

李少宁,赵云阁,丁杰,等.北京市部分树种吸滞重金属的生态转化率[J].江苏农业科学,2017,45(7):265–268.
doi:10.15889/j.issn.1002–1302.2017.07.069

北京市部分树种吸滞重金属的生态转化率

李少宁^{1,2}, 赵云阁³, 丁杰³, 谷建才³, 陈波^{1,2}, 鲁绍伟^{1,2}

(1.北京市农林科学院林业果树研究所,北京 100093;

2.北京林果业生态环境功能提升协同创新中心,北京 100093; 3.河北农业大学林学院,河北保定 071000)

摘要:为了研究绿化树种吸滞重金属的净化潜力及有效利用率,以油松、侧柏、白皮松、银杏、雪松 5 种常见绿化树种为研究对象,采集不同污染区林木叶片,利用 $\text{HNO}_3 - \text{H}_2\text{O}_2$ 消解法和原子荧光法测定重金属含量,计算不同地点不同树种吸滞重金属的生态转化率。结果表明,不同树种对各金属元素的生态转化率存在明显差异,针叶树种对铜(Cu)、锌(Zn)的生态转化率较高,而阔叶树种银杏则对铬(Cr)、铅(Pb)、锌(Zn)有较高的转化率,尤其在污染程度较高的南海子公园,各针叶树种对 Cu、Zn 的生态转化率最高分别达到 $(94.32 \pm 3.65)\%$ 、 $(96.82 \pm 3.24)\%$,最低生态转化率也分别达到 $(61.81 \pm 2.29)\%$ 、 $(59.93 \pm 19.65)\%$,银杏对 Cr、Pb、Zn 的生态转化率分别为 $(77.43 \pm 10.98)\%$ 、 $(65.09 \pm 7.35)\%$ 、 $(72.84 \pm 6.42)\%$ 。不同地点各树种的重金属吸滞功能生态转化率也存在差异,但整体转化率变化规律为按高污染区(市中心和城区)—中等污染区(近郊公园区)—低污染区(近郊浅山区)—较清洁区(远郊)逐渐降低。

关键词:绿化树种;重金属;生态服务;生态转化率

中图分类号:X173 **文献标志码:**A **文章编号:**1002–1302(2017)07–0265–04

随着工业化和城市化进程不断加快,城市重金属污染已成为严重困扰世界城市环境与发展的污染问题之一。因此,对重金属污染、修复的研究显得尤为重要。目前,重金属污染治理包括物理、化学、生物及植物修复等方法^[1]。其中,植物修复因经济高效的特点引起了社会各界的高度关注^[2]。Alfani 等的研究表明,植物叶片对大气重金属具有一定的吸滞能力^[3–5]。Kumar 等验证了植物能够吸收土壤中部分重金属^[6]。阿衣古丽·艾力亚斯等研究了 17 种园林树木的铅(Pb)、镉(Cd)积累特征,结果表明桑树(*Morus alba* Linn.)、桃树(*Juglans regia* L.)、黄金树(*Catalpa speciosa*)对 Pb 吸收量较高;新疆杨(*Populus alba* var.)、桑树、复叶槭(*Acer negundo*)对 Cd 吸收量较高,且同一树种 Pb 的积累量高于 Cd 的积累量^[7]。尚德隆等也证明了杨树(*Populus* L.)、京桃(*Prunus persica* f. *rubro-plena*)、紫丁香(*Syringa oblata* Lindl.)对铜(Cu)、锌(Zn)、铬(Cr)、Pb 等元素有较强的净化能力^[8]。但目前缺少植物吸滞重金属生态转化率的研究,为此,在北京市的不同污染区公园内对不同树种叶片重金属生态转化率进行研究,可为北京市重金属污染的治理提供理论依据,并为北京市森林生态环境服务价值的精确评估提供基

础测算数据。

1 材料与方法

1.1 研究地概况

本研究选取景山公园、南海子公园、北京植物园、西山国家森林公园、松山国家级自然保护区分别代表北京市中心、城区、近郊区、近郊浅山区、远郊区(图1)。园内植被覆盖率高,植物种类丰富。其中,常见的绿化乔木有油松(*Pinus tabulaeformis* Carrière)、侧柏[*Platycladus orientalis* (L.) Franco]、雪松[*Cedrus deodara* (Roxb.) G. Don.]、银杏(*Ginkgo biloba* Linn.)、国槐(*Sophora japonica* Linn.)、白皮松(*Pinus bungeana* Zucc. ex Endl.)、白蜡(*Fraxinus chinensis*)等。

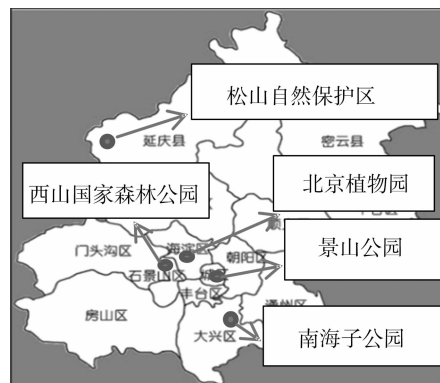


图1 采样点分布

1.2 树种选择

在研究地依据北京市绿化树种应用的广泛性,选择 5 种较为常见且具有代表性的绿化树种,其中 4 种针叶树种:油松、侧柏、白皮松、雪松;1 种阔叶树种:银杏。

1.3 叶片采集

2014 年 4 月 29 日、8 月 4 日、10 月 13 日、11 月 24 日前

收稿日期:2016–09–19

基金项目:北京市农林科学院科技创新能力建设专项(编号:KJCX20160301);林木生态功能监测与资源评价创新团队(编号:JWKST201609);科技创新服务能力建设—协同创新中心—林果业生态环境功能提升协同创新中心(编号:PXM2016_014207_000038)。

作者简介:李少宁(1975—),男,河北唐山人,博士,副研究员,主要从事城市森林生态功能研究。Tel:(010)82590807;E-mail:lishaoning@126.com。

通信作者:鲁绍伟,博士,研究员,主要从事水土保持、森林生态服务功能研究。Tel:(010)62859212;E-mail:hblsw8@163.com。

后(分别代表春、夏、秋、冬 4 个季节),在各采样点根据长势良好、林龄等生长状况相近的标准在待测树种中每种树种选择 3 株标准样树,分别在样树东、南、西、北 4 个方向的上、中、下 3 个层次均匀采集样叶,每种树种共采集 50 张功能叶片,封存于塑料袋中带回实验室。

1.4 重金属含量测定

将叶片用去离子水清洗、晾干,105 ℃下杀青,65 ℃烘干至恒质量,粉碎,过筛备用。精确称取 2 g 叶片粉末加 50 mL 水振荡 1 h、过滤、离心(13 000 r/min)取上清液 1 mL 定容至 10 mL(稀释 10 倍),过 0.45 μm 滤膜进样分析。叶片中重金属 Cu、Zn、Pb、Cr 的含量利用 $\text{HNO}_3 - \text{H}_2\text{O}_2$ 消解法测定(仪器为 ICP-MS 电感耦合等离子体质谱仪,Agilent 7700x);Cd 含量利用原子荧光法测定(仪器为 AFS3000 原子荧光光度计)^[9]。

1.5 生态服务功能转化效率计算

1.5.1 生态系统服务功能转化效率 生态系统服务功能与生态系统服务^[10-11]是 2 个不同的概念,本研究中所指的生态系统服务功能转化率是与人类福祉有关的生态系统功能向生态系统服务转化的效率(简称生态转化率)。故生态系统功能向服务转化率计算公式如下:

生态转化率 = 生态系统服务 / 生态系统功能 × 100%。(1)

1.5.2 吸滞重金属功能的转化率计算方法 将位于市中心景山公园内树种的吸滞重金属含量设定为饱和含量,即为最大理论值,吸滞重金属生态转化率计算公式如下:

吸滞重金属的生态转化率 = 各地区吸滞重金属量 / 市中心吸滞重金属量(饱和吸滞量) × 100%。(2)

2 结果与分析

2.1 同一地点不同树种吸滞重金属生态转化率

2.1.1 南海子公园不同树种吸滞重金属的生态转化率 南海子公园内不同树种吸滞重金属元素的生态转化率不同(图 2)。从不同重金属元素的生态转化率来看,对 Zn 的生态转化率较高的树种是油松、雪松,转化率分别为 $(96.82 \pm 3.24)\%$ 、 $(96.30 \pm 2.55)\%$,其次是白皮松和银杏,最低的是侧柏,转化率只有 $(59.93 \pm 19.65)\%$ 。银杏对 Cr 的生态转化率明显高于其他树种,其生态转化率是最低的侧柏的 3.4 倍;而对 Cu 的生态转化率最高的树种是白皮松,为 $(94.32 \pm 3.65)\%$,最低的则是银杏,仅为 $(23.5 \pm 6.21)\%$;对 Pb 的生态转化率排序为白皮松 $(91.51 \pm 5.33\%) >$ 油松 $(80.36 \pm 8.21\%) >$ 雪松 $(79.15 \pm 7.85\%) >$ 银杏 $(65.09 \pm 7.35\%) >$ 侧柏 $(34.49 \pm 6.21\%)$ (图 2)。由此可见,南海子公园中吸滞重金属元素的生态转化综合能力较强的树种为油松、白皮松、雪松。

2.1.2 北京植物园不同树种吸滞重金属的生态转化率 北京植物园不同树种吸滞重金属的生态转化率存在明显差异(图 3)。其中,Zn、Cu 生态转化率最高的树种分别为油松 $(86.82 \pm 10.32)\%$ 、白皮松 $(89.54 \pm 9.11)\%$,最低的均是银杏,生态转化率分别为 $(37.03 \pm 6.74)\%$ 、 $(15.77 \pm 2.14)\%$;Cr、Pb 的生态转化率均是油松最高,转化率分别为 $(77.28 \pm 8.24)\%$ 、 $(96.08 \pm 1.87)\%$,侧柏最低,最高值分别是其最低值的 3.2、2.7 倍(图 3)。因此,北京植物园中油松、白皮松吸

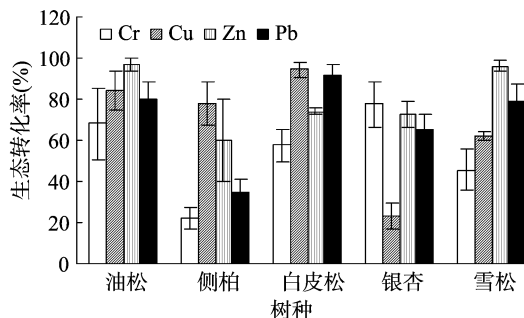


图2 南海子公园不同树种吸滞重金属的生态转化率

滞各重金属元素的生态转化率均较高;而银杏对各重金属元素的生态转化率整体较低。但相比较而言,银杏对 Cr 的生态转化率明显高于其他元素;侧柏和雪松则对 Zn、Cu 的生态转化率较高,对 Cr 的生态转化率较低。这表明北京植物园中,油松和白皮松吸滞重金属的生态转化能力较强。

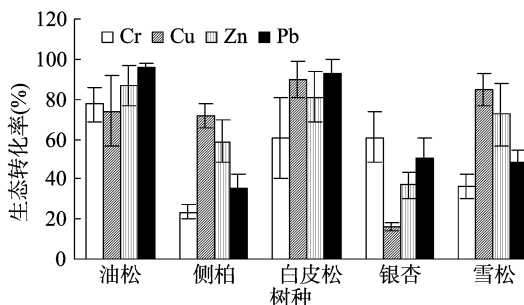


图3 北京植物园不同树种吸滞重金属的生态转化率

2.1.3 西山国家森林公园不同树种吸滞重金属的生态转化率 由图 4 可知,西山国家森林公园内各树种对重金属元素的生态转化率差异明显。其中,各树种对 Zn 的生态转化率均较高,生态转化率介于 $(56.10 \pm 6.32)\%$ ~ $(70.09 \pm 10.65)\%$ 之间;而 Cu 的生态转化率排序则为白皮松 $(80.47 \pm 1.32)\%$ > 侧柏 $(73.84 \pm 13.12)\%$ > 油松 $(64.47 \pm 6.14)\%$ > 银杏 $(15.01 \pm 2.59)\%$,生态转化率最高的白皮松是最低银杏的 5 倍;不同树种对 Pb 的生态转化率差异较大,白皮松对其生态转化率最高,为 $(77.76 \pm 10.25)\%$,最低的是侧柏,生态转化率还不到最高生态转化率的 1/2;Cr 的生态转化率整体而言较低,生态转化率值均不到 50%,相比较而言,银杏、油松的转化率较高,分别为 $(46.30 \pm 6.82)\%$ 、 $(42.92 \pm 16.59)\%$ (图 4)。由上述数据说明,在西山森林公园内,油松和白皮松吸滞重金属的生态转化率明显高于侧柏与银杏。

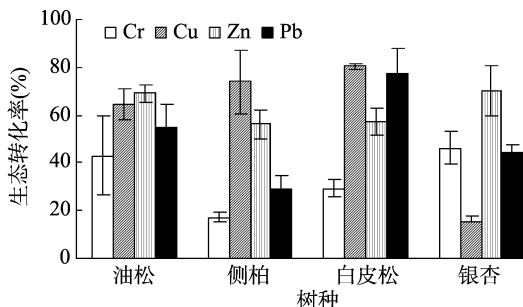


图4 西山国家森林公园不同树种吸滞重金属的生态转化率

2.1.4 松山自然保护区不同树种吸滞重金属的生态转化

率 松山自然保护区中不同树种对不同重金属元素的吸滞转化效率差异明显(图 5)。在松山自然保护区中,油松和侧柏虽然均为针叶树种,但对各元素的吸滞转化效率却明显不同。油松对 Zn、Cu、Pb 的转化率较高,分别为 $(63.21 \pm 2.15)\%$ 、 $(42.80 \pm 12.11)\%$ 、 $(48.03 \pm 1.47)\%$;而侧柏则对 Cu、Zn 的转化率较高,转化率分别为 $(44.98 \pm 3.21)\%$ 、 $(56.05 \pm 7.22)\%$,对 Cr、Pb 的转化率较低,转化率分别仅为 $(13.76 \pm 2.32)\%$ 、 $(10.27 \pm 3.94)\%$ (图 5)。

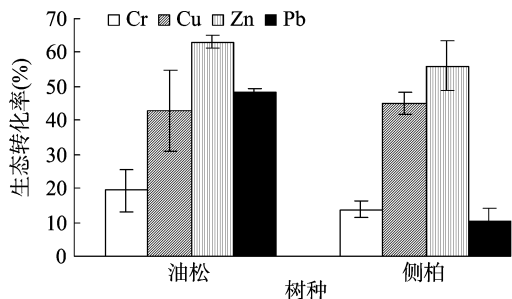


图5 松山自然保护区不同树种吸滞重金属的生态转化率

2.1.5 不同地点不同树种吸滞重金属生态转化率 通过分析对比不同树种在相同污染区的生态转化率可知,油松对各重金属元素的生态转化率均较高。此外,各树种对 Cu、Zn 的生态转化率较高,这可能是因为这 2 种元素是植物体生长所必需的微量元素,使得植物体内 Cu、Zn 含量较高,其转化率也相应较高;而银杏和油松对 Cr、Pb 也具有较高的生态转化率,这可能是由其叶片的外部结构及生理特征所造成的,这说明银杏和油松是净化重金属元素 Cr、Pb 的优良树种。

2.2 不同地点重金属的生态转化率

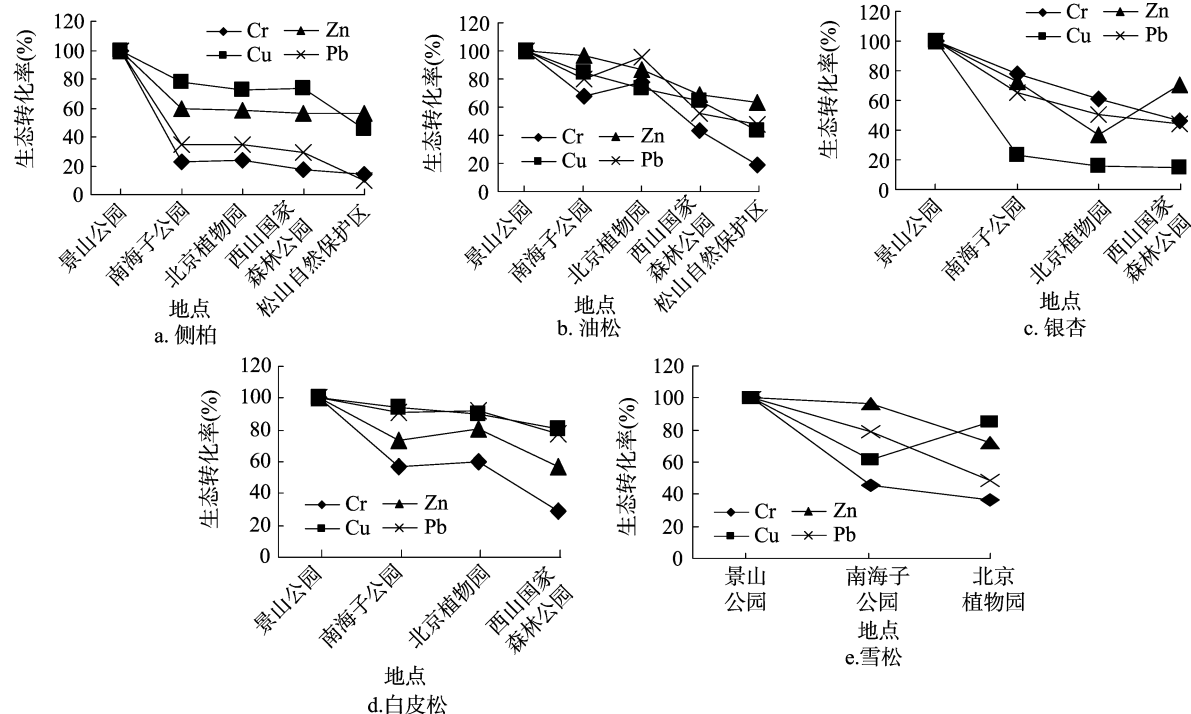


图6 不同树种在不同污染区吸滞重金属的生态转化率变化

综上所述,相同树种在不同污染区吸滞重金属的生态转化率差异明显,但其表现出的基本规律均为景山公园—

由图 6 可知,不同树种在不同地点吸滞重金属元素的生态转化率存在一定差异。不同树种在不同地点吸滞各重金属元素的生态转化率有以下几点规律:(1)由图 6-b 可知,油松在不同地点吸滞重金属元素生态转化率特征为 Cu、Zn 的生态转化率由南海子公园—松山自然保护区呈逐渐下降的趋势,最低生态转化率分别为 $(42.8 \pm 12.11)\%$ 、 $(63.21 \pm 2.15)\%$,分别是最高生态转化率的 1/2、13/20;而 Cr 和 Pb 的生态转化率则呈单峰趋势,峰值即为最大值,均出现在北京植物园,分别为 $(77.28 \pm 8.24)\%$ 、 $(96.08 \pm 1.87)\%$,分别高出最低值 58%、48%。(2)侧柏对各重金属元素的生态转化率地点变化规律基本一致,即在南海子公园、北京植物园、西山国家森林公园 3 人间生态转化率变化幅度较小,而在松山自然保护区各元素的生态转化率明显降低,其中以 Cu、Pb 的生态转化率尤为明显,其值相比最大值分别减少 32.56%、24.66%(图 6-a)。(3)白皮松对各元素(Cu、Zn、Cr、Pb)的生态转化率的变化规律均与油松中 Cr、Pb 的变化规律相同,呈单峰曲线变化,峰值(最大值)均出现在北京植物园,依次是最小生态转化率的 1.2、1.4、2.1、1.2 倍(图 6-d)。(4)银杏对 Cu、Cr、Pb 的生态转化率变化均呈递减趋势,最大值与最小值间分别相差 8.49%、31.13%、20.88%;对 Zn 的生态转化率则由南海子公园—北京植物园—西山国家森林公园呈先降低再升高的趋势,低谷值(最小值)在北京植物园出现,为 $(37.03 \pm 6.74)\%$ (图 6-c)。(5)雪松对 Zn、Cr、Pb 的生态转化率变化规律相同,由高污染区—低污染区生态转化率逐渐下降,而对 Cu 的生态转化率则刚好与前 3 种元素的生态转化率明显不同,在南海子公园有 1 个明显的低谷值 $(61.81 \pm 2.29)\%$ (图 6-e)。

南海子公园—北京植物园—西山国家森林公园—松山自然保护区呈逐渐降低的趋势。这主要是因为景山公园、南海子公

园位于市中心的城区,人口密度较大,来往车流量相对也大,造成该区域内的大气和土壤中重金属污染严重,且南海子公园又是工业区,因大量的工业生产也会提高重金属的污染浓度,因此,这一区域绿化树种的净化能力呈现此规律。相较于景山公园和南海子公园,北京植物园和西山国家森林公园距离城区较远,污染源相对减少,且园内植被较多,森林覆盖率较高,因此其污染程度较低,造成树种对污染物的转化率相应降低;松山自然保护区与前4个地点相比,距离城区最远,污染源减少,再加上松山自然保护区不仅森林覆盖率高,又具有山地气候的特点,即随着海拔的升高,空气、水汽、尘埃等随之减少,风力增大,使得周围环境清洁,因此树种对重金属污染物的转化效率非常低,这说明这些绿化树种的净化能力并未得到完全的发挥。所以可以通过研究不同树种的生态转化率来判定树种的净化潜力,以此进行不同污染区域的绿化配置,尽量将净化力强的树种种植在高污染区,以提高城市整体森林的净化效率。

3 结论与讨论

树木对一定浓度范围内的大气重金属污染不仅具有一定的抵抗能力,而且在一定程度上具有吸收转化重金属污染物的能力。它主要是通过叶片上的气孔和枝条上的皮孔,将大气污染物吸入体内,并通过氧化还原过程将其转化成无毒物质,之后或排出体外,或积累贮藏于某一器官中^[12]。目前,大多数研究是探讨绿化树种对大气主要污染物的吸收净化能力,有研究表明地表有无植物与土壤中的重金属含量无一定的相关性,而植物叶片中污染物含量与大气中污染物的浓度呈正相关,且不同树种净化大气污染物的能力存在一定差异^[4,13]。结果显示,不同树种在自然状态下对不同重金属元素的生态转化率存在明显差异,原因是不同树种叶片的外部结构、基因、树木生理特征存在差异。

相同地点的针叶树种对Pb的吸滞生态转化率比Cr的生态转化率高。而松山自然保护区中侧柏对Cr的生态转化率却高于Pb,这可能是由于保护区内侧柏林面积较大,且松山自然保护区位于北京市郊区延庆县,距北京城区最远,属于山地气候,风力较大,污染程度轻,说明在不同污染条件下,林木吸滞重金属的生态转化效率有所不同,这与鲁绍伟等的研究结果^[14]类似。但本研究中,除松山自然保护区外,其他3个地点对Pb吸滞转化率高的树种均为油松和白皮松,对Cr转化率高的树种为油松和银杏,这与鲁绍伟等研究中Pb、Cr富集能力强的树种分别为侧柏、银杏和侧柏、雪松的研究结果^[14]存在差异。造成这种差异的原因可能是采样地点不同,其周围环境及其形成的小气候与鲁绍伟等的试验存在明显差异;叶片的采集是在春、夏、秋、冬4个季节进行的,计算测定的是全年平均量,与前者单一月份测定^[14]不同。

植物通过呼吸作用和根系吸收空气中的重金属元素,是空气中重金属极好的接收体和收集器,是一种化学探测器^[15-16]。而环境中的重金属具有长期性和非移动性等特性,它极难被降解,只有通过生物的吸收得以从环境中去除^[17]。研究不同树种吸滞重金属元素的生态转化率,可以看出已配

置的树种提供的吸滞重金属的生态服务能力,为森林吸滞重金属的生态服务功能评估提供了一定的基础测算数据,为今后城市绿化配置得到高效利用提供借鉴。

参考文献:

- [1] 申丽敏,赵同科,郑怀国,等. 土壤重金属污染修复技术研究进展[J]. 环境科学与技术,2014,37(120):213-222.
- [2] Chehregani A, Noori M, Yazdi H L. Phytoremediation of heavy metal-polluted soils: screening for new accumulator plants in Angouran mine (Iran) and evaluation of removal ability [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2009, 72(5): 1349-1353.
- [3] Alfani A, Maisto G, Iovieno P, et al. Leaf contamination by atmospheric pollutants as assessed by elemental analysis of leaf tissue, leaf surface deposit and soil [J]. Journal of Plant Physiology, 1996, 148(1/2): 243-248.
- [4] 庄树宏,王克明. 城市大气重金属(Pb、Cd、Cu、Zn)污染及其在植物中的富积[J]. 烟台大学学报(自然科学与工程版), 2000, 13(1): 31-36.
- [5] 王成,鄧光发,杨颖,等. 高速路林带对车辆尾气重金属污染的屏障作用[J]. 林业科学, 2007, 43(3): 1-7.
- [6] Kumar P B A N, Dushenkov V, Motto H, et al. Phytoextraction; the use of plants to remove heavy metals from soils [J]. Environmental Science & Technology, 1995, 29(5): 1232-1238.
- [7] 阿衣古丽·艾力亚斯,玉米提·哈力克,阿不都拉·阿不力孜,等. 乌鲁木齐市17种园林树种的Pb、Cd积累特征[J]. 干旱资源与环境, 2014, 28(12): 143-147.
- [8] 尚德隆,李珍珍,李春华. 杨树、京桃、丁香叶片对大气中重金属污染物Cu、Cr、Pb、Zn净化潜力探讨[J]. 环境保护科学, 1991, 17(3): 71-75, 57.
- [9] 董鸣. 中国生态系统研究网络观测与分析标准方法 陆地生物群落调查观测与分析[M]. 北京: 中国标准出版社, 1996.
- [10] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis [M]. Washington DC: World Resources Institute, 2005.
- [11] Lyons K G, Brigham C A, Traut B H, et al. Rare species and ecosystem functioning [J]. Conservation Biology, 2005, 19(4): 1019-1024.
- [12] 鲁敏. 北方吸污绿化树种选择[J]. 中国园林, 2002, 18(3): 86-88.
- [13] 阮宏华,姜志林. 城郊公路两侧主要森林类型Pb含量及分布规律[J]. 应用生态学报, 1999, 10(3): 362-364.
- [14] 鲁绍伟,高琛,杨新兵,等. 北京市不同污染区主要绿化树种对土壤重金属的富集能力[J]. 东北林业大学学报, 2014, 42(5): 22-26.
- [15] 黄楚豫,王瑞金. 大气污染物的植物监测[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1987.
- [16] 马跃良,贾桂梅,王云鹏,等. 广州市区植物叶片重金属元素含量及其大气污染评价[J]. 城市环境与城市生态, 2001, 14(6): 28-30.
- [17] 梁鸿霞,翟通德,陈中兰,等. 南充市区绿化植物叶片重金属元素含量及其大气污染评价[J]. 西华师范大学学报(自然科学版), 2006, 27(4): 435-438.