

城市土壤中重金属元素的积累及其微生物效应

杨元根¹, E. Paterson², C. Campbell² (1. 中国科学院地球化学研究所, 贵阳 550002, E-mail: yuangen@public1.gy.gz.cn; 2. The Macaulay Land Use Research Institute, Aberdeen UK, AB15 8QH)

摘要:与农村土壤相比,阿伯丁市城市土壤(路边土、公园土)的微生物特征发生了显著的改变,微生物基底呼吸作用明显增强,但微生物生物量却显著降低,微生物生理生态参数 C_{mic}/C_{org} 、 q_{CO_2} 值明显升高,Biolog 数据显示城市土壤对能源碳的消耗量和速度显著升高.对重金属元素研究表明,与农村土相比城市土壤中重金属 Pb、Zn、Cu、Ni 已经有明显积累,化学形态研究表明 Pb 主要与氧化铁有关,Ni、Zn 以残渣态为主,Cd 以有效态为主,而 Cu 除有效态外,其它结合形态基本具有同等重要的意义.主成分分析表明,有效态 Pb 是控制城市土壤与农村土壤微生物特征差异的主要因素,其次为 Zn、Cu 和 Ni 的有效态和有机态亦有一定的作用效应.

关键词:城市土壤;微生物特征;重金属分布;化学形态

中图分类号:X144 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2001)03-05-0044

Accumulation of Heavy Metals in Urban Soils and Impacts on Microorganisms

Yang Yuangen¹, E. Paterson², C. Campbell² (1. Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China E-mail: yuangen@public1.gy.gz.cn; 2. The Macaulay Land Use Research Institute, Aberdeen UK, AB15 8QH)

Abstract: Compared with rural soils, urban soils in Aberdeen city possessed obviously different microbial features: higher in microbial basal respiration strength, and microbial ecophysiological parameters C_{mic}/C_{org} and q_{CO_2} , but lower in microbial biomass, also much more rapid in consuming carbon sources deduced from Biolog data. Urban soils showed different characteristics in heavy metals as well. Apparent accumulation of Pb, Zn, Cu, Ni were observed, in which Pb mainly related with iron oxides, Ni, Zn existed in residual forms, Cu exhibited same importance of different chemical forms but for soluble forms. Principal component analysis results reflected the overwhelming factor to control the difference of microbial features between urban and rural soils was soluble Pb, then soluble Zn, soluble and organic bonded Cu and Ni also contributed in some degree.

Keywords: urban soil; microbial features; heavy metals; chemical forms

许多研究表明,与农村土壤相比,城市土壤中重金属元素已有不同程度的积累^[1-3],从农村土向城市公园土、路边土及工业污染区逐渐升高^[4,5].按来源可分为天然元素、城市元素和混合源元素^[6,7],其中 Cu、Pb、Zn、Cd 被认为是典型的人类活动源元素^[7,8];许多研究也涉及到重金属元素的结合形态^[9,10]及其植物效应^[11,12],并总结出城市土壤中重金属元素的源-运移-沉降模式^[13]及其动力学过程^[14].但对城市土壤中重金属元素的含量分布、结合形态与土壤微生物的关系研究较少,本文以苏格兰阿伯丁市为对象研究城市土壤中重金属元素的积累、形态分布及其微生物效应,从而探讨城市环境中重金属元素胁迫下的微生物响应及其生态环境意义.

1 材料与方法

1.1 土壤样品的采集

采用文献^[5]介绍的方法各采集 14 个路边土样和公园土样及邻近农村地区土壤样,3 类土壤属同一土类且母质类型一致.

1.2 样品处理

在室内先过 6 mm 筛,再过 2 mm 筛,剔除所有植物碎片、根系、石子和土壤动物等,储存在 4℃ 的冷库中备用.取适量分样,在 30℃ 左右的温室中风干,用旋转式缩分器缩分后,一部分供土壤 pH 测定,另一部分用玛瑙研磨器磨成 100

基金项目:中国科学院王宽诚留学基金资助项目

作者简介:杨元根(1965~),男,博士,研究员,主要从事环境地球化学研究.

收稿日期:2000-07-17

目以下的粉末作重金属形态分析.

1.3 土壤基本性质的测定

土壤含水量用烘干法在 105 ℃ 条件下测定;pH 值用去离子水和 0.01 mol/L CaCl₂ 溶液浸提测定;有机质含量用重铬酸钾氧化法测定.

1.4 土壤重金属形态的连续提取测定

用修改的 BCR 连续提取^[15],共进行 4 步:
①用 0.11 mol/L 醋酸溶液提取,②用 0.5 mol/L 的盐酸羟胺提取,③用 pH 为 2 的过氧化氢消化后 1.0 mol/L 醋酸氨溶液(用浓 HNO₃ 调 pH 值至 2)提取,④上述残渣再用王水消化提取,以上提取液中重金属含量分别用 ICP-AES 测定,其中 Cd 和 Pb 用 GFAAS 测定,整个提取过程用土壤标样 1-oct-97 #6 进行质量控制.

1.5 土壤微生物参数

微生物呼吸速率采用 Baath E 等人的方法测定^[16];微生物生物量用氯仿熏蒸,0.5 mol/L K₂SO₄ 溶液提取法测定^[17];微生物对单一碳源测试(Biolog 方法)采用污染物 MT8 盘,每个样品测试 15 种碳源(不包括空白),主要包括一些脂肪酸类和芳香化合物;具体操作步骤同常规 Biolog 方法^[18],接种后在不同时间段用 590nm

波长,在自动读盘机上利用 Microlog Rel3.5 软件进行读数和数据收集.

以上所有样品均设置 3 个重复,数据统计分析用 Genstat Rel 5.3 软件完成;所有实验工作均在英国麦考莱(Macaulay)土地利用研究所完成.

2 结果与讨论

2.1 重金属元素含量

土壤重金属元素含量分析结果列于表 1 中,可见 3 类土壤中 Cd 的含量均很低,接近土壤背景值,而其它元素的平均值从农村土到公园土、路边土都有不同程度的提高,Cu 的含量分别增加了 2 倍和 4 倍,Pb 的含量则增加了 5 倍和 6 倍,Zn 的含量增加了 2 倍,Ni 的含量也有所升高.显著性检验(*t* 检验)结果表明,路边土与公园土在重金属含量上的差异性并不很显著,置信度 *p* 值均较大;与农村土相比,除元素 Cd 外,城市土壤中其它元素都达到 98 % 以上的差异显著性水平,公园土中 Ni 和 Zn 的差异显著性可高达 99 % 以上,而路边土中 Pb、Zn 则达 99.9 % 以上.

2.2 土壤中重金属元素的结合形态

表 1 土壤重金属含量的测定结果¹⁾/mg·kg⁻¹
Table 1 Heavy metals concentration of soils

元素	路边土	公园土	农村土	世界土壤背景值 ^[19]
Cd	(0.92 ~ 0.12)/0.41(0.20)	(0.90 ~ 0.14)/0.34(0.20)	(0.49 ~ 0.22)/0.34(0.09)	0.35
Cu	(171.55 ~ 11.01)/49.35(42.02)	(113.46 ~ 9.98)/32.23(26.03)	(23.05 ~ 3.11)/13.08(4.97)	30.00
Ni	(33.41 ~ 8.10)/18.31(6.18)	(47.02 ~ 10.06)/21.20(10.16)	(15.02 ~ 4.85)/12.05(2.56)	50.00
Pb	(435.75 ~ 32.66)/180.50(99.79)	(623.91 ~ 47.84)/138.19(154.66)	(55.18 ~ 14.93)/32.36(11.80)	35.00
Zn	(225.33 ~ 33.17)/110.94(53.29)	(268.50 ~ 44.13)/100.84(68.31)	(56.65 ~ 19.07)/44.40(10.28)	9.00

1) 数据的表示方式为(最大值~最小值)/平均值(标准偏差)
不同提取剂所浸提的重金属含量分别对应于其不同的结合形态,步骤 1 对应于有效态,步骤 2 铁锰氧化物结合态,步骤 3 有机质结合态,王水提取对应于残渣态.图 1 反映了不同重金属元素其结合形态所占比例在不同土类中的变化情况,Cd 的化学形态以有效态为主,表明其非常活泼,生物可利用性高^[11];Pb 则明显以铁锰氧化物结合态为主,反映了 Pb 可能主要与氧化铁有关^[20];Ni 和 Zn 则以残渣态为主,而 Cu 除有效态外,其它化学形态基本具同等重要的意义.

对不同土类而言,所有重金属其有效态所占比例从农村土、公园土到路边土都有不同程度地升高,但其残渣态却都有所降低,反映从农村土壤到城市土壤,重金属元素的有效性程度提高,特别是 Zn 的有效性程度提高很多,这与前人的研究结果完全不同^[21];对于 Cu、Pb、Zn 而言,其铁锰氧化物结合态含量从农村土、公园土到路边土也呈上升的趋势,但对于所有重金属元素而言,3 类土壤间其有机质结合态所占比例的变异均很小.

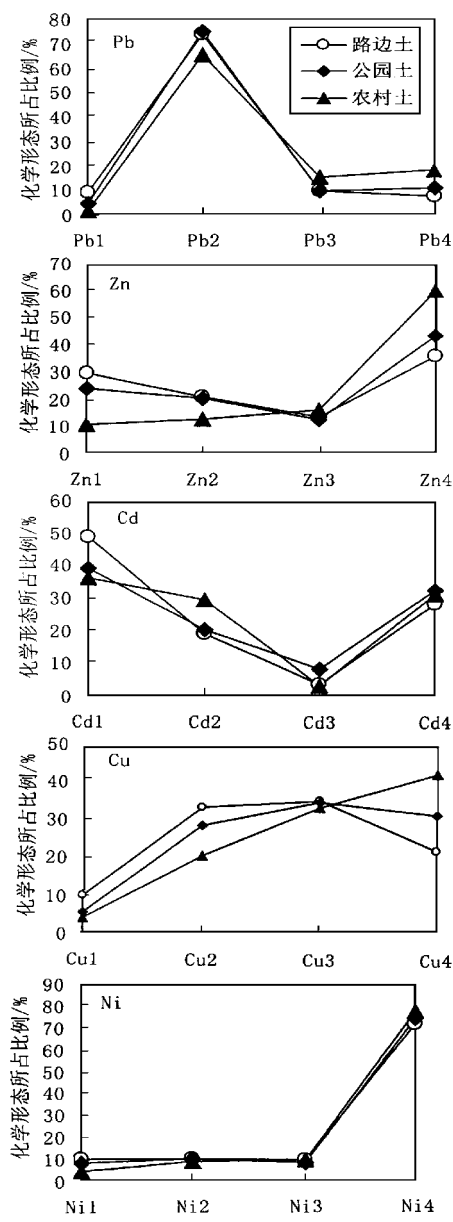


图 1 重金属结合形态比例的变化

Fig.1 Variation of heavy metals bonded form partition

2.3 土壤微生物特征的变化

3 类土壤微生物特征的变化见图 2,可见从农村土、公园土到路边土,微生物基底呼吸速率升高,而微生物生物量减小, t 检验表明它们之间存在显著的差异性,反映城市环境胁迫下,微生物生物量减小,但微生物的逆抗性导致其活动强度明显增大^[22]。

土壤微生物量碳与总有机碳的比值($C_{mic}/$

C_{org})和微生物基底呼吸强度与微生物生物量的比值(代谢商 $q_{CO_2} = R_{mic}/C_{mic}$)这 2 个微生物生理生态参数也呈类似的变化规律,图 2 和 t 检验表明,从农村土到城市土壤,这 2 个参数值都有显著升高,表明城市环境胁迫导致其微生物代谢能力发生了明显的改变^[23],产生高水平、不稳定的微生物活动^[24]。

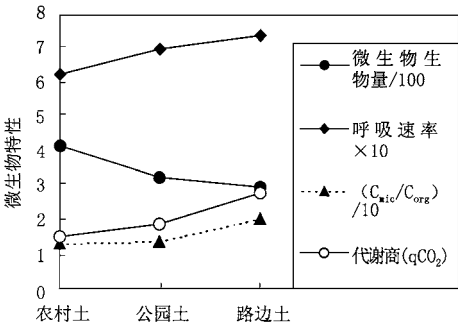


图 2 不同土类微生物特征的变化

Fig.2 Variation of microorganisms features from different soils types

正常情况下,微生物的呼吸强度与微生物生物量显著正相关,所以表 2 中农村土呼吸速率与微生物生物量显著正相关,但在城市土壤中这种相关性变弱,特别是路边土它们之间基本没有显著的相关性,反映了城市环境下土壤的微生物生物量并不很好地对应于其呼吸强度.同样,从 C_{mic}/C_{org} 及 q_{CO_2} 与微生物生物量的显著负相关可以看出,城市土壤中较低的微生物生物量却对应于较高的微生物生理活动.虽然 C_{mic}/C_{org} 通常与土壤有机碳具负相关关系,而且城市土壤有机碳的含量也明显低于农村土,但是从农村土到城市土壤其 C_{mic}/C_{org} 与有机碳的负相关性却变得越来越差,同时也暗示了在城市这样一个特殊的生态环境下,土壤微生物的生理生态参数间相关性

Table 2 Relationship of microorganism parameters

土类	呼吸速率 与微生物 生物量	C_{mic}/C_{org} 与 微生物 生物量	q_{CO_2} 与 微生物 生物量	有机碳 / %	C_{mic}/C_{org} 与有机碳
农村土	0.865	- 0.062	0.276	3.412	- 0.834
公园土	0.724	- 0.002	0.091	2.578	- 0.805
路边土	0.491	- 0.564	- 0.740	2.487	- 0.752

理活动强度发生了剧烈变化。

图3反映了3类土壤 Biolog 测试的结果,随着培养时间的增长,微生物对能源碳的利用量增加,而且从农村土、公园土到路边土,其利用量明显升高,消耗速率加快,当光密度值为0.8时,路边土只需要97h,而公园土、农村土分别需要112h和131h,同样也说明城市土壤中微生物代谢加快,活动强度增大,从而需消耗更多的碳源以维持其生理需求。

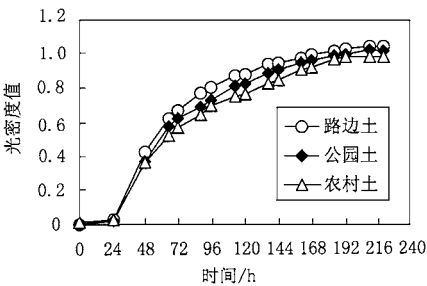


图3 3类土壤微生物对能源碳的利用

ig.3 Utilization of microorganisms to energy source carbon

2.4 土壤重金属的积累对微生物特征的影响

首先对3类土壤中不同结合形态的重金属元素进行主成分分析,以找出其主要变量,结果列于表3.可见前6个因子的累积百分率已达到97%,表明这6个因子已完全能反映主成分的变化特征,对主因子PC1、PC2的贡献均为Pb1(即有效态铅),PC3则为Zn1(有效态锌),PC4正端为Cu1(有效态铜),负端为Ni3(有机态Ni),PC5、PC6则分别为Cu3(有机质态铜)和Ni1(有效态镍).与图1对比可见,重金属元素主要的结合形态并不完全对应于其对主成分方差的贡献,但从主因子结果可见,重金属对主因子的贡献都是有效性程度较高的结合形态(如有效态、有机态等),而残渣态及铁锰氧化物结合态等有效性程度较低的结合形态其对主因子方差的贡献都较小.图4给出了3类土壤微生物特征与主成分因子的关系,限于篇幅仅列出了主因子PC1和PC6的变化特征,可见,路边土的微生物特征参数均位于PC1因子的负端,公园土的大部分投影点落在PC1因子的负端,而农村土则全部位于PC1因子的正端,结合表

3,反映了影响路边土微生物特征的主要因子为有效态Pb,同时对公园土也有重要的影响,而对农村土基本没有影响.公园土的微生物特征参数绝大多数位于PC6因子的负端,表明有效态Ni主要对公园土的微生物特征发生影响,而对路边土和农村土相对较小.从主因子PC2、PC3、PC4、PC5与微生物特征参数图解也可以发现,有效态Zn对公园土微生物特征的影响比路边土及农村土更明显,有效态和有机态Cu主要对路边土产生影响,而有机态Ni则主要影响公园土的微生物特征,可见,不同重金属元素其不同的结合形态对3类土壤微生物的影响是有一定区别的。

阿伯丁地处苏格兰东南沿海,重工业极不发达,现有研究表明其城市土壤中重金属的积累与交通密度密切相关^[5],反映了人为活动导致阿伯丁城市土壤中重金属的积累,并对土壤微生物特征有着显著的影响,导致土壤呼吸速

表3 不同结合形态重金属主成分分析结果¹⁾

Table 3 Principal component analysis of different bonded forms heavy metals							
主因子	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	
方差累积率/%	79.67	86.44	90.14	93.26	95.57	96.99	
特征变量	Pb1	Pb1	Zn1	Cu1	Ni3	Cu3	Ni1
载荷量	-0.50	+0.64	+0.67	+0.49	-0.49	+0.54	-0.73

1) 元素符号后数字分别为提取中步骤1、2、3、4的提取态。
率的明显增加,但土壤微生物生物量却显著下降^[22],在这样的逆境下微生物为了维持其正常的生命活动就需要消耗更多的能量,导致土壤微生物对能源碳的利用效率降低^[25],所以可以看出虽然阿伯丁城市土壤中其微生物生物量较低,但微生物的生理活动非常活跃,呼吸强度明显升高,且从Biolog数据可以明显看出微生物对能量的消耗速率加快,但是利用效率明显不如农村土壤。

3 结论

由于人为活动的影响,阿伯丁市土壤中重金属元素Cu、Pb、Zn、Ni已有显著积累,其后果是导致土壤微生物生物量下降,但微生物呼吸

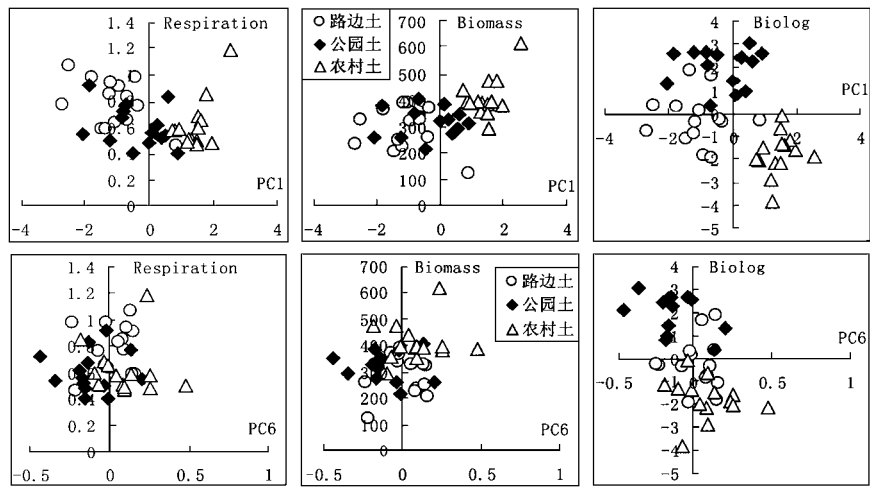


图 4 微生物特征与主成分因子图解

Fig.4 Patterns of microorganisms feature and principal component factors

强度和生理活动却显著高于相对应的农村土壤,微生物的这种抗逆性与重金属元素的有效态密切相关,土壤微生物为了维持其正常的生理活动需要消耗更多的碳源,但对碳源的利用效率却明显降低.

参考文献:

1 Markus JA, Mcbratney AB. An urban soil study:heavy metals in Glebe, Austrilia. Australian Journal of Soil Research,1996,34: 453 ~ 465 .
2 Pouyat RV, McDonnell MJ,heavy metal accumulations in forest soils along an urban-rural gradient in southeastern New York, USA. Water Air and Soil Pollution,1991, 57(8) :797 ~ 807 .
3 Lottermoser BG. Natural enrichment of topsoils with chromium and other heavy metals ,Port Macquarie, New south wales ,Austrilia . Australian Journal of Soil Research,1997, 35 :1165 ~ 1176 .
4 Chen TB, Wong JWC, Zhou HY et al. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. Environmental pollution,1997,96(1) : 61 ~ 68 .
5 Paterson E, Sanka M, Clark L. Urban soils as pollutant sinks ——A case study from Aberdeen, Scotland. Applied Geochemistry,1996,11(1,2) :129 ~ 131 .
6 Demiguel E, Llamas JF, Chacon E et al. Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust :unleaded petrol and urban lead .Atmospheric Environment,1997, 31 :2733 ~ 2740 .
7 Ratha DS, Sahu BK.Source and distribution of metals in urban soil of bombay, india, using multivariate statistical techniques . Environmental Geology ,1993,22 :276 ~ 285 .
8 Kardar I. Effect of traffic and urban-industrial load on soil. Nove-nytermeles , 1993, 42(2) :185 ~ 190 .
9 Varshal GM, Velyukhanova GK, Koshcheyeva IY et al. Determination of coexisting forms of pollutants in soils by chemical - phase analysis ,Eurasian soil science.1992, 24(2) :110 ~ 118 .
10 Wilcke W, Muller S, Kanchanakool N et al. Urban soil contamination in Bangkok: heavy metal and aluminium partitioning in topsoils .Geoderma,1998,86(3,4) :211 ~ 228 .
11 Kimberly M,Helen F, William H.Trace metal in montreal urban soils and the leaves of Taraxacum officinale .Canadian Journal of Soil Science,1999,79:385 ~ 387 .

12 Cotterhowells J. Lead phosphate formation in soils .Environmental Pollution,1996,93(1) :9 ~ 16 .
13 Charlesworth SM, Lees JA. The distribution of heavy metals in deposited urban dusts and sediments ,coventry, England. Environmental geochemistry and Health,1999,21(2) : 97 ~ 115 .
14 Schwartz C, Morel JL. Soil and Environment: the trace elements . Ocl- Oleagineux Corps Gras Lipides,1998,5 :343 ~ 345 .
15 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. JEM Environmental Monitor,1999,1 :57 ~ 61 .
16 Baath E, Diazravina M, Frostegard A et al. Effect of metal-rich sludge amendments on the soil microbial community. Applied and Environmental microbiology,1998, 64(1) :238 ~ 245 .
17 Wu J, Joergensen RG, Pemmerening B et al. Measurement of soil microbial biomass by fumigation-extraction: an automated procedure .Soil Biology & Biochemistry,1990,22 :1167 ~ 1169 .
18 Garland JL, Mills AL. Classification and characterisation of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community level sole-carbon-source utilization. Applied Environmental Microbiology,1991,57:2351 ~ 2359 .
19 国家环境保护局. 中国土壤元素背景值. 北京: 中国环境科学出版社,1990.2 ~ 3 .
20 Lin ZX, Harsbo K, Ahlgren Met al. The source and fate of Pb in contaminated soils at the urban area of Falun in central Sweden . Science of the Total Envrionment,1998, 209(1) : 47 ~ 58 .
21 Lewandowski P, Burghardt W, Ilnicki P. Heavy metals in surface soils of the warte river valley in an urban area. Zeitschrift fur Pflanzenernahrung und Bodenkunde,1998, 161(3) :303 ~ 308 .
22 Chander K, Brookers PC. Microbial biomass dynamics during the decomposition of glucose and maise in metal-contaminated and non-contaminated soils. Soil Biology & Biochemistry, 1991 b, 23 : 917 ~ 925 .
23 Insam H, Hutchinson TC, Reber HH. Effects of heavy metal stress on the metabolic quotient of the soil microflora. Soil Biology & Biochemistry,1996,28(4,5) :691 ~ 694 .
24 Beyer L, Sieling K et al. The impact of a low humus level in arable soils on microbial properties, soil organic matter quality and crop yield. Biology and Fertility of Soils,1999,28(2) : 156 ~ 161 .
25 Bardget RD, Saggar S. Effects of heavy metal contamination on the short term decomposition of labelled 14C glucose in a pasture soil. Soil Biology & Biochemistry, 1994,26 : 727 ~ 733 .