北京市道路灰尘中污染物含量沿城乡梯度、道路密度梯度的变化特征

唐荣莉[1,2],马克明[1*],张育新[1],毛齐正[1,2]
(1. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室,北京 100085; 2. 中国科学院大学,北京 100049)

摘要: 采用网格布点法调查了北京市六环范围内 220 个样点道路地表灰尘样品中的污染物含量. 探讨了样点缓冲区内单位面积道路节点数、道路密度和道路灰尘中污染物含量沿城乡梯度的变化特征及各指标间的相关性. 结果表明,各指标在研究区内的变幅较大. 沿城乡梯度,道路和污染物主要呈现 3 种变化趋势: ①单位面积道路节点数,道路密度,Cu、Cr 和 Pb 沿城乡梯度降低,且开始时降低较快; ②Mn 和 Cd 沿城乡梯度变化的程度较低,均值基本维持恒定; ③自中心向外围,Ni 和有机碳(TOC)、总氮(TN)先随距离波动降低,随后在郊区均值缓慢增高. 道路灰尘中污染物含量趋势转折点位置均大致在距城市中心点 15~20 km 左右. 相关分析表明道路指标和道路灰尘中的 Cd 含量不具相关性,总硫(TS)、Mn、pH 的相关性较弱,与其他各元素的相关性排序为 Cu > TN > TOC > Pb > Ni > Cr,较道路密度而言,单位面积节点数和各元素间的相关性更高,该指标可指示道路灰尘中 Cu、TN、TOC、Pb、Ni、Cr 元素污染.

关键词: 道路密度; 道路灰尘; 重金属; 城乡梯度; 空间趋势
中图分类号: X131 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2013)01-0364-09

Content Trends of Pollutants in Street Dust of Beijing Along the Urban-Rural Gradient and Road Density Gradient

TANG Rong-li[1,2], MA Ke-ming[1], ZHANG Yu-xin[1], MAO Qi-zheng[1,2]
(1. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: In the article, pollutant content of 220 road dust samples within the sixth ring road of Beijing have been investigated by using grid stationing sampling method. The changing characteristics of road nude number per unit area, road network density and pollutant content within buffering areas along urban to rural gradient were also studied. Three following variation trends are presented as each index varies widely within the research areas. Firstly, road nude number per unit area, road network density and Cu, Cr, Pb content decrease along urban to rural gradient, and they decrease sharply in the beginning. Secondly, Mn, Cd content change a little along urban to rural gradient, and mean value remains stable. Thirdly, the content of Ni, TOC, TN decreases along with the distance fluctuations in the beginning and their mean values are then rising slowly in the suburbs. The turning point of pollutant content are found in places 15-20 km away from city center. The article shows that the road index and Cd content are irrelevant, and weak correlations are found between road index, TS, Mn and pH. And other relevance ranking are described as follows: Cu > TN > TOC > Pb > Ni > Cr. In contrast with road network density, higher correlations between road nude number per unit area and each element are fond, and element pollution of Cu, TN, TOC, Pb, Ni and Cr could be indicated by these indicators.

Key words: road density; street dust; heavy metal; urban-rural gradient; spatial trend

城市表面环境中人类微量元素的增加归因于快速的城市化、工业化以及汽车排放对大气的贡献[1]. 城市道路灰尘(urban street dust)是城市复杂系统的一部分,灰尘微粒积累潜在的有毒污染物在风力条件下可通过表面滚动、跳跃移动或悬浮搬运的形式进入到城市表面环境[2],同时灰尘颗粒也易于被地表径流、雨水运移,最终对城市土壤、水体和公共健康构成威胁[3,4].

交通工具使用产生的人为颗粒输入是大气环境中重金属污染的主要来源,也是城市沉积物系统的主导源[5]; 研究表明,城市灰尘中的 Cu、Zn 来自减速活动,Pb、Cd 来自汽油燃烧的历史残留,Cr、Ni 为非特定来源金属[5]. Kim 等[6]的研究发现来自交通、工业区域包括城市中心和高速路交叉口的道路灰尘中 Cu、Pb 和 Zn 含量相对高; 交通环境以及车辆特征等被证实能显著影响道路灰尘中的污染物含

收稿日期: 2012-04-06; 修订日期: 2012-07-21
基金项目: 国家科技支撑计划项目(2007BAC28B01); 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2007CB407307); 城市与区域生态国家重点实验室自主项目; 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-T13)
作者简介: 唐荣莉(1984~),女,博士研究生,主要研究方向为景观生态学和城市生态风险评价,E-mail: tangtang832@163.com
* 通讯联系人,E-mail: mkm@rcees.ac.cn

© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

量. 灰尘中的重金属含量高值与路口、减速、汽车速度以及交通密度相关[5,8~10]; 高含量痕量金属离子出现在高交通量附近的停车场[7]; 对郊区主要高速公路道路灰尘和道旁土壤重金属污染的研究发现 Pb、Zn、Cd 和 Cu 污染为距离和土壤深度的函数[11].

城市道路灰尘中金属含量直接受汽车尾气排放和非尾气排放(轮胎磨损物、刹车片、轴承及道路建筑材料以及再悬浮的土壤)的影响[9,10],车流量和元素浓度往往表现出相关性[12~14]. 密集的城市建筑不利于废气扩散,大气中的重金属及其他交通污染物更易沉降,累积于道路环境. 从城市中心到外围,受城市景观格局、道路密度、产业分布、土地利用方式的影响,道路灰尘及土壤的理化性质及主要重金属含量沿城乡梯度往往表现出一定变化规律[15,16].

随着城市化进程的不断加快,北京市道路网络发展迅速,道路长度及面积快速增长,绕城高速已经从二环发展到六环. 北京市机动车保有量在 2012 年已达到 500 多万辆,且还在快速增长中. 道路灰尘的污染问题也得到逐步重视[17~19]. 以往涉及交通和道路灰尘的研究多根据灰尘的微观形态及化学组分特征,探讨污染物对应的可能的交通来源(制动系统、油漆、轮胎、路面铺装材料等)[20]; 比较不同交通量的功能区(居民区、商业区、交通区)或不同交通量等级的道路灰尘中污染物的含量特征[12,21]. 缺乏结合交通因子空间信息和道路灰尘污染的对应关系的研究. 要想获得整个城市区域具有代表性的交通量样本往往需要耗费大量的时间和人力进行调查. 通常认为,道路密度越发达的区域交通量越大. 本研究以北京市六环内区域为例,使用单位面积道路节点数、道路密度作为交通指标,试图探索: ①道路网络及道路灰尘中各元素自城市中心到郊区的含量变化趋势以及尺度特征; ②城市道路指标与灰尘元素分布的相关性. 若道路灰尘中某些污染物含量与道路指标存在较好的相关性,道路指标则可作为监测这些重金属污染物的简单和快速的代替指标.

1　材料与方法

1.1　研究区概况及采样方法

北京市位于华北平原北端,中心位于 N39°54′20″, E116°25′29″,气候为典型的暖温带半湿润大陆性季风气候,全市平均海拔 43.5 m. 全市面积16 410 km^2,其中建成区面积1 289 km^2,居中国城市首位. 本研究在六环以内的区域进行,该区域包括二环内的旧城区、城市发展区、城乡结合部以及近郊区. 采样区域涉及东城、西城、海淀、朝阳、石景山、丰台、大兴、昌平、顺义、房山、通州和门头沟共 12 个行政区. 设置样点时考虑道路网络的密度及结构特征(棋盘加环线和放射状)对研究区进行网格布点. 五环内网格大小为 1.5 km × 1.5 km,五环至六环之间以 6 km × 6 km 网格布点. 在网格交叉口最近的路口采集道路灰尘样品,具体样点设置如图 1 所示.

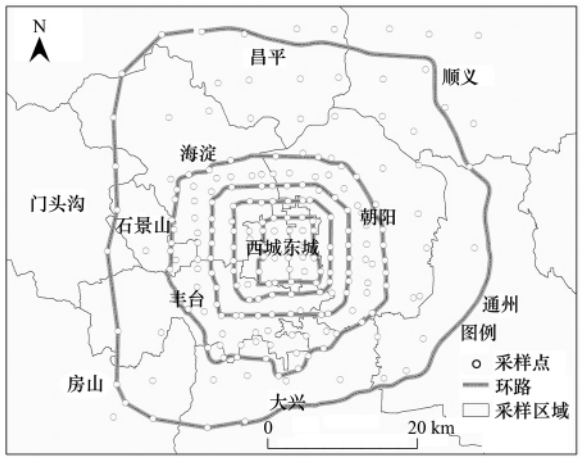


图 1　研究区灰尘采样点分布示意 (n = 220)

Fig. 1　Distribution of dust sampling sites (n = 220)

样品的采集时间为 2009 年夏季,为避免降水对道路灰尘中污染物含量的影响,样品的采集选在干期进行. 采样时详细记录样点坐标、周围土地利用特征. 由于局域的污染源易影响到道路灰尘中污染物含量,采样时避开公交站、下水道口、建筑工地等容易受干扰的位置. 样品收集时使用发动机供电,真空吸尘器采集道路交叉口附近路面的灰尘样品. 样品采集后用塑料小刷和小铲协助收集入塑料封口袋中并贴上标签. 每个样点收集的样品量至少为 300 g,每个样品由路口周围多个子样品混合而成. 整个采样周期内共获得坐标齐全的有效地表灰尘样品 220 个. 样品带回实验室后至少自然风干一周,过 35 目孔径尼龙筛去除头发、小石子、纸屑、植物屑等杂物后均匀混合. 随后将样品分为三部分,一部分用以理化性质的测定,一部分样品使用玛瑙研钵研磨使之能通过 100 目尼龙筛以进行全量元素的测定,剩下部分样品存放备用.

1.2　样品测定及质量保证

本研究参考美国环境保护署 EPA3052 方法[22]

© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

采用微波消解法对样品进行预处理,以测定灰尘中重金属含量. 称取 0.15 g(精确到0.000 1 g)左右的灰尘样品放入消解罐中,使用 9 mL∶3 mL∶1 mL 的 HNO_3-HF-H_2O_2 酸体系采用三步升温的方法进行消解. 让每个样品在大约 8 min 内由室温上升到 120℃,并保持 120℃为 3 min. 随后在大约 6 min 内温度由 120℃上升到 160℃,并保持 160℃为 15 min;最后在大约 5 min 内温度由 160℃上升到 190℃,并保持 190℃为 15 min. 消解完毕,待微波消解仪温度降至 40℃以下后,将样品从微波炉中取出放入控温电加热器中,在 140℃条件下赶酸 3 ~ 4 h 至近干. 赶酸完毕后,溶液转移至 50 mL 容量瓶中,用 2% 硝酸冲洗消解罐 2 ~ 3 次,然后用 2% 硝酸定容,并使用水系 0.45 μm 滤膜进行过滤后待测. 采用重金属标准溶液 GSB04-1766-2004 和 GBW(E)080003 配制标准曲线. 使用 ICP-OES 测定 Cu、Pb、Cr、Ni、Mn 和 ICP-MS 测定 Cd. 总氮(TN)和总硫(TS)使用干烧法-元素分析仪全自动分析进行测定. 道路灰尘的 pH 值、有机碳(TOC)含量参考土壤农化分析[23]进行测定. 其中 pH 值采用电化学法测定水∶灰尘质量比为 2.5∶1的溶液的酸碱度. 灰尘中有机碳(TOC)含量使用重铬酸钾氧化-分光光度法进行测定.

为保证回收率,每批样品处理时至少采用 2 个国家标准土壤样品(GSS-2)作为参比,并用超纯水做 2 个空白. 分析样品的重复数为 30%. 所测元素的回收率均在 90% ~ 105% 之间. 为保证样品不受污染,实验前后使用洗涤剂清洗仪器,在 5% 的 HNO_3 中至少浸泡 12 h,使用清水,蒸馏水,超纯水至少清洗 3 遍. 实验中使用的工具均不含金属成分,实验过程中使用试剂均为优级纯,试剂水均为超纯水.

1.3 数据分析方法

数据分析基于缓冲区分析进行,使用 ArcGIS 9.2 软件进行空间分析,SPSS 进行统计分析. 本研究一共涉及两类缓冲区,具体为 ①基于样点的缓冲区:为表征采样点周围的道路特征,基于每个样点做半径为 1 km 的缓冲区(与北京市道路网络的最小尺寸相当),统计该样点缓冲区内的单位面积道路长度和单位面积道路节点数. ②沿城乡梯度做缓冲区:天安门附近可视为北京的城市中心点,也是采样区域的中心点. 以中心点为圆心,自城市中央向外围做半径以 0.5 km 增加的多环缓冲区,共做 70 个同心圆(覆盖区域半径为 35 km),基本覆盖整个采样区域. 统计沿城乡梯度的各个环带中元素的平均含量.

交通的代表指标选择单位面积节点数(个·km^{-2})和道路密度(km·km^{-2}). 道路节点数和道路密度均可表明路网的通达性,代表该区域受交通影响的程度. 道路图层数据包括城市 1 ~ 4 级道路. 计算时不考虑道路等级间的差异,仅使用单位面积的道路总长度代表道路密度. 节点的计算方式为道路的交叉点为一个节点,立交桥等复杂区域以一个出口作为一个节点,故一座立交桥可包括多个节点.

2 结果与分析

2.1 北京市道路灰尘元素含量特征统计特征

表 1 列出了采样点中元素含量及采样点缓冲区内道路指标的统计结果. 从中可以看到采样区域道

表 1 北京市道路灰尘元素含量特征描述[1)] (n = 220)

Table 1 Statistic analysis of element content in street dust (n = 220)

指标	全距	极小值	极大值	均值	偏度	峰度	参考含量		
pH	3.58	7.78	11.36	9.23	1.01	1.77	7.64①		
TOC/g·kg^{-1}	86.47	6.85	93.32	21.04	2.20	11.97	—		
TN/g·kg^{-1}	4.32	0.18	4.50	1.19	1.56	2.68	—		
TS/g·kg^{-1}	2.37	0.16	2.53	0.87	0.59	0.61	—		
Cd/mg·kg^{-1}	3.94	0.06	4.00	0.47	4.71	27.82	0.22②	0.6③	1④
Cr/mg·kg^{-1}	180.94	41.22	222.16	77.45	1.94	6.92	90②	250③	300④
Cu/mg·kg^{-1}	221.96	12.86	234.82	64.23	1.27	1.41	35②	200③	400④
Mn/mg·kg^{-1}	3 658.68	372.58	4 031.26	591.44	9.10	92.36	—		
Ni/mg·kg^{-1}	90.12	9.21	99.33	23.70	3.01	15.04	40②	60③	200④
Pb/mg·kg^{-1}	244.40	11.62	256.02	50.40	3.09	11.58	35②	350③	500④
单位面积节点数/个·km^{-2}	110.19	0.64	110.83	29.78	1.17	0.85	—		
道路密度/km·km^{-2}	34.49	1.30	35.78	10.49	1.05	1.66	—		

1) ①北京城区土壤 pH 值[24]; ②~④土壤环境质量标准(GB 15618-1995)[25]; ②一级标准:为保护区域自然生态,维持自然背景的土壤环境质量的限定值; ③二级标准:为保护自然生产,维持人体健康的土壤限制值; ④三级标准:为保证农林业的生产和植物正常生长的土壤临界值; "—"代表无相关数据

© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

路灰尘的 pH 均呈碱性,范围为 7.78 ~ 11.36. 道路灰尘中各元素指标的平均含量特征为: TOC > TN > TS > Mn > Cr > Cu > Pb > Ni > Cd. 道路灰尘中 Cd、Cu、Pb 的平均含量均超过土壤环境质量一级标准; Cd 的最大值超过土壤环境质量三级标准,Cu 和 Ni 的最大值超过土壤环境质量二级标准. 各元素含量在样点间的差异较大,就含量的变幅而言,采样点中各元素指标的排列特征为: Cd > TN > Pb > Cu > TS > TOC > Mn > Ni > Cr. 各指标在研究区域均属于偏态分布,经对数转换后近似符合正态分布. 采样点缓冲区内的道路单位面积节点数均值为 29.78 个·km^{-2},道路密度为 10.49 km·km^{-2}. 这两个指标在样点间变幅较大.

2.2　各指标延城市化梯度的变化特征

图 2 为各指标沿城乡梯度的变化趋势,横坐标代表采样点所在的缓冲区离中心点的距离,纵坐标代表该缓冲环中某一指标的平均值. 表 2 列出了各指标沿城乡梯度趋势的拟合曲线,其中拟合程度低($R^2 < 0.1$)的元素在表上未列出. 各指标的拟合程度高低有: 单位面积节点数 > 道路密度 > Cu > TOC > Pb > TN > Ni > Cr > pH. 其中单位面积道路节点数,道路密度和 Cu 的最佳拟合曲线均为对数函数; TOC 和 Ni 的最佳拟合曲线为二次函数; TN 和 Cr 使用幂函数拟合程度最高.

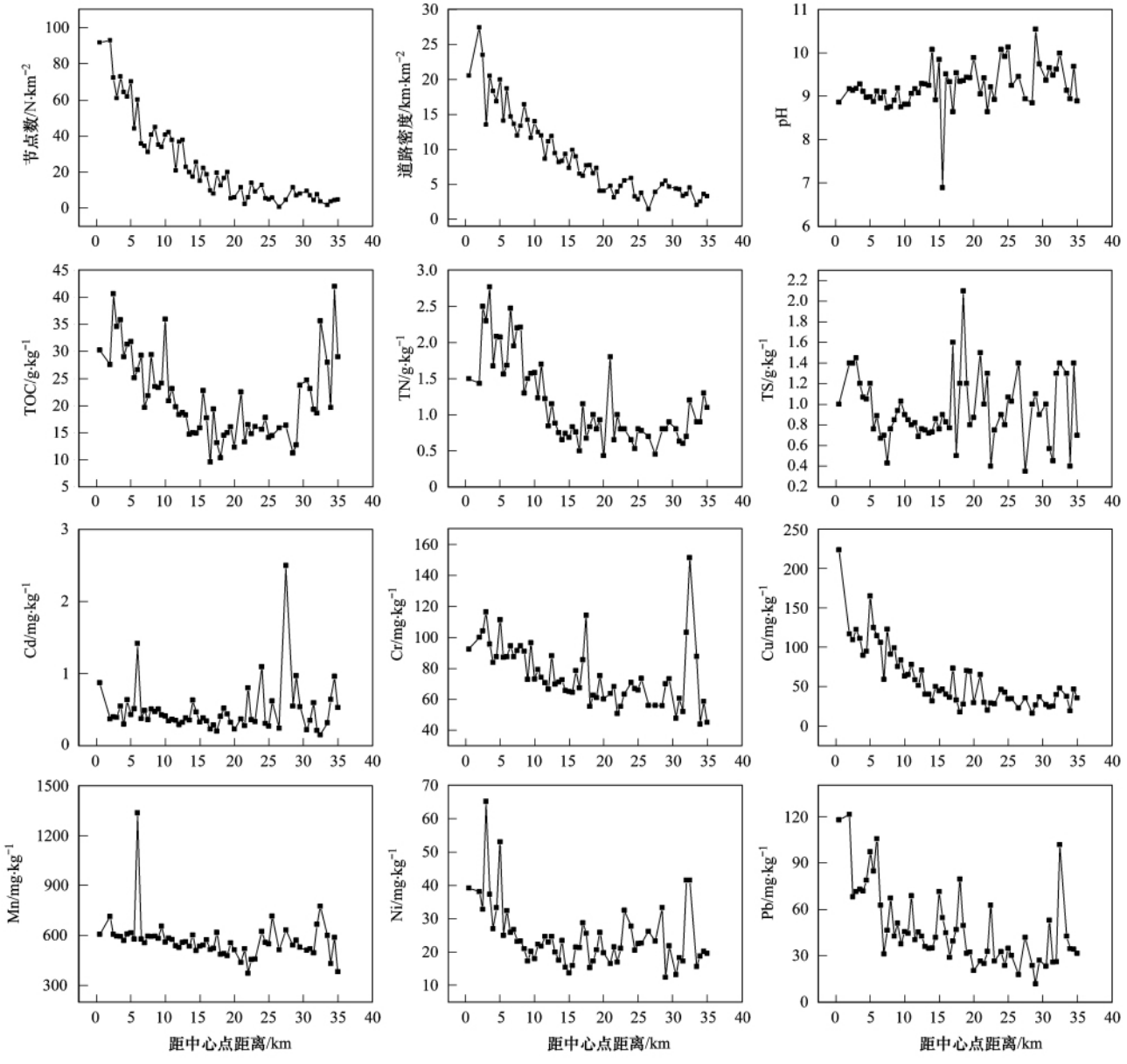


图 2　各指标沿城乡梯度的变化趋势

Fig. 2　Content trend of each item along the urban-rural gradient

© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

在 0 ~ 15 km 的距离范围内，道路密度和单位面积道路节点数下降迅速，在该范围以外，各缓冲区中道路密度和单位面积道路节点数均值趋于恒定. 道路灰尘中各指标沿中心点到郊区的变化趋势可分为 3 类，具体为：①除少数区域出现异常值外，Mn 和 Cd 在空间上随距离变化程度较低，均值基本维持恒定，二者均在城中区域相邻缓冲区中元素均值的差异较小；在距离中心点较远处的城郊区域，相邻缓冲区中元素均值的差异较大. ②从城中到城外梯度，道路灰尘中 Ni、TOC 和 TN 均值表现为先降低后升高，具体为先随距离波动降低随后在郊区表现出均值缓慢增高，且转折点位于 15 ~ 20 km 附近. ③Cu 和 Pb 类似，其含量表现为自城市中心向城外区域降低，且刚开始降低较快，10km 以后降低的速率有所缓和. 此外，pH 表现为城市中央区域较低，且含量范围较为接近，随着距离的增加，相邻的缓冲区中的样点间 pH 差异较大. 距中心点 15 ~ 20 km 处可视为转折点. 总的特点是在该距离范围外，指标随距离变化的趋势和在该距离范围内有所差异.

表 2 各指标沿城乡梯度的最佳拟合函数[1)]

Table 2 Best fitting function of each item along the urban-rural gradient

指标	拟合函数	R^2
pH	$y = 0.018x + 8.916$	0.123
TOC	$y = 0.06x^2 - 2.50x + 40.10$	0.63
TN	$y = 2.82x^{-0.38}$	0.465
TS	—	—
Cd	—	—
Cr	$y = 114.6x^{-0.16}$	0.319
Cu	$y = -42.3\ln(x) + 171.1$	0.787
Mn	—	—
Ni	$y = 0.046x^2 - 2.031x + 41.30$	0.326
Pb	$y = -21.3\ln(x) + 103.7$	0.511
单位面积节点数	$y = -26.6\ln(x) + 94.83$	0.899
道路密度	$y = -6.56\ln(x) + 26.26$	0.841

1) “—”表示该指标的拟合程度低($R^2 < 0.1$)

2.3 相关分析

单位面积道路节点数，道路密度和 TOC、TN、Cr、Cu、Ni、Pb 沿城乡梯度变化表现出相似性. 道路交通指标可能为这些元素分布的控制因子. 使用 Pearson 相关性测试对所测指标进行分析，探索交通指标与道路灰尘中元素的相关性大小. 结果如表 3 所示. 表中相关系数大于 0.5 且在 0.01 水平上显著的相关系数使用黑体标出，相关性不显著的部分在表中未列出. 结果表明样点缓冲区内道路密度和单位面积道路节点数间相关系数达到 0.909. 两个道路指标和灰尘中 Cu、TN、TOC、Pb、Ni、Cr 在 0.01 水平上正相关；与 TS、Mn 在 0.05 水平上正相关，但相关系数低；道路指标和 pH 值存在较弱的负相关. 即除 Cd 外，其他的元素均与交通排放有一定联系. 道路指标和各元素的相关性排序为 Cu > TN > TOC > Pb > Ni > Cr. 较道路密度而言，单位面积节点数和各元素间的相关性更高. 通常来源越类似的元素之间的相关性越强. TOC-TN-Cu，Cd-Mn 这两组元素组内的相关系数较高且沿城乡梯度的变化趋势较为类似，这两组元素在组间不具备相关性.

表 3 单位道路面积节点数，道路密度和各指标的相关性分析[1)] ($n = 220$)

Table 3 Pearson correlations of road indices and element contents in urban street dust($n = 220$)

指标	节点数	道路密度	pH	TOC	TN	TS	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb
节点数	1											
道路密度	**0.909****	1										
pH	−0.146*	−0.166*	1									
TOC	0.499**	0.454**		1								
TN	**0.557****	**0.532****	−0.199**	**0.754****	1							
TS	0.146*			0.369**	0.250**	1						
Cd							1					
Cr	0.326**	0.344**		0.386**	0.425**	0.197**		1				
Cu	**0.649****	**0.631****	−0.182**	**0.575****	**0.640****	0.206**		0.487**	1			
Mn	0.151*	0.195**					**0.583****	0.223**		1		
Ni	0.413**	0.346**		0.363**	0.433**	0.197**		0.471**	0.443**	0.235**	1	
Pb	0.426**	0.426**		0.275**	0.341**		0.240**	0.189**	0.404**		0.243**	1

1) * 表示 $P < 0.05$，** 表示 $P < 0.01$

2.4 道路指标与各指标相关性的探讨

进一步对道路指标进行分级，探索不同道路梯度对应的元素含量特征. 对道路指标的分级依据是自然断点法(natural break jenks)，其分类方式共分为 5 个等级. 各等级的组内差异最小，组间差异最大，各等级的道路密度或单位面积节点数如表 4 所示.

© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

单位面积道路节点数和道路密度数据存在右偏的趋势,即研究区内大部分样点的缓冲区内,道路密度或道路单位面积节点数较低,少数样点的缓冲区内道路单位面积节点数或道路密度较高. 按自然断点法划分后的单位面积道路、单位面积节点数和道路密度每个等级覆盖的样点数基本相同,仅在等级5(高密度)道路密度所包含的样点数显著低于单位面积节点数划分的结果.

表4　道路指标分级统计结果

Table 4　Statistic results of road indices in each level

项目	分级	等级	样点/个	均值	中值	极小值	极大值	全距
单位面积节点数/个·km^{-2}	1	低	69	6.79	6.37	0.63	13.69	13.06
	2	较低	58	20.75	21.97	14.01	27.39	13.38
	3	中	46	35.14	35.35	28.03	44.59	16.56
	4	较高	25	54.85	53.18	45.22	65.61	20.38
	5	高	22	84.67	82.17	70.38	110.83	40.45
	总计		220	29.65	23.57	0.63	110.83	110.2
道路密度/km·km^{-2}	1	低	68	4.37	4.34	1.30	6.56	5.27
	2	较低	61	8.85	8.79	6.67	10.96	4.29
	3	中	53	13.16	13.15	11.10	15.49	4.39
	4	较高	28	18.19	18.24	15.77	20.96	5.19
	5	高	10	26.49	24.45	22.72	35.78	13.06
	总计		220	10.49	9.82	1.30	35.78	34.49

图3和图4分别为各元素沿道路指标等级的变化趋势. 同一元素在道路密度和道路节点分级上趋势一致. pH、TS、Cd、Mn随道路密度、节点数等级变化无规律变化,TOC、TN、Cr、Cu、Ni、Pb均随道路密度、节点数等级增大而平均含量升高. 在道路密度、节点数等级为高时,TOC和Ni均值含量接近等级为低时的2倍; Pb和TN的均值在道路密度、节点数等级为高时接近等级为低时的3倍; Cu在等级间的差异最大,在等级为高时超过了等级为低时的3倍. TOC、TN、Cu在道路密度、节点数为中-高等级显著高于低到较低等级; Ni、Pb在等级高时显著高于其他等级. TN、Cu在中-高等级的变幅显著高于前两个等级.

3　讨论

3.1　道路灰尘的污染程度及潜在危害

道路灰尘中Cd、Cu、Pb的平均含量均超过土壤环境质量一级标准(为保护区域自然生态,维持

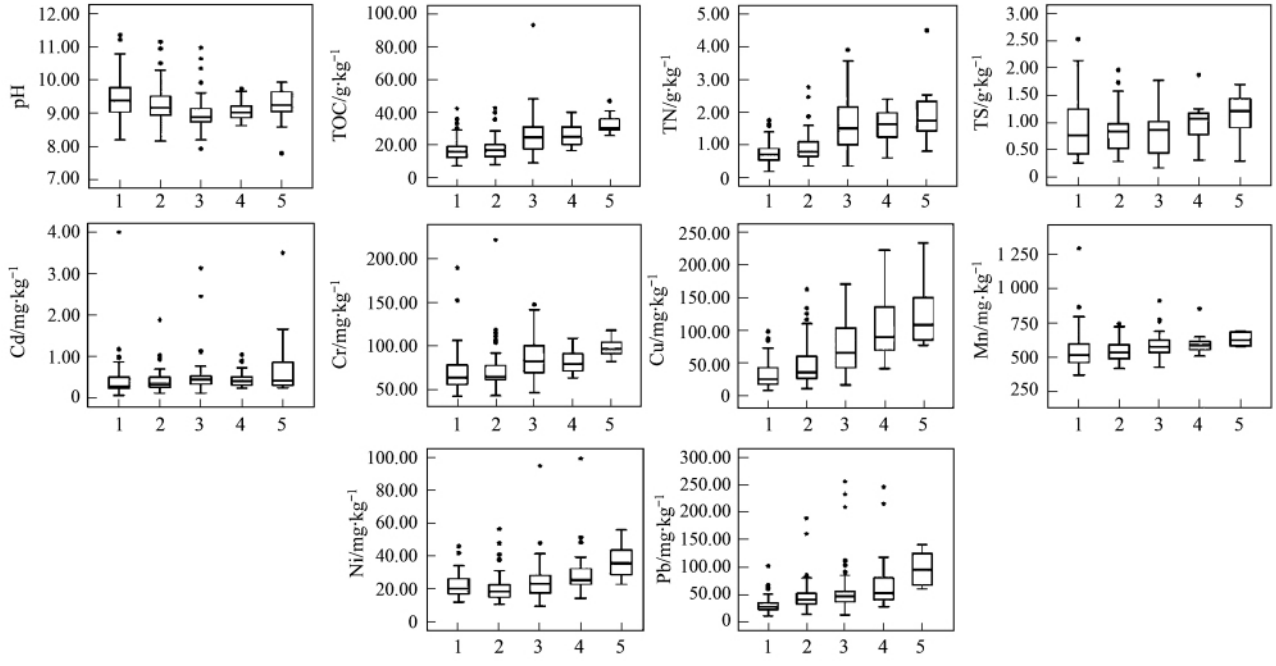


图3　不同道路密度梯度对应的pH值和元素含量特征

Fig. 3　Box plot of pH and element concentrations at five road length density levels

© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

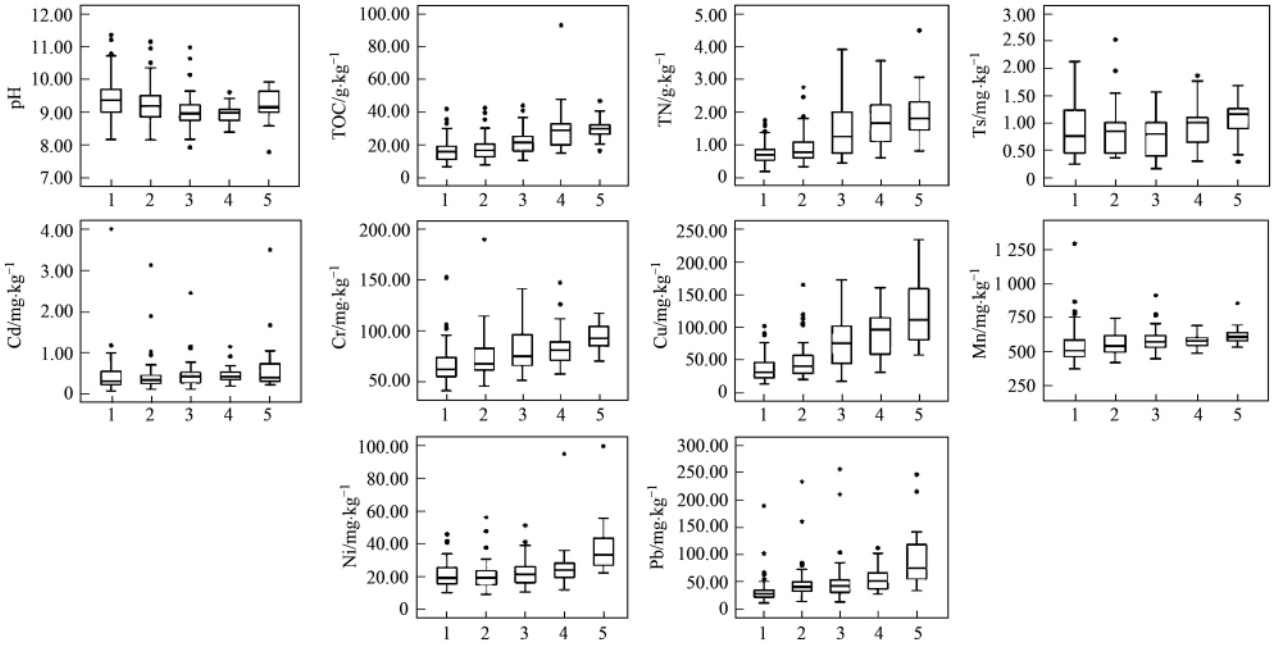


图 4 不同道路节点梯度对应的 pH 值和元素含量特征

Fig. 4 Box plot of pH and element concentrations at five road note density levels

自然背景的土壤环境质量限定值). Cu 和 Ni 的最大值超过为二级标准(为保护自然生产,维持人体健康的土壤限定值),而 Cd 在道路灰尘中的最大值超过三级标准(为保证农林业的生产和植物正常生长的土壤临界值). 道路环境是开放系统,路面环境中的灰尘易进入到大气、土壤、水体等环境介质中并参与生物地化循环,从而对城市生态系统健康造成威胁. 此外,研究表明任何高含量的金属都会对人体健康造成威胁. 暴露在灰尘中的人群可通过呼吸吸入、摄食及皮肤接触这 3 种途径摄入其中的污染物[26]. 重金属在人体中的长期累积可能会对人体造成慢性伤害[27]. 城市道路灰尘中的 Pb 和 Cd 含量较高,这两种元素为人体非必需元素,即使在非常低剂量的情况下依然会对人体造成伤害,应加强其来源分析及管理.

环境介质的 pH、TOC 含量会影响到污染物的形态以及可迁移性[28,29]. 从表 1 中可以看到采样区域道路灰尘的 pH 范围为 7.78 ~ 11.36,均值为 9.23,显著高于北京地区的土壤背景值 7.64[24]. 道路灰尘中重金属在碱性环境下的移动性通常较低,毒性较小. 即通常情况下,北京市道路灰尘中的重金属元素生物有效性较低. 但当所处环境中酸碱环境改变后,高含量的污染生物有效性随之变化,道路灰尘中的重金属对环境的潜在危害仍不容忽视. 有机碳含量能影响污染物质的溶解、吸附、解吸、迁移和生物毒性等. 本研究中,道路灰尘中有机碳含量和 Cr、Cu、Ni、Pb 均在 0.01 水平上相关,这可能导致道路灰尘中的这些元素具有更高的生物有效性. 在今后的工作中,高有机碳含量区域的金属毒性需进一步探究. 此外,应加强对道路系统这个长期存在的网状污染源的管理,通过增加路面湿度,道旁植被的栽种等工作防止道路灰尘的扩散,加大道路灰尘的移除及处理频率,并加强地表径流的管理.

3.2 各指标随道路等级的变化特征

对道路指标分级的研究发现,pH、TS、Cd、Mn 随道路密度、节点数等级变化无规律变化,在整个研究区内,这 4 个指标的共同特征为: 在采样的中央区域灰尘样品中的 pH、TS、Cd、Mn 均质性较高,在外围区域,样品中 pH、TS、Cd、Mn 含量变幅较大. 该特征反映了高密度城市区域内这几种元素的来源比较单一,在郊区,道路灰尘受环境异质性的影响,使得相邻缓冲区环中这几种元素的含量波动较大. 城市中心区域道路灰尘样品中 pH 含量较为接近,该值主要受到路面磨损物中碱性物质的影响; 到城市郊区,相邻缓冲区间的 pH 差异较大,高值主要受城市发展带动建筑施工以及郊区货车运输石灰,水泥等影响. 结合含量数据和北京市地图发现,TS 的高值区域主要分布在北京市南部郊区,其含量应主要受周围工厂,企业排放的影响. Cd、Mn 在研究区域与道路指标相关性低. 除少数区域外,Cd、Mn 的均值在整个城乡梯度上基本恒定,其在道路灰尘中的含量应主要受区域土壤背景值影响.

© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

北京市区采样范围内无大型的工业污染源，TOC、TN、Cr、Cu、Ni、Pb 均随道路密度、节点数等级增大而平均含量升高，且这些指标在 0.01 水平上显著相关，其主要来源应为交通排放. 其中，高交通密度等级和低交通密度等级所对应的道路灰尘中 TN、Cu、Pb 等元素的差异达到了 2 ~ 3 倍(图 3 和图 4)，需加强对高交通地区的 TN、Cu、Pb 元素的控制.

3.3　道路灰尘中 pH 及各元素含量沿城乡梯度变化的特征及影响因素

对所有的指标而言，距城市中心 15 ~ 20 km 处为含量变化的转折点. 在该距离之外，某些指标在随距离增加或均值趋于稳定，或含量变化趋势发生转折，或相邻两缓冲带内的元素含量变幅较大. 即道路灰尘中各元素在研究区内具有一定的空间尺度特征，在距中心点 15 ~ 20 km 范围内和该范围外，影响道路灰尘中元素含量的主要因子可能存在差异. 结合北京市地图进行分析发现，该距离范围正好与北京市五环路的范围对应，该区域以内主要为城市中心区和城乡交错区，除了北部和东部区域有回龙观、天通苑、通州等居住新城外，五环 ~ 六环的范围基本为城郊区域. 在五环范围内，人类活动强度自城市中心往外逐渐降低. 道路灰尘中 TOC、TN、Cr、Cu、Ni、Pb 含量沿城乡梯度总体表现出降低的趋势. 在该范围内，道路灰尘中 TOC、TN 含量应主要受机动车排放的有机物和氮氧化合物的影响. Pb 主要受汽油燃烧排放以及累积在旧城区城市环境中的 Pb 影响，Cr、Cu、Ni 可能主要来自减速活动. 在五环范围外，道路指标基本保持恒定值，而 TOC 和 TN 表现出波动升高，这两个指标在郊区可能受农业用地土壤尘或道路运输煤渣的影响.

总之，在五环范围外，人类活动剧烈区主要呈现小团分布，各环带或各城市扩张方向的土地利用或人口密度差异较大，导致了此范围之外的距离样点间或相邻缓冲环内元素含量的波动较大. 较土壤而言，灰尘具有更高的移动性，也更易进入到人体，加强高密度人口聚集区域道路地表灰尘重金属管理，对于保障城市环境健康具有重要意义.

4　结论

(1) 北京市六环内道路灰尘元素含量受到人类活动影响强烈，灰尘中各元素含量变幅较大. 城市中心向城外梯度变化，道路灰尘中元素主要呈现出: ①含量随距离降低，且开始降低较快; ②随距离含量均值保持不变; ③含量随距离先降低后升高. 道路灰尘中污染物含量变化减缓或者趋势表现出转折的位置均大致在距中央 15 ~ 20 km 左右.

(2) 相关分析表明道路密度和单位面积节点数间的相关性高，这两个指标可互相代替; 较道路密度而言，单位面积节点数和各元素间的相关性更高. 单位面积节点数可在一定程度上指示道路灰尘中 Cu、TN、TOC、Pb、Ni、Cr 元素污染.

(3) 同一元素在道路密度和道路节点分级上趋势一致. 道路灰尘中 TN、Cu、Pb 等元素含量主要受交通控制，高交通密度等级所对应的道路灰尘中 TN、Cu、Pb 均值为低交通密度等级的 2 ~ 3 倍.

参考文献:

[1] Ahmed F, Ishiga H. Trace metal concentrations in street dusts of Dhaka city, Bangladesh [J]. Atmospheric Environment, 2006, **40**(21): 3835-3844.

[2] De Miguel E, Llamas J F, Chacón E, *et al*. Sources and pathways of trace elements in urban environments: a multi-elemental qualitative approach [J]. Science of the Total Environment, 1999, **235**(1-3): 355-357.

[3] Robertson D J, Taylor K G, Hoon S R. Geochemical and mineral magnetic characterisation of urban sediment particulates, Manchester, UK [J]. Applied Geochemistry, 2003, **18**(2): 269-282.

[4] 常静，刘敏，李先华，等. 城市地表灰尘-降雨径流系统重金属生物有效性研究 [J]. 环境科学，2009，**30**(8): 2241-2247.

[5] Hjortenkrans D, Bergback B, Haggerud A. New metal emission patterns in road traffic environments [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2006, **117**(1-3): 85-98.

[6] Kim K W, Myung J H, Ahn J S, *et al*. Heavy metal contamination in dusts and stream sediments in the Taejon area, Korea [J]. Journal of Geochemical Exploration, 1998, **64**(1-3): 409-419.

[7] Narin I, Soylak M. Monitoring trace metal levels in Nigde, Turkey: nickel, copper, manganese, cadmium and cobalt contents of the street dust samples [J]. Trace Elements and Electrolytes, 1999, **16**(2): 99-103.

[8] Charlesworth S, Everett M, Mccarthy R, *et al*. A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: birmingham and Coventry, West Midlands, UK [J]. Environment International, 2003, **29**(5): 563-573.

[9] Wong J W C, Mak N K. Heavy metal pollution in children playgrounds in Hong Kong and its health implications [J]. Environmental Technology, 1997, **18**(1): 109-115.

[10] Arslan H. Heavy metals in street dust in Bursa, Turkey [J]. Journal of Trace and Microprobe Techniques, 2001, **19**(3): 439-445.

[11] Pagotto C, Rémy N, Legret M, *et al*. Heavy metal pollution of

© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

road dust and roadside soil near a major rural highway [J]. Environmental Technology, 2001, **22**(3): 307-319.

[12] Ewen C, Anagnostopoulou M A, Ward N I. Monitoring of heavy metal levels in roadside dusts of Thessaloniki, Greece in relation to motor vehicle traffic density and flow [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2009, **157**(1-4): 483-498.

[13] Al-Khashman O A. Determination of metal accumulation in deposited street dusts in Amman, Jordan [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2007, **29**(1): 1-10.

[14] Duzgoren-Aydin N S, Li X D, Wong S C. Lead contamination and isotope signatures in the urban environment of Hong Kong [J]. Environment International, 2004, **30**(2): 209-217.

[15] **李风平, 娄翼来, 李琪, 等. 沈阳南部沿城乡梯度土壤铅时空分布研究** [J]. **土壤通报**, 2008, **39**(4): 935-937.

[16] **张金屯**, Sta P. **城市化对森林植被、土壤和景观的影响** [J]. **生态学报**, 1999, **19**(5): 654-658.

[17] Fan S B, Tian G, Li G, *et al*. Road fugitive dust emission characteristics in Beijing during Olympics Game 2008 in Beijing, China [J]. Atmospheric Environment, 2009, **43**(38): 6003-6010.

[18] **刘春华, 岑况. 北京市街道灰尘的化学成分及其可能来源** [J]. **环境科学学报**, 2007, **27**(7): 1181-1188.

[19] **向丽, 李迎霞, 史江红, 等. 北京城区道路灰尘重金属和多环芳烃污染状况探析** [J]. **环境科学**, 2010, **31**(1): 159-167.

[20] Adachi K, Tainosho Y. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust [J]. Environment International, 2004, **30**(8): 1009-1017.

[21] Arslan H, Gizir A M. Heavy-metal content of roadside soil in Mersin, Turkey [J]. Fresenius Environmental Bulletin, 2006, **15**(1): 15-20.

[22] U. S. EPA method 3052. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices [S].

[23] **鲍士旦. 土壤农化分析** [M]. **北京: 中国农业出版社**, 2000. 25-38

[24] **王磊, 傅桦, 杨伶俐. 北京城区土壤** pH **分布研究** [J]. **土壤通报**, 2006, **37**(2): 398-400.

[25] GB 15618-1995, **土壤环境质量标准** [S].

[26] Shi G, Chen Z, Bi C, *et al*. A comparative study of health risk of potentially toxic metals in urban and suburban road dust in the most populated city of China [J]. Atmospheric Environment, 2011, **45**(3): 764-771.

[27] Ibanez Y, Le Bot B, Glorennec P. House-dust metal content and bioaccessibility: a review [J]. European Journal of Mineralogy, 2010, **22**(5): 629-637.

[28] Murakamia M, Fujita M, Furumai H, *et al*. Sorption behavior of heavy metal species by soakaway sediment receiving urban road runoff from residential and heavily trafficked areas [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, **164**(2-3): 707-712.

[29] Joshi U M, Vijayaraghavan K, Balasubramanian R. Elemental composition of urban street dusts and their dissolution characteristics in various aqueous media [J]. Chemosphere, 2009, **77**(4): 526-533.

© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net