环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社

2020

Vol.41 No.12

第41卷 第12期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第12期
2020年12月15日

目 次(卷终)

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第12期 2020年12月
Vol.41, No.12 Dec., 2020

中国北方某市城市绿地土壤重金属空间分布特征、污染评价及来源解析

赵靓[1], 梁云平[2], 陈倩[3], 徐谦[1], 荆红卫[1*]
(1. 北京市生态环境监测中心, 北京 100048; 2. 北京市辐射安全技术中心, 北京 100089; 3. 北京大学环境科学与工程学院, 北京 100871)

摘要: 为掌握北方某市城市中心区绿地土壤环境状况,对其中心区城市绿地土壤重金属(Cd、Hg、As、Pb、Cu、Cr、Zn 和 Ni)的空间分布、来源及污染现状进行分析和评价. 结果表明,该市中心区的城市绿地土壤环境质量整体良好. 土壤重金属 Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Zn 和 Ni 的含量均值分别为: 0.172、0.202、9.02、34.7、57.0、31.2、85.7 以及 26.3 mg·kg^{-1}. Cd、Hg、Pb 和 Zn 平均含量均超过同为北方地区的京津唐土壤背景值. 所有点位各项重金属含量均不超过国家建设用地土壤污染风险管控标准的污染风险筛选值. 空间上,As、Cr 和 Ni 含量高值出现于西北部; Cd 和 Zn 含量高值出现于东北部; Hg、Pb 和 Cu 的高值区集中在城市核心区. 对于不同土地利用类型土壤,Cd、Zn 和 Ni 在企业绿地土壤中含量显著高于其他元素,Hg、Pb 和 Cu 等在公园绿地和居民绿地土壤中含量较高. 土壤污染评价结果表明, 97.2% 的样点内梅罗综合污染指数小于 1,为清洁土壤; 所有样点潜在生态风险指数均小于 80,属轻微生态风险水平. 多元统计分析表明,Cu、Pb 和 Hg 为人为源,与古建筑保护的彩绘以及对古树保护采用杀虫剂有关; Cr 为自然源,可能来源于土壤母质和地球化学过程; Cd、Zn、Ni 和 As 为混合来源,部分可能来源于人类活动和工业生产,另一部分来源于岩石的风化和土壤母质等. 利用受体模型对超标元素进行来源定量解析,Cd 按来源贡献率高低依次为源 2(占 46.1%)、源 3(占 33.1%)、源 1(17.7%)和其他源(占 3.1%); Cu 源贡献率主要为源 1(占 93.0%); Zn 源贡献率依次为源 1(占 52.4%)、源 3(占 24.2%)、源 2(占 20.0%)以及其他源(占 3.4%); Ni 源贡献率依次为源 1(占 56.3%)、源 2(占 37.8%)以及源 3(占 5.8%). 推测源 1 和源 3 为人为源,源 2 为自然来源.

关键词: 城市绿地; 土壤; 重金属; 监测; 污染评价; 来源解析
中图分类号: X825 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)12-5552-10 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202004277

Spatial Distribution, Contamination Assessment, and Sources of Heavy Metals in the Urban Green Space Soils of a City in North China

ZHAO Liang[1], LIANG Yun-ping[2], CHEN Qian[3], XU Qian[1], JING Hong-wei[1*]
(1. Beijing Municipal Ecological and Environmental Monitoring Center, Beijing 100048, China; 2. Beijing Radiation Safety Technology Center, Beijing 100089, China; 3. College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871, China)

Abstract: To study the condition of urban green space soils in the central parts of a city in North China, the spatial distribution, sources, and pollution levels of heavy metals (Cd, Hg, As, Pb, Cr, Cu, Zn, and Ni) within green space soils in the central urban districts of the city were investigated. The results showed that the soil quality was high overall. The mean concentrations of Cd, Hg, As, Pb, Cr, Cu, Zn, and Ni were 0.172, 0.202, 9.02, 34.7, 57.0, 31.2, 85.7, and 26.3 mg·kg^{-1}, respectively. The mean concentrations of Cd, Hg, Pb, and Zn in urban soils exceeded the background value of the Beijing-Tianjin-Tangshan region. All of the samples' heavy metal concentrations were lower than the risk screening values for soil contamination of development land in the national soil environment quality standards. With respect to the spatial distribution, the concentrations of As, Cr, and Ni were higher in the northwest of the study area, the concentrations of Cd and Zn were higher in the northeast, and the concentrations of Hg, Pb, and Cu were higher in the urban core area. As for the different land use types of the soils, the concentrations of Cd, Zn, and Ni were higher in the enterprise soils, while the concentrations of Hg, Pb, and Cu were higher in park and residential soils. Assessments of soil quality showed that 97.2% of soil samples' Nemerow integrated indices were less than 1, indicating that the soils were clean. Indices of potential ecological risk for all soil samples were less than 80, indicating that they posed a slight ecological risk. Multivariate statistical analysis (correlation and principle component analyses) showed that Cu, Pb, and Hg may originate from an anthropogenic source via the painting of ancient buildings and pesticides used to protect ancient trees. Chromium may originate from natural sources via geochemical activity and soil parent material; Cr, Zn, Ni, and As were derived from mixed sources through human and geochemical activities. The receptor model was used for identification and apportionment of pollution sources of elements over the standard. The contribution rates of sources were as follows: source 2(46.1%), source 3(33.1%), source 1(17.7%), and others (3.1%) for Cd, source 1(93.0%) for Cu, source 1(52.4%), source 3(24.2%), source 2(20.0%), and others (3.4%) for Zn, source 1 (56.3%), source 2(37.8%), and source 3(5.8%) for Ni. Sources 1 and 3 were anthropogenic, while source 2 was natural.

Key words: urban green space; soil; heavy metal; monitor; contamination assessment; source apportionment

收稿日期: 2020-04-30; **修订日期**: 2020-06-08
作者简介: 赵靓(1986~),女,硕士,工程师,主要研究方向为土壤环境监测,E-mail: leanne0405@163.com
* 通信作者,E-mail: jinghongwei@bjmemc.com.cn

城市绿地系统是城市生态环境建设的重要资源和载体[1]，具有生态环境功能、人体保健功能、教育文化功能、景观游憩功能和产业经济功能. 城市绿地处在城市人口密集地区，与人类身心健康关系密切，广泛受到关注[2]. 城市绿地土壤不仅参与城市绿地的生态、环境和经济功能，还是城市绿化的载体和水肥供应者，决定了城市绿化的质量[3]. 城市绿地土壤作为城市生态环境的物质基础，对排入城市生态系统的污染物具有缓冲、掩埋和过滤等作用，是污染物质的汇集地和净化器，与城市生态系统进行着物质和能量的交换与循环[4,5]. 同时，城市绿地土壤的质量直接影响着植物的健康生长以及生态效益，对改善城市生态环境具有重要作用[6]. 随着城市化进程的加快、工业建设的快速发展以及人口的大量涌入，污染物排放对城市绿地土壤环境质量构成威胁，甚至逐渐超出土壤的承载能力[7]. 尤其是城市土壤的重金属污染日益引起关注.

机动车排放、垃圾焚烧、工业废弃物以及自然大气降尘等活动均会对城市土壤造成重金属排放. 重金属由于其不能生物降解，生物半衰期长等特点，通过食物链影响人体健康，从而影响生态系统的整体结构和功能. 不同的研究表明，城市土壤中重金属不同程度的累积，对城市居民的健康和城市的发展构成了潜在的威胁[8~10]，对土壤中重金属的含量水平监测以及污染来源分析具有重要意义.

近年来，学者对于国内外城市土壤重金属的含量[5]、污染程度[11,12]、污染来源[13~15]以及生态风险[16,17]进行研究，有相当数量的城市土壤具有重金属含量超标，污染累积的趋势. 目前针对国内城市中心城区绿地土壤环境进行全面系统性的调查略显薄弱. 部分研究针对单一绿地类型（公园绿地和交通绿地等）城市土壤进行重金属分布和评价[18~20]，部分针对城市土壤的单类重金属的分布和来源进行研究分析，所研究的重金属种类不够全面[21~24]. 对于城市中心区绿地土壤重金属污染来源及其潜在生态风险分析研究较少. 由于城市中心区的人口密度较大，城市土壤重金属含量对于居民生活和生态环境的影响应引起重视. 因此，有必要对城市中心区的绿地土壤重金属的含量水平、空间分布特征、污染来源以及风险评价进行详细研究.

本研究对北方某城市中心城区的 5 种不同功能区绿地（公园绿地、教育绿地、居民区绿地、企业绿地和道路绿地等）的土壤进行采样调查，对重金属镉（Cd）、汞（Hg）、砷（As）、铅（Pb）、铬（Cr）、铜（Cu）、锌（Zn）和镍（Ni）的含量进行测定，应用反距离空间插值法分析土壤重金属的空间分布特征，并利用相关性分析和主成分分析/绝对主成分分数（PCA/APCS）受体模型解析污染来源. 利用单因子指数法、内梅罗综合指数法及潜在生态风险法对该城市中心区绿地土壤的重金属污染现状进行评价，有助于对国内北方城市绿地土壤环境质量进行了解，以期为城市土壤重金属的控制和监管提供技术支撑.

1　材料与方法

1.1　研究区域概况

研究区域为北方某市的中心城区，是该城市政治、文化和经济功能集中体现的重要地区. 作为城市核心区域，该区域建设发展历史悠久，人口高度密集，社会经济发展成熟. 研究区域内绿地面积占该市总绿地面积近 50%，常住人口占该市总人口近 70%，人口密度远超伦敦、东京等世界上以人口密度著称的城市. 该地区绿地土壤的环境质量关系着居民的生活安全和生态环境安全.

1.2　样品采集

采用系统网格与分类加权相结合的方法在研究范围内选择公园绿地、社区绿地、教育绿地、企业绿地、道路绿地等 5 种典型类型的城市绿地（建成 5 a 以上）布设采样点位，共采集土壤样品 108 个. 公园绿地采样点设置在面积不小于 667 m^2（1 亩）的集中绿地处. 社区绿地、教育绿地、企业绿地采样点设置在面积较大的集中绿地. 道路绿地土壤采样点布设在绿地面积较宽、长度不少于1 000 m 的绿地处. 每个土壤样品由该采样地块中 5 个深度 0 ~ 20 cm 表层土壤分样品等量均匀混合后组成，采样量为 2 kg. 采样同时用全球定位系统（GPS）定位并记录采样点的地理坐标. 所有样品保存于衬有塑料封口袋的布袋中，粘贴样品标签. 研究区域及采样点位置如图 1 所示. 土壤样品 pH 范围为 5.14 ~ 12.15，均值为 7.97，除 H 区 2 个样品（两所国内大学校园教育绿地）pH 小于 7，大部分土壤样品呈碱性.

1.3　样品预处理与分析

土壤样品于室内风干，除去植物叶片、根系、石块等杂质，经粗磨过 2 mm 尼龙筛，用四分法分样和称重，取出一份样品可用于土壤 pH 值等理化性质检测. 其他样品用玛瑙球磨机研磨使样品通过 0.15 mm（100 目）筛，备样品测试.

土壤镉（Cd）采用固体直接进样，石墨炉原子吸收法（德国耶拿公司，ZEEnit 700P）测定[25]. 汞（Hg）含量采用固体直接进样，冷原子吸收法测定（海光仪器公司，AFS9560）. 砷（As）、铅（Pb）、铬（Cr）、铜（Cu）、锌（Zn）和镍（Ni）总量采用粉末压片法，X 射线荧光光谱法（德国 BRUKER 公司，S4

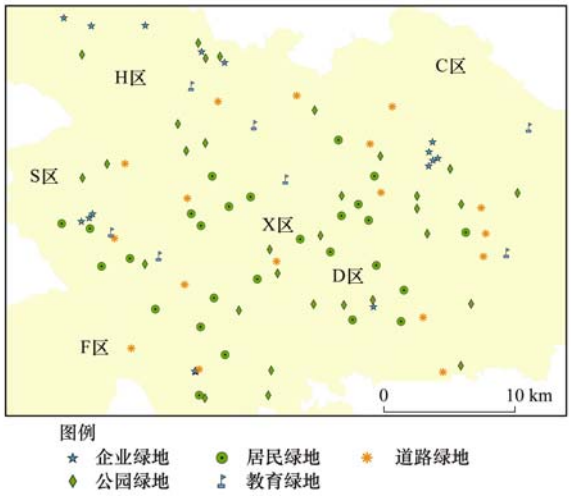


图 1 研究区域采样点分布示意

Fig. 1 Map of the study area and sampling location

PIONEER)测定. 土壤 pH 采用玻璃电极法(德国 SCHOTT 仪器公司,Lab 870 型 BNC SET)测定. 分析过程中按照每批次插入不少于 10% 的国家土壤标准样品以及实验室平行样品等进行分析过程准确度和精密度的质量控制. 所有国家土壤标准样品的分析结果均在给出的不确定度范围内,平行样品测定相对偏差为 0 ~ 7%,均符合相关技术规范[26]的质量要求.

1.4 重金属污染评价方法

本文采用单因子指数法、内梅罗指数法及潜在生态危害指数法进行土壤重金属污染评价. 单因子指数法是目前进行单项土壤重金属污染评价的一种普遍方法. 一般以土壤元素的背景值或标准限值作为参比值,方法表达式参考文献[27]. 本研究采用《土壤环境质量标准》(GB 15618-1995)[28]中二级标准作为参比值. 指数越大则该重金属在土壤中富集情况越严重.

为反映土壤中各种污染物的综合污染状况,内梅罗(N. L. Nemerow)指数法是较常用的方法之一. 该方法能够突出高含量污染物对土壤环境质量的影响,较全面地评判多种重金属的污染程度,其计算方法及评价等级见文献[18].

潜在生态危害指数法是瑞典学者 Hakanson 于 1980 年建立的,现已被普遍应用于土壤或沉积物中重金属的生态风险评价,其计算公式及评价方法见文献[27,29],各金属的毒性系数分别为 Hg = 40 > Cd = 30 > Cu = Ni = Pb = 5 > Cr = 2 > Zn = 1[30],本文在此采用文献[28]中的二级标准值作为参比.

1.5 主成分分析/绝对主成分分数(PCA/APCS)受体模型

主成分分析(PCA)是对一组变量降维的统计学方法[30]. 对 8 种土壤中重金属元素(Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Zn 和 Ni)的全量含量进行主成分分析. 在此基础上,得到归一化的重金属含量的因子分数,即绝对主成分分数(APCS). 再用重金属含量数据对 APCS 做多元线性回归可得相应的回归系数. 该回归系数可将 APCS 转化为每个污染源对每个样本的含量贡献. 关于主成分分析/绝对主成分分数受体模型的计算和详细介绍见文献[30,31].

1.6 数据统计

采用 Excel、SPSS18.0 进行土壤重金属含量、污染指数、生态风险指数、相关性以及主成分的统计和分析; 采用 ArcGIS 10.1 对土壤采样点分布、重金属空间分布进行分析和作图.

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量分析

该区域土壤样品 Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Zn 和 Ni 等 8 种重金属含量的基本参数统计结果如表 1 所示. 结果表明,该区域土壤中 Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Zn 和 Ni 含量范围分别为 0.05 ~ 1.27、0.001 ~ 0.651、3.29 ~ 21.1、13.9 ~ 254、35.8 ~ 110、5.7 ~ 209、30.1 ~ 541 和 9.7 ~ 63.8 $mg \cdot kg^{-1}$. 各重金属变异系数为 0.243 ~ 0.980,从大到小排列依次为 Cd > Pb > Hg > Cu > Zn > As > Ni > Cr. 变异系数值越大,表明该元素含量在空间上分布得越不均匀,受人类活动的干扰越大[29]. Cd、Pb 和 Hg 的变异系数较高(>0.8),Cu 和 Zn 次之(0.5 ~ 0.7),As、Ni 和 Cr 较低(0.2 ~ 0.3),说明 As、Ni 和 Cr 在研究区土壤环境中含量相对较为均一. 各重金属的偏度均大于 0,属于正偏斜; 峰度值除 Hg 外均较高,属于高峰态,说明各点位中含量偏高的样点多. As、Cr 和 Ni 呈正态分布. Cu 和 Zn 呈对数正态分布,Cd、Hg 和 Pb 进行对数转换后进行 K-S 检验仍不具备正态特征. 与同为国内北方地区的京津唐地区土壤环境背景值[32]相比,该区域土壤中 As、Cr、Cu 和 Ni 的含量平均值没有超过背景值. Cd、Hg、Pb 和 Zn 平均含量均超过背景值,超背景值倍数分别为 0.1、1.5、0.7 和 0.1 倍. 各项重金属含量均未超过《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600-2018)[33]中相应用地类型的风险筛选值(Zn 无筛选值,Cr 为六价筛选值).

2.2 土壤重金属空间分布

将研究区各土壤监测样点的重金属含量按照反距离插值法绘制各成分含量空间分布,对各重金属含量的空间分布进行分析,其结果见图 2 所示. As、Cr 和 Ni 空间分布相似,含量高值出现于西北部(该

表 1　城市土壤重金属描述性统计分析

Table 1　Descriptive statistics of heavy metal concentrations in urban soils

重金属	最小值 /mg·kg^{-1}	最大值 /mg·kg^{-1}	算术均值 /mg·kg^{-1}	标准差	变异系数	偏度	峰度	*P* 值 (K-S 检验)	背景值 /mg·kg^{-1}	建设用地风险筛选值 /mg·kg^{-1}
Cd	0.05	1.27	0.172	0.167	0.980	4.31	20.8	0.000	0.15	20
Hg	0.001	0.651	0.202	0.163	0.805	1.02	0.208	0.033	0.081	8
As	3.29	21.1	9.02	3.01	0.334	0.988	2.57	0.387	9.90	20
Pb	13.9	254	34.7	29.7	0.856	5.35	32.8	0.000	20.2	400
Cr	35.8	110	57.0	11.1	0.195	1.37	4.24	0.421	75.0	—
Cu	5.70	209	31.2	22.8	0.731	4.90	32.9	0.000	47.1	2 000
Zn	30.1	541	85.7	50.8	0.593	6.83	57.6	0.000	75.4	—
Ni	9.70	63.8	26.3	6.4	0.243	1.92	9.61	0.351	31.5	150

城市某科技园区附近)；Cd 和 Zn 的相似,含量高值出现于东北部(该城市某科技园区电子城)；Hg、Pb 和 Cu 的含量高值区集中在城市核心区,即 D 区和 X 区.

2.3　不同土地利用类型重金属含量比较

从不同绿地类型土壤中重金属的含量对比发现(图 3),Cd、Zn 和 Ni 在企业绿地土壤中含量显著高于其他元素,这 3 种重金属的污染来源可能一致,含量高值点均位于历史电子工业生产基地. Cd 和 Zn 在企业绿地中较高可能由于历史上工业生产遗留导致. Hg、Pb 和 Cu 等在公园绿地和居民绿地土壤中含量较高,含量高值点位均为公园绿地监测点. 除零星企业绿地土壤监测点位的 Cd、As、Zn 和 Ni 检测值以及居民绿地监测点位 Cu 含量较高外,其余土地利用类型的所有土壤监测结果均在背景值水平. 整体上看,不同土地利用方式下,公园绿地土壤 Hg、Pb 和 Cu 含量高,企业绿地土壤的 Cd、Zn 和 Ni 含量较高.

2.4　绿地土壤环境质量评价

土壤重金属进行单项污染指数评价、内梅罗综合污染指数评价以及潜在生态风险评价,内梅罗综合污染指数及潜在生态风险指数分布结果见图 4.

所有样品 Hg、As、Pb 和 Cr 这 4 种金属的单因子污染指数均小于 1,这 4 种金属在土壤样品中含量均不超过参比值,人为污染程度较轻. 有零星少量样品的 Cd、Cu、Zn 和 Ni 的单因子污染指数大于 1,Cd(3.7%)超过参比值 0.3 ~ 1.1 倍,Cu(0.9%)超过参比值 1.1 倍,Zn(0.9%)超过参比值 0.8 倍,Ni(0.9%)超过参比值 0.1 倍. 这部分样品所在的区域受到不同程度的 Cd、Cu、Zn 和 Ni 的累积. 由图 4(a)可见,3 个土壤样品的内梅罗综合污染指数大于 1,为轻微污染,分别对应 Cd、Cu 和 Zn 含量超过参比值倍数最大的土壤样品. 但与建设用地土壤污染风险管控标准[33]相比,所有点位的各项重金属含量水平均不超过相应用地类型的风险筛选值,说明该城市的绿地土壤环境质量整体良好,少量受到重金属累积的样品与 Cd、Cu、Zn 和 Ni 等 4 种重金属污染有关. 单种重金属的潜在生态风险指数除 Cd 外,均小于 40,属轻微潜在生态风险水平. 2 个土壤监测样点的 Cd 生态风险指数大于 40,分别为 44 和 64,属于中等生态风险水平[图 4(b)]. 由图 4(c)可以看出,所有监测样点土壤样品的重金属综合潜在生态风险指数均小于 80,属于最低级别生态风险水平——轻微生态风险水平.

2.5　土壤重金属来源分析

不同元素之间的相关性分析可以显示不同重金属之间的物源性并推测其可能的来源. 表 2 为各种重金属之间的相关情况,从中可见,重金属含量中,Zn 和 Cd 呈正相关性；As 和 Ni 呈正相关性；Cr、Ni 以及 Pb、Cu 均呈正相关性. 其中 Pb 和 Cu 为亲硫元素,同类元素在表生地球化学上具有一定共性[29,34].

表 2　研究区土壤重金属含量之间的相关系数

Table 2　Correlation coefficients of heavy metals and pH in study area soils

	Cd	Hg	As	Pb	Cr	Cu	Zn	Ni
Hg	−0.210							
As	−0.204	0.313						
Pb	0.033	0.386	0.309					
Cr	0.075	−0.149	0.447	−0.043				
Cu	−0.028	0.572	0.361	0.577	−0.033			
Zn	0.645	0.140	0.131	0.259	0.017	0.239		
Ni	0.214	0.078	0.621	0.027	0.598	0.128	0.326	

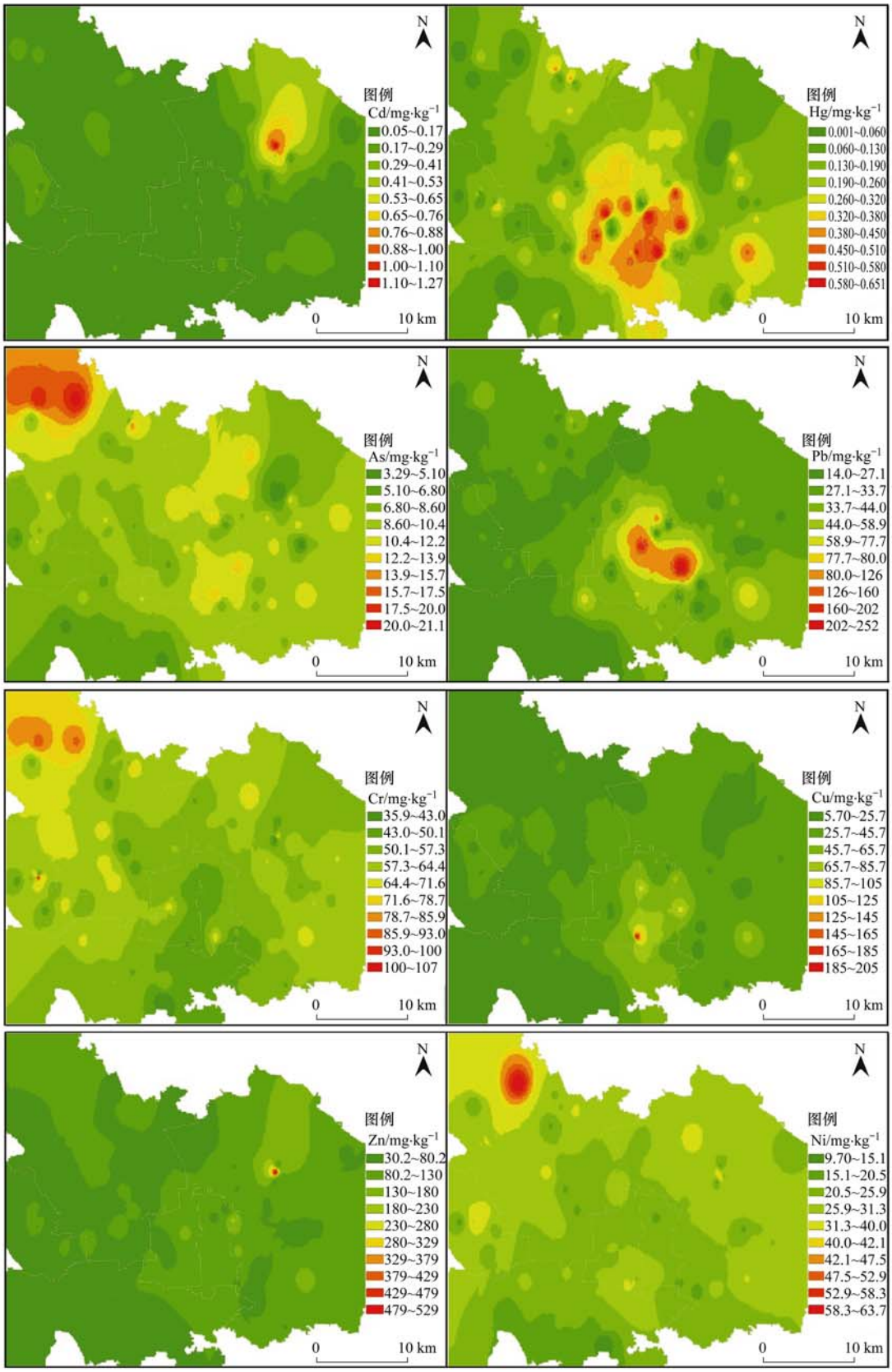
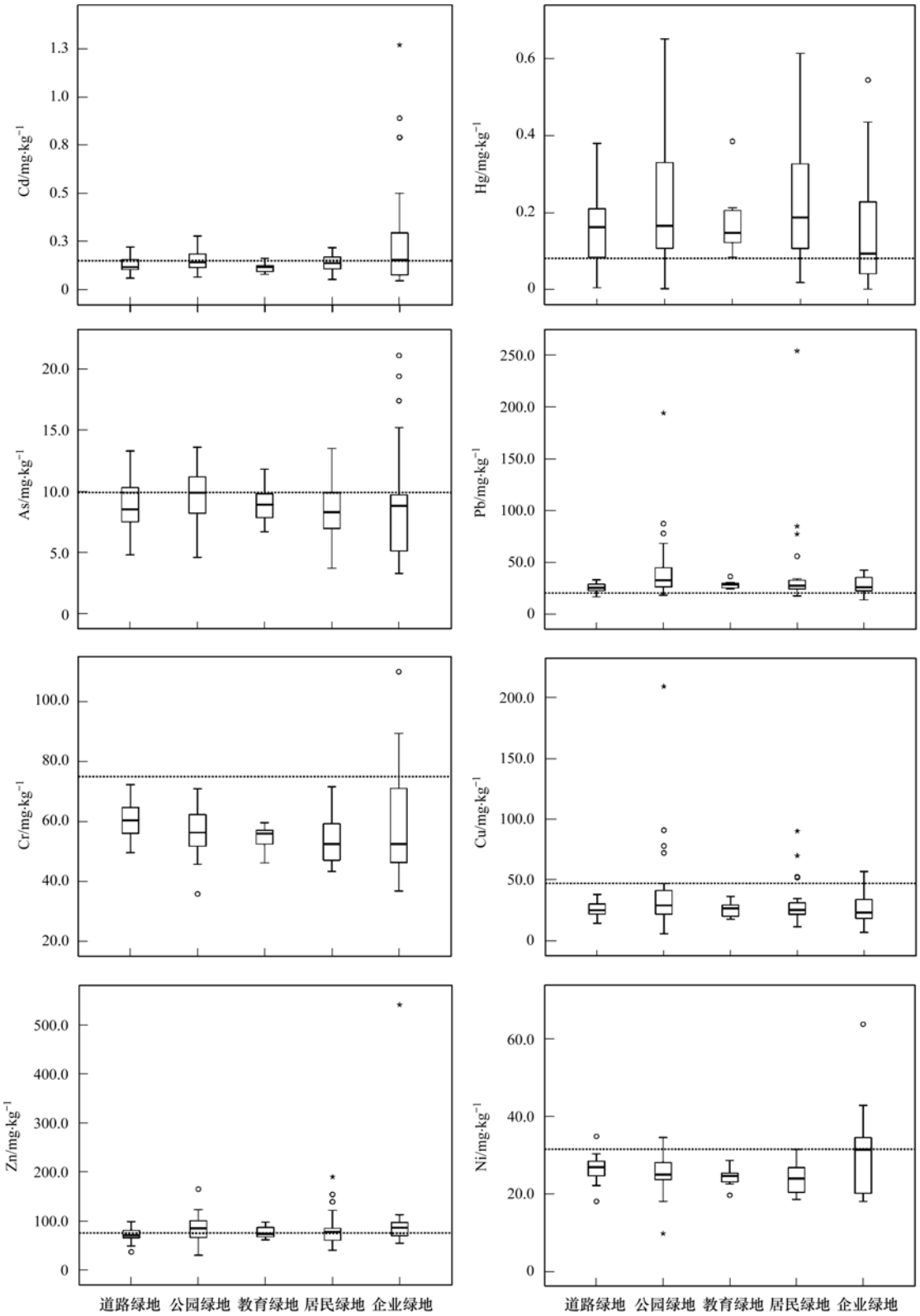


图 2 研究区土壤重金属含量空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of heavy metals in study area soils

表 3 为对城市土壤中 8 种重金属运用主成分法进行的主成分分析的结果,提取出 3 个主成分,累积贡献率达到了 76.71%,可以反映原始数据的大部分信息. 同一主成分分组中的元素在性质上具有相似性,如相同的来源[29,34]. 第一主成分(PC1)有较高荷载的是 As、Cu、Ni、Pb 和 Hg,贡献率为 32.70%;



虚线表示背景值

图 3　重金属在不同土地利用类型土壤中含量对比

Fig. 3　Heavy metal concentrations in soils by different land use types

第二主成分(PC2)有较高荷载的仅有 Cr,贡献率为 23.69%；第三主成分为 Cd、Zn 有较高荷载,贡献率为 20.31%. 值得注意的是,Ni 在第一主成分和第二主成分均有较高的荷载,且第一主成分上的荷载高于第二主成分；Cd 在第二主成分和第三主成分有较高荷载,第三主成分上的荷载高于第二主成分,这表明 Ni 和 Cd 含量可能由多种因素控制,存在两种不同的来源.

表 3 研究区土壤重金属含量主成分分析结果

Table 3 PCA results of heavy metals in study area soils

成分	初始特征值			提取平方和载入			旋转成分矩阵			
	特征值	贡献率/%	累计贡献率/%	特征值	贡献率/%	累积贡献率/%	重金属	PC1	PC2	PC3
1	2.616	32.705	32.705	2.616	32.705	32.705	Cd	0.134	0.501	0.785
2	1.895	23.686	56.392	1.895	23.686	56.392	Hg	0.568	-0.582	-0.034
3	1.625	20.314	76.706	1.625	20.314	76.706	As	0.763	0.126	-0.467
4	0.640	7.999	84.704				Pb	0.618	-0.434	0.207
5	0.434	5.426	90.131				Cr	0.378	0.653	-0.428
6	0.343	4.290	94.420				Cu	0.707	-0.481	0.109
7	0.254	3.180	97.601				Zn	0.503	0.269	0.714
8	0.192	2.399	100.00				Ni	0.646	0.609	-0.205

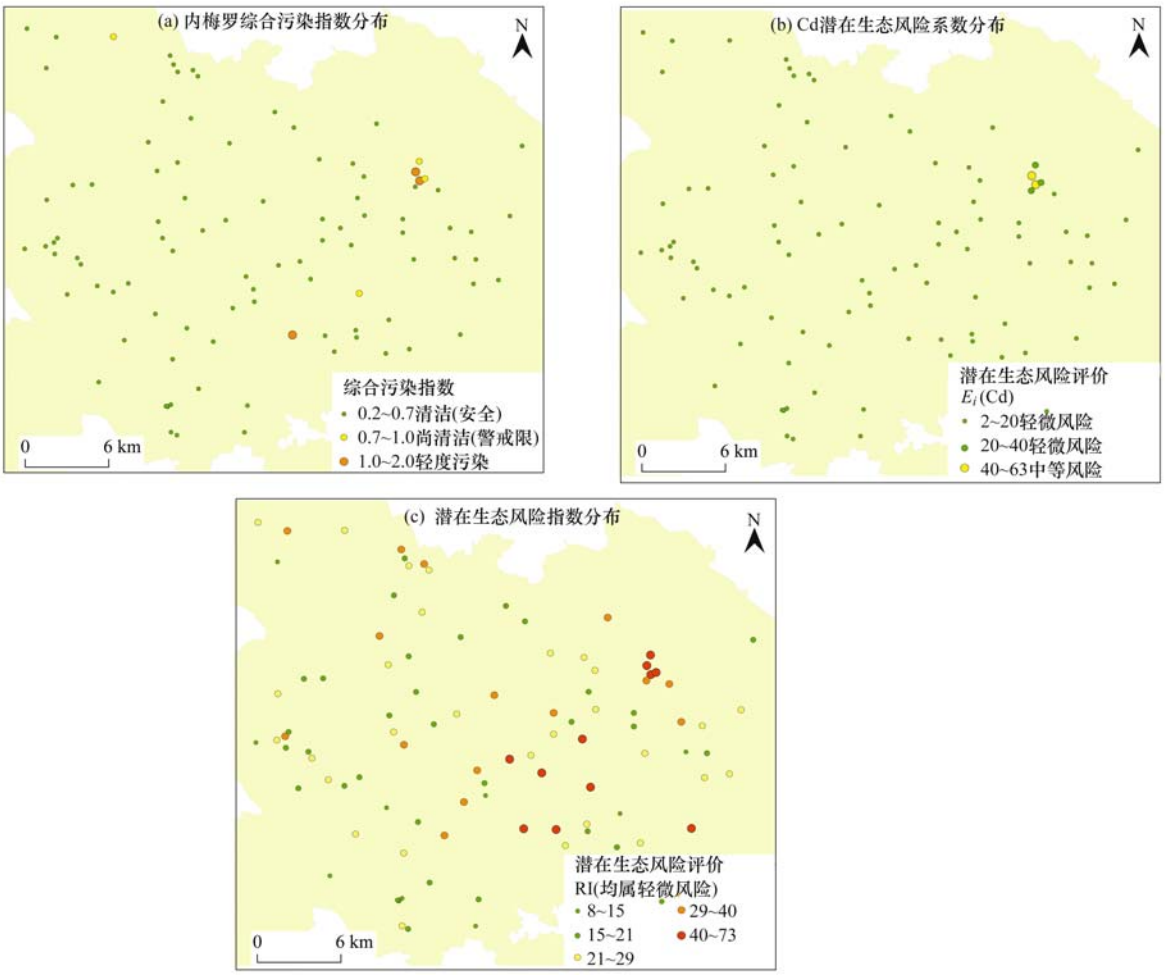


图 4 北京城市绿地土壤重金属污染评价结果空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of the assessment factors of heavy metals in Beijing urban green space soils

从重金属含量分析和污染评价可以看出,Cd、Cu、Zn 和 Ni 这 4 种重金属元素超过参比值,而且变异系数较大,说明这 4 种重金属也受到人为活动的干扰. 因此本研究主要针对 Cd、Cu、Zn 和 Ni 进行污染源贡献率分析. 根据 PCA/APCS 源解析计算, 4 种重金属的源贡献率如图 5 所示. 本研究区域内,土壤 Cd 按来源贡献率高低依次为源 2(占 46.1%)、源 3(占 33.1%)、源 1(17.7%)和其他源(占 3.1%); Cu 源贡献率依次为源 1(占 93.0%)、源 3(占 4.6%)和其他源(占 2.4%); Zn 源贡献率依次为源 1(占 52.4%)、源 3(占 24.2%)、源 2(占 20.0%)以及其他源(占 3.4%); Ni 源贡献率依次为源 1(占 56.3%)、源 2(占 37.8%)以及源 3(占 5.8%).

3 讨论

从重金属含量水平来看,研究区绿地土壤的重金属含量较低. Li 等[14]对中国香港城市公园及街道灰尘中重金属污染情况进行调查, Cd(2.18 $mg \cdot kg^{-1}$)、Pb(93.4 $mg \cdot kg^{-1}$)和 Zn(168 $mg \cdot kg^{-1}$)

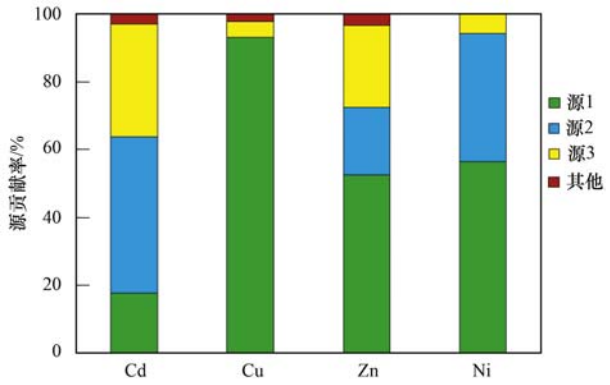


图 5　Cd、Cu、Zn 和 Ni 的源贡献率

Fig. 5　Source contribution ratios of soil Cd, Cu, Zn, and Ni

的平均含量高于本研究,Cd 是由于香港公园土壤施肥导致含量较高；Pb 和 Zn 可能是跟公园建筑年代有关. Glennon 等[35]对都柏林城市土壤进行网格式调查,Cd、Hg、As、Pb、Cu、Zn 和 Ni 等元素含量均高于本研究,这与都柏林的工业发展历史和市内分布的金属矿有关. Kelepertzis 等[36]对雅典城市土壤的调查显示,Cd、As、Pb、Cr、Cu、Zn 和 Ni 等元素含量亦高于本研究.

重金属含量的空间分异、来源均与城市的历史和发展变化密切相关. Cd 和 Zn 含量高的区域位于研究区的东北部,即该城市某科技园电子城的绿地土壤. 该地区自 20 世纪 50 年代起一直为电子生产基地,多家电子器件及设备生产工厂相继建于此处. 电子器件的生产和组装产生的重金属扩散于周边土壤环境中,可能会导致 Cd 和 Zn 在该地区的土壤环境中含量偏高. Hg、Pb 和 Cu 的高值区集中于该城市 D 区和 X 区(城市核心区)的古典园林,如 T 公园、TT 公园、Y 公园和 J 公园. 历史上出于对古树名木的保护,喷洒使用了大量杀虫剂,导致古典园林和周围的土壤环境中 Hg 累积. 此外,受古典园林古代建筑的颜料和鎏金等影响,也是土壤中 Hg 的来源之一[18]. Pb 的化学特性使其在装饰用建筑材料如油漆和涂料中常常作为着色剂添加,该城市的古典园林历史悠久,在建筑过程和古建维护中大量且长期使用油漆和涂料[23]. 在长期的风化作用下,油漆和涂料中的铅不可避免地会进入环境,并可能导致土壤 Pb 含量的增加[18,21]；另外,汽车尾气也是土壤 Pb 含量的主要来源之一,汽车尾气混杂着城市街道的灰尘落到土壤表面,从而导致土壤 Pb 含量的增加[18,20~23]. Wang 等[16]对北京市五环以内土壤重金属 Cd、Pb、Cu、Zn、Cr 和 Ni 等进行检测并完成生态风险评估,研究认为 Cd、Zn 的含量高值的分布与不锈钢加工厂生产及交通流量密集时的移动污染源有关；Pb 和 Cu 的含量分布与人为活动和城市化发展有关.

结合上述研究、背景值含量比较及主成分分析结果,本研究 PC1 与 As、Cu、Ni、Pb 和 Hg 等元素相关性强,推断为人为源；PC2 与 Cr 相关性强,推断为自然源；PC3 与 Cd、Zn 相关性强,亦为人为源. 8 项重金属的污染来源可分为 3 类:①Cu、Pb 和 Hg 为人为源；②Cr 为自然源；③Cd、Zn、Ni 和 As 为混合来源. Cu、Pb 和 Hg 之间的相关性相对较强,属于正相关,均在第一主成分分组中有较高的荷载,且 Pb 和 Hg 含量值均高于同为北方地区的京津唐土壤背景值,表明这些元素受人为活动影响较大,与张娟等[18]的研究结论相同. 这 3 种重金属含量的高值出现于该市古典园林土壤中,主要为古建筑保护的彩绘以及对古树保护采用杀虫剂有关. Cr 含量低于背景值,该元素在土壤中未形成高含量积累,在城市土壤中可能来源于土壤母质和地球化学活动. As 和 Ni 正相关性,两种元素来源近似；Cd 和 Zn 正相关性,来源近似. 主成分分析结果 Ni 和 Cd 均在不同的分组中有较高的荷载,说明两对元素的来源较为复杂,受多种因素影响,一部分可能来源于人类活动和工业生产,另一部分来源于岩石的风化和土壤母质等. Wang 等[16]对同为北方城市的北京城市土壤的研究结论与此相似,Cu、Pb 和 Hg 的来源可能与公园古建筑彩绘有关,Cd、Zn 和 Ni 则可能与工业企业生产有关.

从受体模型对重金属元素的来源定量分析来看,Cd 来源于自然源占 46.1%,人为活动造成的源 3 占 33.1% 和源 1 占 17.7%(人为源共 50.8%). Cu 主要来源为人为源. Zn、Ni 的人为源比重是自然源的 1.6 和 3.8 倍. 瞿明凯等[30]研究武汉市高新技术开发区土壤 Cd 来源,大小依次为电子工业源(67%)、成土母质源(16%)、其他(9%)和大气沉降(8%). Cd 的人为源(电子工业)比例大于本研究,与其研究区域为高新技术开发区存在较多电子工厂有关. 陈丹青等[31]对广州土壤 Cd 来源分析为 46.1% 的自然源和 42.8% 的人为源构成,二者比重相近,以地质背景为主,本研究 Cd 来源中最大比例亦来自于自然源. 陈秀端[37]对西安城市居民区土壤重金属来源解析得出自然源、交通源和化石燃料源对 Cu 的平均贡献量分别为 37.00%、20.47% 和 26.50%. 按自然源和人为源比较的话,以人为源(交通源和化石燃料源共 46.97%)为主,跟本研究的结论相似.

4　结论

(1)研究区土壤中 As、Cr、Cu 和 Ni 的含量平均

值没有超过背景值. Cd、Hg、Pb 和 Zn 平均含量均超过背景值,超背景值倍数分别为 0.1、1.5、0.7 和 0.1 倍. 108 个监测样点中,各项重金属含量均不超过《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准》(GB 36600-2018)中相应用地类型的风险筛选值.

(2)研究区的城市土壤环境质量整体良好,少量受到污染的土壤与 Cd、Cu 和 Zn 等 3 种重金属累积有关,所有土壤样品的重金属综合潜在生态风险指数均小于 80,属于轻微生态风险水平.

(3)Cu、Pb 和 Hg 受人为活动影响较大,含量的高值出现于该市古典园林土壤中,主要与古建筑保护的彩绘以及对古树保护采用杀虫剂有关. Cr 元素在土壤中未形成高含量积累,在城市土壤中可能来源于土壤母质和地球化学活动. As、Ni 以及 Cd、Zn 两对元素的来源较为复杂,受多种因素影响,一部分可能来源于人类活动和工业生产,另一部分来源于岩石的风化和土壤母质等.

(4)对 Cd、Cu、Zn 和 Ni 这 4 种超标重金属利用受体模型定量解析来源显示,人为来源占主体. Cd 来源于人为活动造成的源 3 和源 1(33.1% 和 17.7%,共 50.8%),自然源占 46.1%; Cu 源贡献率依次为源 1(占 93.0%)、源 3(占 4.6%)和其他源(占 2.4%); Zn 源贡献率依次为人为造成的源 1(占 52.4%)、源 3(占 24.2%)、自然来源的源 2(占 20.0%)以及其他源(占 3.4%); Ni 源贡献率依次为源 1(占 56.3%)、源 2(占 37.8%)以及源 3(占 5.8%).

参考文献:

[1] 王庆日. 城市绿地的价值及其评估研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2003. 6-7.

[2] 吴志萍, 王成. 城市绿地与人体健康[J]. 世界林业研究, 2007, **20**(2): 32-37.
Wu Z P, Wang C. Urban green space and human health[J]. World Forestry Research, 2007, **20**(2): 32-37.

[3] 陈洪. 重庆市主城区城市绿地土壤质量评价研究[D]. 重庆: 西南大学, 2013. 1-16.

[4] 张甘霖, 吴运金, 龚子同. 城市土壤-城市环境保护的生态屏障[J]. 自然杂志, 2006, **28**(4): 205-209.
Zhang G L, Wu Y J, Gong Z T. Urban soils: an ecological protector of urban environment[J]. Chinese Journal of Nature, 2006, **28**(4): 205-209.

[5] Wei B G, Yang L S. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China [J]. Microchemical Journal, 2010, **94**(2): 99-107.

[6] 邹明珠, 王艳春, 刘燕. 北京城市绿地土壤研究现状及问题[J]. 中国土壤与肥料, 2012, (3): 1-6.
Zou M Z, Wang Y C, Liu Y. The present status and problems of the research on Beijing urban green space soil[J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2012, (3): 1-6.

[7] Yang J L, Zhang G L. Formation, characteristics and eco-environmental implications of urban soils-a review[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2015, **61**(S1): 30-46.

[8] 马溪平, 李法云, 肖鹏飞, 等. 典型工业区周围土壤重金属污染评价及空间分布[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2007, **39**(2): 326-329.
Ma X P, Li F Y, Xiao P F, *et al*. Assessment of heavy metal pollution and characteristics of its spatial distribution in soil near the typical industry area[J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2007, **39**(2): 326-329.

[9] 周洪英, 单爱琴, 徐林建, 等. 城市土壤重金属污染多元统计及空间评估[J]. 工业安全与环保, 2016, **42**(5): 1-4, 11.
Zhou H Y, Shan A Q, Xu L J, *et al*. Multi-statistical and spatial assessment of urban soil heavy metal contamination[J]. Industrial Safety and Environmental Protection, 2016, **42**(5): 1-4, 11.

[10] 杨元根, Patersoln E, Campbell C. 城市土壤中重金属元素的积累及其微生物效应[J]. 环境科学, 2001, **22**(3): 44-48.
Yang Y G, Patersoln E, Campbell C. Accumulation of heavy metals in urban soils and impacts on microorganisms[J]. Environmental Science, 2001, **22**(3): 44-48.

[11] Nezat C A, Hatch S A, Uecker T. Heavy metal content in urban residential and park soils: a case study in Spokane, Washington, USA[J]. Applied Geochemistry, 2017, **78**: 186-193.

[12] Xia X H, Chen X, Liu R M, *et al*. Heavy metals in urban soils with various types of land use in Beijing, China[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, **186**(2-3): 2043-2050.

[13] Chen X, Xia X H, Zhao Y, *et al*. Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, **181**(1-3): 640-646.

[14] Li X D, Poon C S, Liu P S. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong[J]. Applied Geochemistry, 2001, **16**(11-12): 1361-1368.

[15] Manta D S, Angelone M, Bellanca A, *et al*. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy [J]. Science of the Total Environment, 2002, **300**(1-3): 229-243.

[16] Wang M E, Bai Y Y, Chen W P, *et al*. A GIS technology based potential eco-risk assessment of metals in urban soils in Beijing, China[J]. Environmental Pollution, 2012, **161**: 235-242.

[17] Makarov O A, Makarov A A. Approaches to assessing the risk of chemical contamination of urban soils[J]. Eurasian Soil Science, 2016, **49**(9): 1075-1083.

[18] 张娟, 王艳春, 田宇. 北京市属公园土壤重金属分布及风险评价[J]. 环境科学与技术, 2012, **35**(6): 161-164.
Zhang J, Wang Y C, Tian Y. Soil contamination in Beijing's parks and heavy metals risk assessment[J]. Environmental Science & Technology, 2012, **35**(6): 161-164.

[19] 陈潇霖, 杨丹, 胡迪青, 等. 北京土壤重金属分布及评价-以五环以内为例[J]. 环境科学与技术, 2012, **35**(S2): 78-81.
Chen X L, Yang D, Hu D Q, *et al*. Beijing city soil heavy metal distribution and evaluation: take inner 5th ring road area for an example[J]. Environmental Science & Technology, 2012, **35**(S2): 78-81.

[20] 许柏宁, 王鹏, 王建壹, 等. 北京某环路两侧土壤重金属污染风险评价[J]. 环境化学, 2014, **33**(12): 2152-2161.
Xu B N, Wang P, Wang J Y, *et al*. Evaluation of heavy metal pollution in the soil sampled from a ring road in Beijing[J]. Environmental Chemistry, 2014, **33**(12): 2152-2161.

[21] 李晓燕，陈同斌，雷梅，等. 不同土地利用方式下北京城区土壤的重金属累积特征[J]. 环境科学学报，2010，**30**(11)：2285-2293.
Li X Y，Chen T B，Lei M，*et al*. Accumulation of heavy metals in urban soils under different land uses in Beijing[J]. Acta Scientiae Circumstantiae，2010，**30**(11)：2285-2293.

[22] 陈同斌，郑袁明，陈煌，等. 北京市不同土地利用类型的土壤砷含量特征[J]. 地理研究，2005，**24**(2)：229-235.
Chen T B，Zheng Y M，Chen H，*et al*. Arsenic accumulation in soils for different land use types in Beijing[J]. Geographical Research，2005，**24**(2)：229-235.

[23] 郑袁明，余轲，吴泓涛，等. 北京城市公园土壤铅含量及其污染评价[J]. 地理研究，2002，**21**(4)：418-424.
Zheng Y M，Yu K，Wu H T，*et al*. Lead concentrations of soils in Beijing urban parks and their pollution assessment[J]. Geographical Research，2002，**21**(4)：418-424.

[24] Peng C，Wang M E，Chen W P，*et al*. Mass balance-based regression modeling of Cd and Zn accumulation in urban soils of Beijing[J]. Journal of Environmental Sciences，2017，**53**：99-106.

[25] 韩平，王纪华，冯晓元，等. 北京顺义区土壤重金属污染生态风险评估研究[J]. 农业环境科学学报，2015，**34**(1)：103-109.
Han P，Wang J H，Feng X Y，*et al*. Ecological risk assessment of heavy metals in soils in Shunyi，Beijing[J]. Journal of Agro-Environment Science，2015，**34**(1)：103-109.

[26] HJ/T 166-2004，土壤环境监测技术规范[S].

[27] 刘申，刘凤枝，李晓华，等. 天津公园土壤重金属污染评价及其空间分析[J]. 生态环境学报，2010，**19**(5)：1097-1102.
Liu S，Liu F Z，Li X H，*et al*. Pollution assessment and spatial analysis on soil heavy metals of park in Tianjin[J]. Ecology and Environmental Sciences，2010，**19**(5)：1097-1102.

[28] GB 15618-1995，土壤环境质量标准[S].

[29] 陈小敏，朱保虎，杨文，等. 密云水库上游金矿区土壤重金属空间分布、来源及污染评价[J]. 环境化学，2015，**34**(12)：2248-2256.
Chen X M，Zhu B H，Yang W，*et al*. Sources，spatial distribution and contamination assessments of heavy metals in gold mine area soils of Miyun Reservoir upstream，Beijing，China [J]. Environmental Chemistry，2015，**34**(12)：2248-2256.

[30] 瞿明凯，李卫东，张传荣，等. 基于受体模型和地统计学相结合的土壤镉污染源解析[J]. 中国环境科学，2013，**33**(5)：854-860.
Qu M K，Li W D，Zhang C R，*et al*. Source apportionment of soil heavy metal Cd based on the combination of receptor model and geostatistics[J]. China Environmental Science，2013，**33**(5)：854-860.

[31] 陈丹青，谢志宜，张雅静，等. 基于 PCA/APCS 和地统计学的广州市土壤重金属来源解析[J]. 生态环境学报，2016，**25**(6)：1014-1022.
Chen D Q，Xie Z Y，Zhang Y J，*et al*. Source apportionment of soil heavy metals in Guangzhou based on the PCA/APCS model and geostatistics[J]. Ecology and Environmental Sciences，2016，**25**(6)：1014-1022.

[32] 乔立新，郭作金，余国泰，等. 京、津、唐地区土壤环境背景值研究[J]. 环境科学丛刊，1988，**9**(6)：72-87.

[33] GB 36600-2018，土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)[S].

[34] 卢瑛，龚子同，张甘霖，等. 南京城市土壤重金属含量及其影响因素[J]. 应用生态学报，2014，**15**(1)：123-126.
Lu Y，Gong Z T，Zhang G L，*et al*. Heavy metal concentration in Nanjing urban soils and their affecting factors[J]. Chinese Journal of Applied Ecology，2014，**15**(1)：123-126.

[35] Glennon M M，Harris P，Ottesen R T，*et al*. The Dublin SURGE Project：geochemical baseline for heavy metals in topsoils and spatial correlation with historical industry in Dublin，Ireland[J]. Environmental Geochemistry and Health，2014，**36**(2)：235-254.

[36] Kelepertzis E，Argyraki A. Geochemical associations for evaluating the availability of potentially harmful elements in urban soils：lessons learnt from Athens，Greece[J]. Applied Geochemistry，2015，**59**：63-73.

[37] 陈秀端，卢新卫. 基于受体模型与地统计的城市居民区土壤重金属污染源解析[J]. 环境科学，2017，**38**(6)：2513-2521.
Chen X D，Lu X W. Source Apportionment of soil heavy metals in city residential areas based on the receptor model and geostatistics[J]. Environmental Science，2017，**38**(6)：2513-2521.

HUANJING KEXUE Vol. 41 No. 12
Environmental Science (monthly) Dec. 15, 2020

CONTENTS