

宿州市快速路两侧土壤重金属污染及生态评价

杜汇玉, 汪玲*

宿州学院资源与土木工程学院, 安徽 宿州

收稿日期: 2023年5月12日; 录用日期: 2023年7月5日; 发布日期: 2023年7月14日

摘要

为了解宿州市宿州大道两侧土壤重金属污染的程度, 进而对道路土壤重金属进行生态评价, 本文选取了宿州大道两侧比较有代表性的路段, 设置了29个采样点, 并对土壤进行了采样和分析。对处理好的样品压片进行了XRF荧光光谱仪的实验, 并对其进行重金属元素含量分析、负荷指数分析和污染评价。样品的分析结果表明: 8种重金属元素的变化率均高于安徽土壤背景值, 其中, Cu的变化率高于44.0%, Co的变化率高于30%, 两种元素的平均分布存在明显的不同。此外, Fe、Zn、Mn、Pb的含量均高于安徽土壤背景值, 一些地方的Cu、Cr、Co含量也高于安徽土壤背景值。污染负荷指数表明: 宿州大道该段两侧总体来说属于中等污染范围, 部分地点属于无污染范围, 但是在道路两侧不同采样距离中, 重金属污染负荷指数变化趋势相反, 即随着距离的增大, 污染负荷指数减小, 说明宿州大道两侧土壤环境质量受人类活动的影响作用明显。

关键词

土壤重金属, 重金属元素含量分析, 负荷指数分析, 污染评价

Heavy Metal Pollution and Ecological Assessment of Soil on Both Sides of Suzhou Expressway

Huiyu Du, Ling Wang*

School of Resources and Civil Engineering, Suzhou University, Suzhou Anhui

Received: May 12th, 2023; accepted: Jul. 5th, 2023; published: Jul. 14th, 2023

Abstract

In order to understand the degree of heavy metal pollution in the soil on both sides of Suzhou Ave-
*通讯作者。

nue in Suzhou City and conduct an ecological evaluation of heavy metals in road soil, we selected representative sections on both sides of Suzhou Avenue, set up 29 sampling points, and conducted soil sampling and analysis. The processed samples were subjected to XRF fluorescence spectrometer experiments, and heavy metal element content analysis, load index analysis, and pollution evaluation were conducted. The analysis results of the samples show that the change rates of the eight heavy metal elements are all higher than the background values of the soil in Anhui. Among them, the change rate of Cu is higher than 44.0%, and the change rate of Co is higher than 30%. There is a significant difference in the average distribution of the two elements. In addition, the content of Fe, Zn, Mn, and Pb is higher than the background value of Anhui soil, and the content of Cu, Cr, and Co in some places is also higher than the background value of Anhui soil. The pollution load index indicates that both sides of Suzhou Avenue are generally within the moderate pollution range, and some locations are within the pollution-free range. However, in different sampling distances on both sides of the road, the trend of heavy metal pollution load index changes is opposite, that is, with the increase of distance, the pollution load index decreases, indicating that the soil environmental quality on both sides of Suzhou Avenue is significantly influenced by human activities.

Keywords

Heavy Metals in Soil, Analysis of Heavy Metal Element Content, Load Index Analysis, Pollution Assessment

Copyright © 2023 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

土壤重金属污染是一个全球性的问题, 由于工业文明的空前繁盛, 人类向自然界排放大量废水、废渣、废气, 导致空气、水、土壤等自然资源污染严重。土壤重金属一般是指浓度大于或等于 5 g/cm^3 的重金属, 主要有毒性较强的重金属, 如 Cr、Hg、Pb 和 As, 其次为 Co、Zn、Cu、Sn 和 Fe 等毒性较弱的重金属[1]。根据研究表明, 土壤母质本身含有一定量的重金属, 如果土壤未受到污染, 其含量接近于当地土壤背景值[1]。此外, 土壤重金属含量超出背景值的部分主要来源于人类活动。主要来源是: 1) “三废”的工业排放; 2) 汽车尾气排放; 3) 城市生活垃圾、农业污泥和有机肥料; 4) 不合理使用农药和重金属肥料[2]。从污染对象来看, 土壤重金属污染主要集中在农地和城市不同功能区[2]。根据中国科学院沈阳应用生态研究所的数据, 中国约有 2150 万公顷农田受到重金属污染, 70 多万公顷土地受到污染, 由于土壤重金属污染中国每年减产 1.12 亿吨粮食[3]。土壤重金属污染存在区域差异, 南方农业区土壤重金属含量较高且金属污染比北方的农田严重[4]。从危害的角度来看, 对土壤排放过量的重金属会导致土壤物理和化学性质发生变化, 从而导致土壤生物群落结构和土壤生物特性受到影响, 使土壤生态系统的结构和功能稳定性下降[5]。土壤中的重金属含量在地表环境中逐渐增加, 当积累达到相对稳定的状态时, 可以被植物吸收, 导致代谢紊乱和生长障碍或基因变异, 威胁着人类健康和安全[6]。

最早开展土壤污染状况研究的主要是欧洲工业化程度较高的国家[7]。英国在上世纪年代开展了伦敦等大城市土壤和灰尘中 Pb、Cu、Zn 和 Cr 等重金属元素含量的研究, 发现土壤重金属污染与工业活动、汽车尾气的排放密切相关, 城市表土和道路灰尘的重金属可作为城市大气污染的指标。前苏联在中世纪年代开始的多目标地球化学填图(MRSK)是一项与国际地球化学填图和研究全球地球化学规律密切相连的专题研究计划(先后开展了 IGCP259/360 两项国际地质对比计划)。在土壤重金属研究方面主要解决的

问题有: 1) 毒性元素谱图、毒性元素的相互关系和赋存形态; 2) 圈定污染源、毒性元素谱的迁移转化途径和规律; 3) 评价各类介质对毒性元素的自净能力。依据所调查土壤中生物可用性和动态微量元素土壤肥力、生态灾难指数、毒害元素浓集系数及土地经济方面的多项指标, 提出了区域开发和土地利用等多项建议。20 世纪 90 年代, 城市土壤研究逐渐成为国际土壤学研究的新领域, 对英、美主要大城市、意大利 Naples 和 Sicily、西班牙 Seville、德国慕尼黑、越南河内、泰国曼谷等城市土壤重金属污染进行了研究。如意大利 Sicily 市以 Pb、Zn 和 Hg 污染为主, Pb 的富集系数达 5~10, Hg 为 35。这些研究测定了城市土壤重金属含量及其与土壤性质的相关性, 也探讨了城市规模、人口密度、交通流量、土地利用方式和历史等因素与城市土壤重金属污染的关系。

我国的城市土壤环境质量研究始于 20 世纪 90 年代, 主要研究集中在城郊蔬菜地和郊区土壤重金属污染调查方面。王学军等[8]应用克里格插值法对北京东郊污灌土壤表层重金属含量进行了分析, 结果显示, 由于污灌口分布、污泥施用等多种因素的影响, 不同地块土壤受到的污染程度不同, 形成一定的空间差异; 部分学者如卢瑛等[9]、吴新民等[10]、陈同斌等[11]和郑袁明等[12]开展了香港、南京、广州、北京等城市的重金属含量和化学形态测定。其中, 香港城市土壤重金属污染研究比较系统, 分析了不同功能区的重金属分布、公园建成时间与重金属污染的关系等。

大多数科学家认为, 高速公路两侧土壤中的重金属污染来自机动车尾气的排放和机动车的磨损。马建华等人认为, 汽车尾气排放与汽车发动机部件之间以及车轮和路面之间的磨损产生的颗粒是使路面上产生灰尘、沟渠沉积物以及道路土壤重金属积累的来源[13]。李湘洲报道了株洲地区公路系统土壤中铅的累积状况及分布格局, 认为车流量会影响公路系统土壤表层铅含量的平均值, 土壤中铅含量随车流量的增加而增加[14]。对城市道路重金属的研究可以作为土壤质量、土壤肥力、环境评估和环境影响的重要因素。此外, 道路土壤重金属可用于观察重金属污染的生物积累和空间特性。而且道路上的重金属与城市人群有直接或间接的联系, 与人类健康密切相关[15]。因此, 道路沿线土壤重金属污染成为研究道路生态学的核心。

2. 研究区域简介

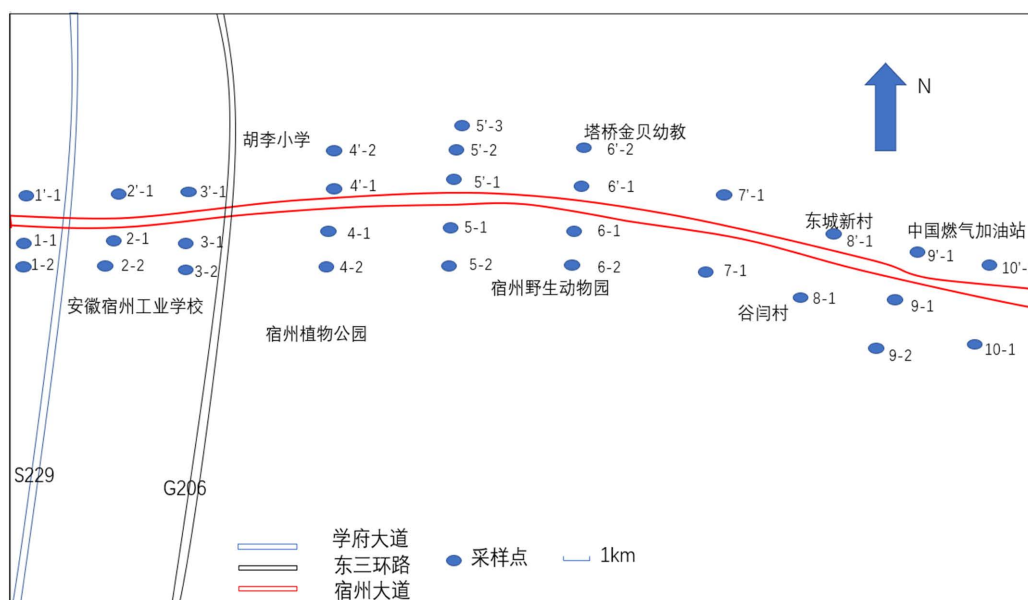


Figure 1. Location of sampling points

图 1. 采样点布设图

宿州位于皖北冲积平原, 拥有悠久的“省际交汇区域中心城市”建设历史, 并且拥有深厚的文化底蕴。市中心交通便捷, 人员稠密, 但市中心内的功能区界线相对模糊不清。宿州大道, 是宿城连通京沪高速、宿州东站与宿马现代产业园的快速通道, 全长约 40 km, 为双向八车道, 是宿州城区东西向的标志性大道。

采样路段是沿宿州大道新河小学到中国燃气加油站附近(见图 1), 在此段道路上, 有学校、农田、村庄、动物园、植物园、果蔬种植基地、农业种植专业合作社和加油站等。由于此道上有很多景点以及采摘园, 行驶车辆较多, 汽车的尾气排放及汽车轮胎磨损产生的大量含重金属的有害气体和粉尘等经自然沉降和雨淋沉降会进入道路两侧的土壤中。当然, 重金属的污染还与城市人口的密集程度、土地利用率和机动车密集程度有关。

3. 取样与测试方法

本次实验一共布置了 29 个采样点, 沿着宿州大道两侧采样。每个采样点的距离大概是 1000 m, 采样点从左至右按顺序排列。在地下深 10~20 cm 的位置采集土样。取样完成后, 将土壤放置在安徽省煤炭资源勘查与评价中心的试验室, 并进行通风干燥。在充分搅拌, 去除植物根系和石块等显著的杂质后, 按照“四分法”得到 1 kg 左右的残留量, 并将其用作实验的标准土。

在样品处理阶段, 每个样品均用玛瑙研钵完全粉碎, 然后过 100 目筛子。并将土壤样品保存在密封的、贴有标签的袋子中。将土壤样品和硼酸按顺序加入压片模型, 再放入压片机内, 使用力量均匀地按下, 当刻度盘的指针指 10 MPa 时停止, 保持 1 min 的时间, 最后即可得到土壤样品压片。每次使用实验仪器时均要用酒精湿纸进行擦拭。

检验仪器采用的是 XRF 荧光光谱仪, 该设备通过物理手段测定环境中的重金属浓度, 检测速度快, 综合效率高。所测定的重金属单质主要是 Cu、Fe、Zn、Co、Ni、Cr、Mn 和 Pb。使用前要先预热半小时以上, 然后选择电脑桌面的检测工具软件, 进行检测。先对 GSS-13 标准土样进行检测, 须检测 3 次, 然后再对做好的土壤样品进行检测。每检测几个样品要回测矫正一下。

4. 评价标准和评价方法

李琦等[16]在宿州朱仙庄煤矿区黄豆作物的重金属健康风险评估中进行了深入的研究, 并提出了一种新的健康风险评估方法, 以便更好地了解当地的环境状况。

1、单因子评价法和综合污染评价法

1) 单因子污染指数法的计算公式如下:

$$P_i = C_i/S_i \quad (3-1)$$

式中, P_i 表示土地中第 i 种重金属元素的单元素污染指数; C_i 表示土地中第 i 种重金属元素的含量; S_i 是评价标准[16]。因为是在宿州采集的样本, 故本文所取用的 S_i 为安徽省土壤背景值。通过测量 P_i 值, 可以将污染程度划分为五个级别: $P_i \leq 0.7$ 表示优良; $0.7 < P_i < 1$ 表示清洁; $1 < P_i \leq 2$ 表示轻微污染; $2 < P_i \leq 3$ 表示中等污染; $P_i > 3$ 表示严重污染[17]。

参照 GB 15618-1995《土壤环境质量标准》(见表 1)。

Table 1. GB 15618-1995 “Soil Environmental Quality Standards”

表 1. GB 15618-1995《土壤环境质量标准》

项目	一级	二级	三级
Cu	35	100	400
Zn	100	250	500

Continued

As	15	30	40
Cd	0.2	0.3	1.0
Cr	90	200	300
Pb	35	300	500

2) 综合污染指标考核方法的计算公式如下:

$$P_{\text{综}} = \sqrt{(p_{\text{max}}^2 + p_{\text{avg}}^2 / 2)} \tag{3-2}$$

式中, $P_{\text{综}}$ 代表土壤中有害重金属的总污染程度; P_{max} 是指每种重金属污染程度最高值; 而 P_{avg} 则是指每种重金属污染程度平均值。其污染在指数分级标准见表 2。

Table 2. Soil heavy metal classification standards

表 2. 土壤重金属分级标准

等级	污染指数	污染程度
1	$P_{\text{综}} < 1$	安全
2	$1 \leq P_{\text{综}} \leq 2.5$	轻度污染
3	$2.5 < P_{\text{综}} \leq 7$	中度污染
4	$P_{\text{综}} > 7$	重污染

2、潜在生态风险评价

潜在生态风险评价是由瑞典物理学家 Hankinson 所提出的, 该方法将不同种金属浓度、毒理效应和生态效益等综合考虑, 评价结果更为客观、准确, 是一种应用比较广泛的评价方法[18]。其表达式为:

$$C_f^i = \frac{C_i}{C_n^i} \tag{3-3}$$

$$C_d = \sum C_f^i \tag{3-4}$$

$$E_r^i = T_r^i \cdot \frac{C_i}{C_n^i} \tag{3-5}$$

$$RI = \sum_i^m E_r^i = \sum_i^m T_r^i \cdot C_f^i = \sum_i^m \frac{T_r^i \cdot C_i}{C_n^i} \tag{3-6}$$

式中, C_f^i 代表第 i 种重金属的污染系数; C_i 则是第 i 种重金属的实际检测浓度; C_n^i 则是第 i 种重金属的生态价值评估参数, 可用安徽土壤背景值代替。此外, C_d 是某样点重金属污染程度, E_r^i 则是指某一个特定区域可能存在的潜在环境危险系数, T_r^i 则是指土壤重金属的毒害响应系数, 通常可以作为衡量一个土地生态价值影响的指标。研究发现, 自然界对于土地中的重金属元素有着较高的敏感性, 其中 Pb、Cd、Cu、Zn、Cr 的 T_r^i 阈值依次为 5、30、5、1、2 [19]; 此外, RI 是多种潜在生态危害指数, 为所有重金属潜在生态风险系数的总和。根据 E_r^i 和 RI 的数据, 可以推断出潜在环境风险系数和影响系数与实际危害水平之间的关系, 如表 3 所示。

Table 3. Relationship between potential environmental risk coefficient and impact index and actual hazard level [20]

表 3. 潜在环境风险系数和影响指数与实际危害水平间的联系情况[20]

污染程度	E_r^i	RI
轻微生态危害	$E_r^i < 40$	$RI < 150$
中等生态危害	$40 \leq E_r^i < 80$	$150 \leq RI < 300$

Continued

强生态危害	$80 \leq E_r^i < 160$	$300 \leq RI < 600$
很强生态危害	$160 \leq E_r^i < 320$	$RI \geq 600$
极强生态危害	$E_r^i \geq 320$	

5. 土壤重金属污染分析与评价

5.1. 重金属元素含量分析

所测试的金属元素含量见表 4。根据表 4 的结果, Cu 的变化率极高, 超过了 44%, Co 的变化率紧随其后, 超过了 30%。此外, Ni 与 Mn 的变化率要比其它六种元素的变化率高, 但都不超过 25%。另外, Cr 的变化率则较低, 只有 6%。对于 Cu 和 Co 的变异系数, 应当综合考虑当前的环境状态以及外部的环境因素, 以便更准确地评估。如果 Cu 和 Co 的变异系数很大, 则说明重金属分布存在显著的不均匀, 表示土壤更容易被人类活动所污染。经测定, 道路两侧的 Fe、Zn、Pb、Ni 以及 Mn 等微量元素的平衡浓度都高于安徽土壤背景值。然而, Co、Cu、Cr 等其他成分的平均值浓度低于安徽土壤背景值。若重金属含量超出安徽省背景值, 说明其在环境中被认为是受污染的; 超出背景值的数量多了, 就会造成更大的污染。Zn 和 Ni 的平均含量超过了土壤环境的第一标准, 表明 Zn 和 Ni 在土壤中有明显的累积现象。

Table 4. Soil heavy metal content test results (content unit: mg/kg)

表 4. 土壤重金属含量测试结果(含量单位: mg/kg)

统计项目	最大值	最小值	平均值	标准偏差	变异系数	安徽土壤背景值[21]
Cu	17.67	2.94	9.03	3.97	44%	20.4
Fe	58098.36	36503.47	48909.82	5869.56	12%	31,400
Zn	188.99	138.60	158.04	11.49	7%	62
Co	3.70	1.37	2.45	0.73	30%	17.44
Ni	57.33	16.60	40.24	9.55	24%	29.80
Cr	38.03	29.69	30.02	1.95	6%	66.50
Mn	818.76	401.63	553.20	105.90	19%	530
Pb	236.78	173.61	209.20	17.83	9%	26.00

5.2. 重金属风险评价

5.2.1. 单因子负荷指数分析

土壤重金属评估结果如图 2 所显示, 根据单因子指数评估结果分析, 土壤中各成分的污染指标按 P_i 顺序为 $Pb > Zn > Fe > Ni > Cr > Cu > Co$, 其中 Pb (8.046)为重污染, Zn (2.564)为中度污染, Fe (1.558)、Mn (1.10)为轻度污染, 其中 Cu、Co、Cr 均为最高清洁程度。同时, 通过对各指标的分析, 得出了各指标的 $P_{综}$ 为 5.863, 表明该路段的环境质量达到了严重程度。但是, Pb 是污染最严重的重金属元素, 它在综合污染指数中的贡献是最大的。

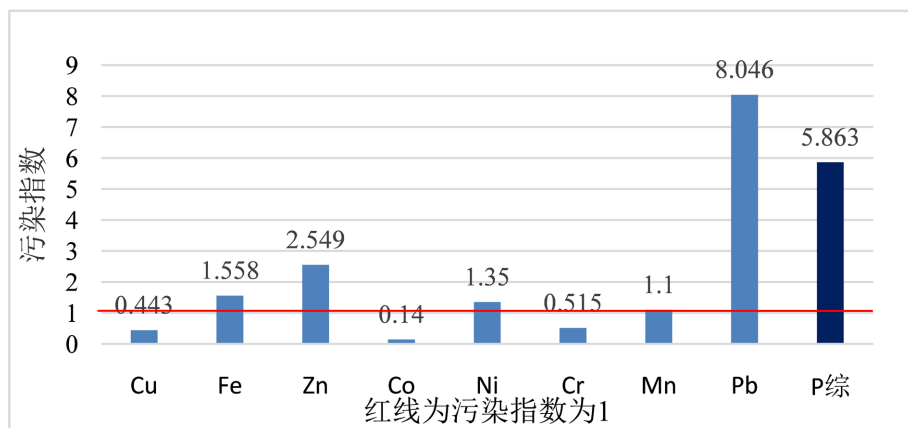


Figure 2. Relationship between single factor heavy metal pollution index and comprehensive pollution index
图 2. 单因子重金属污染指数与综合污染指数之间的关系

5.2.2. 重金属污染生态风险等级分析

Liu 等[22]认为, 重金属 Pb、Cr、Cd、Zn 等具有极高的危害性, 不仅会对人类健康造成严重的影响, 还会给环境带来极大的破坏。因此, Cu、Zn、Cr 和 Pb 等被认为是衡量城市土壤污染程度的理想指标。经过深入研究, 发现宿州市快速路两侧的环境中存在多种重金属, 如 Cu、Zn、Cr 和 Pb, 因而对其进行生态风险评价十分有必要。

根据国家潜在生态危害指数法规定, 对宿州大道 29 个采样点的各重金属污染潜在生态危害系数和污染分级进行了统计(见表 5)。结果表明, Pb 的污染最严重, 已达到中等污染程度; 其余的元素均为轻度污染, 危害程度依次是 Cu > Zn > Cr。并进一步对各金属的综合潜在生态危害系数进行了统计, 潜在生态危害综合指数为: $RI = \sum RI = 333.61$, 结果表明, 重金属污染已达到重度生态危害。

Table 5. Potential ecological hazard assessment of heavy metals in soils on both sides of Suzhou Avenue

表 5. 宿州大道两侧土壤重金属潜在生态危害评价

采样点	污染系数 E_r^i				采样点	污染系数 E_r^i			
	Cu	Zn	Cr	Pb		Cu	Zn	Cr	Pb
1-1	3.45	2.58	0.89	43.75	5'-1	2.98	2.33	1.11	39.36
1-2	3.00	2.57	1.05	42.05	5'-2	1.16	2.39	0.98	35.40
1'-1	3.71	2.83	0.99	44.94	5'-3	1.65	2.71	1.00	42.44
2-1	1.66	2.47	0.99	42.95	6-1	1.38	2.33	1.00	36.05
2'-1	2.32	2.55	1.03	41.86	6-2	3.99	2.49	1.05	38.47
2'-2	2.39	2.65	0.99	45.53	6'-1	1.66	2.51	1.08	39.76
3-1	1.81	2.48	1.09	39.53	6'-2	1.75	2.59	1.04	40.68
3'-1	2.37	2.54	1.07	40.31	7-1	2.16	2.54	1.08	39.71
3'-2	2.60	2.77	1.03	43.65	7-2	1.22	2.40	0.99	34.56
4-1	1.67	2.58	1.14	41.09	8-1	0.72	2.24	1.01	33.39
4-2	4.33	2.94	0.97	43.96	9-1	1.87	2.48	1.06	40.44
4'-1	2.99	2.49	1.02	40.52	9-2	1.34	2.45	1.04	41.71
4'-2	1.47	2.78	1.01	42.08	10-1	3.81	2.44	1.00	33.53
5-1	2.36	2.39	1.13	40.34	10-2	1.62	2.38	0.93	34.58
5-2	0.75	3.05	0.91	44.02					
综合指数 RI 和总的潜在风险程度						333.61 重度			

6. 结论与讨论

6.1. 结论

1) 宿州市快速路两侧道路土壤中 Cu、Fe、Zn、Co、Ni、Cr、Mn、Pb 含量分别达到土壤背景值的 0.45、1.6、2.5、0.1、1.4、0.5、1.1、8.0 倍。

2) 重金属 Cu、Fe、Zn、Co、Ni、Cr、Mn、Pb 的单项污染指数为 0.443、1.558、2.549、0.14、1.35、0.515、1.1、8.046, 污染程度依次为 Pb > Zn > Fe > Ni > Mn > Cr > Cu > Co; 此结果与公路旁土壤重金属污染可能主要来自交通污染的研究相一致, 城市道路土壤中的重金属污染一般表现为车流量大、城市边缘路段含量低的路段[23]。

3) 宿州市大道两侧土壤中重金属 Pb 的危害最严重, 达中度危害水平, 其余均为轻度污染, 危害程度分别为 Cu > Zn > Cr; 潜在生态危险总系数 333.61, 为重度生态危害。

6.2. 讨论

1) 宿州大道的绿化植被广泛种植, 但是由于大量的化学农药, 如除草剂、杀虫剂等其中的有害化学成分, 如 Cr、Hg、As, 如果超出正常的含量, 将对植物的正常生长造成严重危害, 甚至导致其生理功能混乱、营养失衡, 从而阻碍其对氮肥的吸收。

2) 宿州大道两侧 Pb 污染严重可能是人类行为和自然环境等因素的干扰使区域内重金属积聚严重。也可能是城市人口密集, 工业发展快, 机动车数量多, 导致更多重金属释放于地表中。比如含 Pb 汽油的燃烧, 通过汽车废气沉降进入土壤中, 并且通过汽车交通量而累积, 导致土壤中重金属元素过多。或者是机动车轮胎老化与磨损。如 Zn 在轮胎制作中为硬化过程的催化剂, 随着机动车金属部件的磨损及老化使重金属与固体废物一起进入土壤。通过阳光、雨水和水洗后重金属极易转移, 并以放射状或漏斗状扩散到周围的土壤中。

基金项目

宿州学院校级科研平台项目(2022ykf12)和省级大学生创新创业训练计划项目(S202010379099)。

参考文献

- [1] 丛艳国, 魏立华. 土壤环境重金属污染物来源的现状分析[J]. 现代化农业, 2002(1): 18-20.
- [2] 高文邦. 省道 104 公路一侧土壤重金属和基本化学性质研究[D]: [硕士学位论文]. 呼和浩特: 内蒙古师范大学, 2018.
- [3] 穆德苗, 陈艳秋, 胡涛, 等. 基于田块尺度的农田土壤重金属污染评价及来源解析[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(6): 1271-1283.
- [4] 张小敏, 张秀英, 钟太洋, 等. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究[J]. 环境科学, 2014, 35(2): 692-703.
- [5] 滕应, 黄昌勇. 重金属污染土壤的微生物生态效应及其修复研究进展[J]. 土壤与环境, 2002, 11(1): 85-89.
- [6] 陈满怀. 土壤植物系统中的重金属污染[M]. 北京: 科学出版社, 1996.
- [7] 冯光, 张昌全, 史学正, 等. 土地资源持续利用与技术[M]. 北京: 中国大地出版社, 1998: 33-37.
- [8] 王学军, 席爽. 北京东郊污灌区土壤重金属含量的克立格插值法及重金属污染评价[J]. 中国环境科学学报, 1997, 17(3): 34-37.
- [9] 卢瑛, 龚子同, 张甘霖. 南京城市土壤 Pb 的含量及其化学形态[J]. 环境科学学报, 2002, 22(2): 156-160.
- [10] 吴新民, 李恋卿, 潘根兴, 等. 南京市不同功能城区土壤中重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的污染特征[J]. 环境科学, 2003, 24(3): 105-111.
- [11] 陈同斌, 宋波, 郑袁明, 等. 北京市蔬菜和菜地土壤砷含量及其健康风险分析[J]. 地理学报, 2006, 61(3):

297-310.

- [12] 郑袁明, 陈同斌, 陈煌, 等. 北京市不同土地利用方式下土壤铅的积累[J]. 地理学报, 2005, 60(5): 791-797.
- [13] 马建华, 李剑. 郑汴公路路尘、路沟底泥和路旁土壤重金属分布[J]. 西安交通大学学报, 2008, 43(2): 285-291.
- [14] 李湘洲. 机动车尾气对土壤铅累积的影响及分布格局[J]. 南林学院学报, 2001, 21(4): 36-39.
- [15] 单爱琴, 张威, 周洪英, 等. 徐州市不同功能区重金属污染与健康风险评价[J]. 环境工程, 2016, 34(9): 125-129.
- [16] 李琦, 黄淑玲. 宿州朱仙庄煤矿区黄豆作物的重金属健康风险评价[J]. 皖西学院学报, 2015, 31(2): 91-94+108.
- [17] 姚锋先, 易艳红, 廖雅汶, 等. 赣南地区设施菜地土壤重金属污染特征及潜在生态风险评估[J]. 江西农业大学学报, 2022, 44(5): 1317-1328.
- [18] Hankinson, L. (1980) An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control Sedimentological Approach. *Water Research*, **14**, 975-1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- [19] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [20] 刘文婷. 扬州市城区道路两侧土壤和灰尘中重金属污染研究[D]: [硕士学位论文]. 扬州: 扬州大学, 2011.
- [21] 迟清华, 鄢明才. 应用地球化学元素丰度数据手册[M]. 北京: 地质出版社, 2007: 80-88.
- [22] Liu, E., Yan, T., Birch, G., *et al.* (2014) Pollution and Health Risk of Potentially Toxic Metals in Urban Road Dust in Nanjing, a Mega-City of China. *Science of the Total Environment*, **476**, 522-531. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.055>
- [23] 曹媛媛, 张先宝, 刘想, 等. 镇江市某工业园区企业周边土壤重金属污染及其潜在生态风险评价[J]. 生物化工, 2021, 7(6): 122-125.