )	20.08	28.79	1.00	10.74	67.62	0.26	2.30	130.78
	单位立体空间重金属富集量/(mg·m <sup>-3</sup> )	2.45	3.51	0.12	1.31	8.25	0.03	0.28	15.95
可氧化态 B3	单位面积重金属富集量/(mg·m <sup>-2</sup> )	13.54	10.26	3.46	19.28	56.63	13.64	0.05	116.86
	单位立体空间重金属富集量/(mg·m <sup>-3</sup> )	1.65	1.25	0.42	2.35	6.91	1.66	0.01	14.25
残渣态 B4	单位面积重金属富集量/(mg·m <sup>-2</sup> )	16.06	8.34	2.29	1.58	15.42	3.87	0.03	47.59
	单位立体空间重金属富集量/(mg·m <sup>-3</sup> )	1.96	1.02	0.28	0.19	1.88	0.47	0.00	5.80
总量 Total	单位面积重金属富集量/(mg·m <sup>-2</sup> )	50.16	86.39	9.22	35.81	170.66	18.13	2.52	372.90
	单位立体空间重金属富集量/(mg·m <sup>-3</sup> )	6.12	10.54	1.12	4.37	20.81	2.21	0.31	45.48

## 3 讨论

### 3.1 不同器官重金属浓度和迁移

树皮中7种重金属元素富集浓度均为最高,与蒋高明和唐丽清等人对树皮的研究结果相同<sup>[18, 34]</sup>。

植物摄取重金属元素和其他无机营养元素相同,主要通过根部细胞膜进入根系<sup>[35]</sup>,同时也会吸收 Pb 和 Cd 等有害元素<sup>[36]</sup>。根系组织中很大一部分重金属元素积累在细胞壁表面<sup>[37]</sup>,使树根对重金属元素向上运输产生截留作用,出现本研究数据表现出的

根系中Cr、Mn、Cu、Pb 4种元素浓度均高于除树皮外的其他器官,因而元素由树根向树干的迁移能力较弱,可能是由于树根的截留作用导致。但是数据显示树干向树枝转运重金属的能力很强,也可能导致出现根部向树干转运能力较弱的表观数据,有待进一步研究。数据虽然显示重金属元素极易由树干向树皮转运,但相关研究表明重金属的长距离运输由木质部和韧皮部共同完成,并且韧皮部的运输能力更强<sup>[38]</sup>;同时由于韧皮部向外成周皮和木栓层形成死组织导致重金属元素在树皮积累。加之树皮本身的滞尘作用都会导致树皮重金属的积累量增加,因此重金属在木质部和韧皮部之间的迁移还有待进一步研究。国外研究显示重金属元素被根部吸收以后以离子形态进入木质部,并以有机酸和氨基酸螯合物的形式通过木质部导管根部向芽尖运输<sup>[39-40]</sup>。本研究结果显示由易于移动的可交换态及碳酸盐结合态重金属在树皮中浓度较低,说明树皮是富集和贮存重金属元素的重要器官,在生产和生活中应得到重视,避免因对树皮的不当处理危害人体健康或造成二次污染。

### 3.2 重金属器官分布格局与土壤净化

植物体内不同器官间重金属积累量的差异是受到各器官生物量和重金属浓度的影响所致<sup>[18]</sup>。树皮和树干为重金属元素的主要贮存器官,但其贮存特点不同:树皮重金属富集浓度高,并且重金属元素处于相对稳定的形态;树干虽然重金属富集浓度较低,但由于其生物量巨大,从而表现出了很高的重金属贮存量。由于树干对酸溶态重金属迁移能力较强,因而树干中贮存的重金属同样相对稳定。叶片生物量小,重金属的总富集量和各形态富集量均较低,并且重金属元素在叶片中以相对活跃的酸溶态存在。同时,国槐叶片每年会掉落更新,多年累计作用,使其对于重金属的富集量远超其他器官,对土壤起到巨大的净化作用。但是由于落叶中重金属以酸溶态为主,极易对环境造成二次污染,因此应进行妥善收集处理,将其移出生态系统,防止其对环境再次产生污染。

### 3.3 国槐重金属富集能力评价

富集系数反映了树木对土壤重金属的富集能力,国槐不同器官对同一元素的富集能力存在差异,对同一元素的某种存在形态的富集能力也存在差异;从富集效能角度分析国槐对重金属的富集作用,结果显示国槐不同元素的富集效能间存在差异,对

可氧化态重金属的富集效能要高于其他形态。目前,国内外对于树木单位面积和空间富集效能的研究还比较少。在城市土地资源利用紧张,空间资源受限,重金属污染威胁加重的时代背景下,在选择树木修复重金属污染时,除了考虑树木重金属富集能力的同时,参照单位面积和空间富集效能,根据城市土壤重金属实际污染情况、形态特征,结合树木修剪措施,可以最大程度发挥树木对土壤重金属的净化能力。

城市树木生长受到林分等因素影响,同时本研究采用同科树木刺槐单株生物量生长方程估算国槐生物量,与实际值可能存在误差,但也能反映出行道树国槐各器官生物量的大致分布。在今后的研究中,如果条件允许,可以开展国槐生物量的调查测定,从而得出相对准确的结果。

## 4 结论

国槐各器官的重金属浓度存在显著差异,其中树皮中重金属浓度最高;重金属元素在树根向树干、树干向树枝和树枝向树叶的迁移中均以酸溶态为主;不同器官重金属富集能力存在差异,树皮和树干为重金属元素的主要贮存器官,并且重金属以相对稳定的形态存在;叶片因为可以移出生态系统而对土壤重金属污染起到净化作用,国槐对可氧化态重金属的有效净化效率高于其他形态。

## 参考文献:

- [1] Sun Y, Zhou Q, Xie X, *et al.* Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 174(1-3): 455-462.
- [2] Yang Z, Lu W, Long Y, *et al.* Assessment of heavy metals contamination in urban topsoil from Changchun City, China[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2011, 108(1): 27-38.
- [3] Xiu-Li W U, Chen S Z. Study on the Automatic Generation of Emergency Monitoring Scheme of Atmospheric Pollution Based on GIS[J]. *Meteorological and Environmental Research*, 2010, 1(4): 7-10.
- [4] 王幼奇,白一茹,王建宇. 基于GIS的银川市不同功能区土壤重金属污染评价及分布特征[J]. *环境科学*, 2016, 37(2): 710-716.
- [5] 李科,丁晴晴,傅珊. 太原市土壤重金属污染空间分布及评价[J]. *环境化学*, 2015, 34(4): 772-778.
- [6] 刘亚纳,朱书法,魏学锋,等. 河南洛阳市不同功能区土壤重金属污染特征及评价[J]. *环境科学*, 2016, 37(6): 2322-2328.
- [7] 唐荣莉,马克明,张育新,等. 北京城市道路灰尘重金属污染的



- 健康风险评估[J]. 环境科学学报, 2012, 32(8): 2006–2015.
- [8] 李 静, 俞天明, 周 洁, 等. 铅锌矿区及周边土壤铅、锌、镉、铜的污染健康风险评估[J]. 环境科学, 2008, 29(8): 2327–2330.
- [9] Reynders H, Bervoets L, Gelders M, *et al.* Accumulation and effects of metals in caged carp and resident roach along a metal pollution gradient. [J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 391(1): 82–95.
- [10] 王松良, 郑金贵. 土壤重金属污染的植物修复与金属超富集植物及其遗传工程研究[J]. 中国生态农业学报, 2007, 15(1): 190–194.
- [11] Chaney R L, Malik M, Li Y M, *et al.* Phytoremediation of soil metals. [J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 1997, 8(3): 279.
- [12] 郭世财, 杨文权. 重金属污染土壤的植物修复技术研究进展[J]. 西北林学院学报, 2015, 30(6): 81–87.
- [13] 李 栋, 孙午阳, 谷庆宝, 等. 植物修复及重金属在植物体内形态分析综述[J]. 环境污染与防治, 2017, 39(11): 1256–1263.
- [14] 韦秀文, 姚 斌, 刘慧文, 等. 重金属及有机物污染土壤的树木修复研究进展[J]. 林业科学, 2011, 47(5): 124–130.
- [15] Dickinson N M, Mackay J M, Goodman A, *et al.* Planting trees on contaminated soils: issues and guidelines. [J]. *Land Contamination & Reclamation*, 2000, 87(8): 87–101.
- [16] Langholtz M, Carter D R, Rockwood D L, *et al.* Effect of dendroremediation incentives on the profitability of short-rotation woody cropping of *Eucalyptus grandis* [J]. *Forest Policy & Economics*, 2005, 7(5): 806–817.
- [17] 王爱霞, 方黎明. 6种交通重金属污染物在悬铃木叶、枝条组织中的分布研究[J]. 植物研究, 2011, 31(4): 478–488.
- [18] 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.
- [19] 孙慧珍, 高 禾, 蔡春菊, 等. 哈尔滨市4种阔叶树树干重金属含量动态变化及富集特征[J]. 南京林业大学学报: 自然科学版, 2013, 37(6): 64–68.
- [20] 刘维涛, 张银龙, 陈喆敏, 等. 矿区绿化树木对镉和锌的吸收与分布[J]. 应用生态学报, 2008, 19(4): 752–756.
- [21] 杨卫东, 陈益泰, 屈明华. 镉在早柳中亚细胞分布及存在的化学形态[J]. 西北植物学报, 2009, 29(7): 1394–1399.
- [22] 柳 玲, 吕金印, 张 微. 铬在芹菜中的累积、亚细胞分布及化学形态分析[J]. 核农学报, 2010, 24(5): 1093–1098.
- [23] 徐 勣, 于明革, 陈英旭, 等. 铅在茶树体内的分布及化学形态特征[J]. 应用生态学报, 2011, 22(4): 891–896.
- [24] 王学锋, 杨艳琴. 重金属镉锌铜在蔬菜体内的形态分布研究[J]. 环境科学与技术, 2005, 28(1): 34–35.
- [25] 北京统计局. 2015北京统计年鉴[J]. 北京: 2015.
- [26] Rauret G, Lopez-Sanchez JF, Sahuquillo A, *et al.* Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, 1(1): 57–61.
- [27] 王迪生. 北京城区园林植物生物量的计测研究[J]. 林业资源管理, 2009(4): 120–125.
- [28] 贾汉森, 段 勣, 马履一, 等. 不同林龄刺槐人工林碳储量及分配规律[J]. 安徽农业大学学报, 2017, 44(4): 636–642.
- [29] 栾以玲, 姜志林, 吴永刚. 栖霞山矿区植物对重金属元素富集能力的探讨[J]. 南京林业大学学报: 自然科学版, 2008, 32(6): 69–72.
- [30] 陈 喆, 铁柏清, 雷 鸣, 等. 施硅方式对稻米镉阻隔潜力研究[J]. 环境科学, 2014, 35(7): 2762–2770.
- [31] 郗光发. 北京建成区城市森林结构与空间发展潜力研究[D]. 北京, 中国林业科学研究院, 2006.
- [32] 杨秀艳, 雷海清, 李发勇, 等. 砷矿废弃地生态修复植物种的筛选[J]. 林业科学, 2009, 45(4): 14–18.
- [33] Brooks R R, Lee J, Reeves R D, *et al.* Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 1977, 7(77): 49–57.
- [34] 蒋高明. 承德木本植物不同部位S及重金属含量特征的PCA分析[J]. 应用生态学报, 1996, 7(3): 310–314.
- [35] Krämer U, Talke I N, Hanikenne M. Transition metal transport. [J]. *Febs Letters*, 2007, 581(12): 2263–2272.
- [36] Irena Sherameti, Ajit Varma. Heavy Metal Contamination of Soils [M]. Springer, Switzerland. 2015: 181–194.
- [37] Hossain M A, Piyatida P, Silva J A T D, *et al.* Molecular Mechanism of Heavy Metal Toxicity and Tolerance in Plants: Central Role of Glutathione in Detoxification of Reactive Oxygen Species and Methylglyoxal and in Heavy Metal Chelation[J]. *Journal of Botany*, 2012, 4(2): 1–37.
- [38] Yadav S K. Heavy metals toxicity in plants: an overview on the role of glutathione and phytochelatin in heavy metal stress tolerance of plants. [J]. *South African Journal of Botany*, 2010, 76(2): 167–79.
- [39] Manara A. Plant Responses to Heavy Metal Toxicity[M]// *Plants and Heavy Metals*. Springer Netherlands, 2012: 27–53.
- [40] Migeon A, Blaudez D, Wilkins O, *et al.* Genome-wide analysis of plant metal transporters, with an emphasis on poplar[J]. *Cellular & Molecular Life Sciences Cmls*, 2010, 67(22): 3763–3784.

## Study on Enrichment Efficiency of Heavy Metals in Different Formations in Roadside Trees of *Sophora japonica* L.

ZHAO Ce, QIU Er-fa, MA Jun-li, HUANG Shuai-shuai

(Research Institute of Forestry, Chinese Academy of Forestry, Key Laboratory of Tree Breeding and Cultivation, National Forestry and Grassland Administration, Urban Forest Research Center, National Forestry and Grassland Administration, Beijing 100091, China)

**Abstract:** [ **Objective** ] To characterize the enrichment accumulation profiles of heavy metals in different organs of *Sophora japonica* L. [ **Method** ] From the soil and different organs of the road side tree of *Sophora japonica* L. along Landianchang North Road, Beijing City, seven kinds of heavy metals including Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb were extracted by the modified BCR method. The concentrations of heavy metals in samples were determined by the Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy (ICP-MS). [ **Results** ] The bark part has the highest concentration of heavy metals. Heavy metal elements were transferred from trunk to bark, from bark to branch, and then from branch to leaf, mainly in acid soluble species. The bark and trunk are the main storage organs for heavy metals. Heavy metal elements existed in leaves in a more active acid soluble species. The enrichment efficiency for different heavy metal elements of *Sophora japonica* L. followed the order of oxidizable > reducible > acid soluble > residual forms. The plane and space enrichment efficiency of the *Sophora japonica* L. were  $372.90 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$  and  $45.48 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ , respectively. [ **Conclusion** ] There were significant differences for the heavy metals accumulation between different organs. Heavy metal elements were transported from the root to leaves mainly in an acid soluble form. Heavy metal elements were stored in the bark and trunk in relatively stable forms. *Sophora japonica* L. showed the greatest purification efficiency for oxides form of heavy metal elements rather than other forms.

**Keywords:** *Sophora japonica* L., roadside trees, heavy metals in different forms, enrichment efficiency

(责任编辑:崔 贝)