

连续污泥农用对土壤微团聚体及有机质组分中重金属分布的影响^①

李云峰^{1, 2}, 周 通², 商照聪¹, 程苗苗², 杨 璐²,
李 柱², 骆永明², 吴龙华^{2*}

(1 上海化工研究院, 上海 200062; 2 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008)

摘 要: 采用物理和化学相结合的分组方法, 将土壤逐级分离成不同粒径后再分出以有机无机复合体存在的重组, 研究施加不同污泥后土壤中不同粒径颗粒、不同重组结合态腐殖质组分中 Cu、Zn、Cd 的分配特征。结果表明: 土壤重金属浓度随其粒径减小呈不断升高趋势, 但施用污泥增加了土壤细砂粒级组分中的重金属比例, 且随施用污泥中重金属浓度上升而增加。施加污泥后, 不同粒径土壤颗粒中松结态腐殖质比例明显增加, 紧结态腐殖质所占比例下降。施加污泥后土壤细砂颗粒松结态腐殖质中 Cu、Zn、Cd 所占比例上升, 紧结态腐殖质中 Cu、Zn、Cd 比例下降。粉砂粒级松结态腐殖质中 Cu、Cd 比例上升, 紧结态腐殖质中 Cu、Cd 比例下降。细粉砂和胶体粒级不同结合态腐殖质中 Cu、Zn、Cd 比例没有明显变化。不同粒径组分土壤颗粒中重金属比例变化不仅与不同结合态腐殖质的比例有关, 还与土壤颗粒大小和土壤性质有关。

关键词: 污泥; 土壤; 重金属; 粒径分级; 结合态腐殖质

中图分类号: X53

随着社会经济的发展和城市化进程的加快, 污水处理厂的数量日益增加, 污水处理过程中产生的大量污泥也成为日益突出的环境问题。污泥农用不仅解决了污泥的处置问题, 污泥中含有的丰富氮、磷、钾元素和有机物质同时也改善了土壤结构, 并提供作物生长所需的养分元素, 促进作物的生长和产量的增加^[1]。虽然污泥农用可实现其资源化利用, 但其重金属污染问题也引起普遍担忧^[2]。污泥长期农用使表层土壤重金属浓度显著增加, 甚至超过国家土壤环境质量标准^[3]。但一些研究结果也表明, 污泥农用下农作物的籽粒及可食部分重金属浓度并没有超过食品安全标准, 不会对食品安全和人体健康产生风险^[4]。这可能归因于污泥中重金属较低的生物有效性, 且有机质可与重金属离子络合形成稳定的有机-无机复合体^[5]。土壤有机质和黏土矿物通常被认为是影响污染物在土壤环境中行为的两个最重要因素^[6], 污泥中大量有机质的长期输入在提高土壤有机质含量的同时, 有机质也可与土壤黏粒胶结, 改变土壤团聚体的结构

和稳定性。重金属在土壤环境中的迁移转化及其生物有效性与土壤颗粒物的大小和组分密切相关^[7], 不同粒径大小团聚体的物质组成和理化性质不同, 导致重金属的吸附能力不同, 从而影响着重金属的生物有效性。污泥中部分腐殖质可在生物作用下分解, 其产物可为土壤表面提供更多的交换和吸附点位^[8-9], 从而影响重金属的分布特征。Greenland 和 Ford^[10]把土壤有机质通常的两种形态中的游离态组分定义为轻组, 有机矿质复合体组分定义为重组。土壤中有 50%~90% 的有机碳是以有机矿质复合体的形态存在^[11-12], 与矿物结合有不同松紧程度的 3 种结合态腐殖质结构组成不同^[13-14], 导致与之结合的重金属等污染物的生物有效性也不同^[15]。因此, 了解污泥农用对土壤团聚体和有机质组分中重金属分布的影响, 对探明污泥安全农用的机制有着重要意义, 但目前关于这一方面的研究还比较缺乏。

本文选用多年连续施用污泥有机肥的农田土壤, 通过土壤团聚体分级, 并采用比重法和根据腐殖质与

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)课题(2012AA101402-2)和国家自然科学基金项目(41325003)资助。

* 通讯作者(lhwu@issas.ac.cn)

作者简介: 李云峰(1988—), 男, 吉林桦甸人, 硕士研究生, 主要从事土壤污染与植物修复研究。E-mail: liyunfeng0522@126.com

矿物结合松紧程度分离出团聚体中的不同形态有机质,初步探讨污泥农用对重金属在土壤不同团聚体和有机质形态中分布状况的影响,以期为污泥农用的环境风险评估提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

试验地位于苏州市农业科学院污泥农用定位试验田,供试土壤为当地典型的黄泥土(表 1),其所施污泥源自苏州市福星污水处理厂,为生活污水型低污染物污泥。试验处理如下: 对照,不施污泥(CK); 施用

重金属低污染污泥(SS); 施用 Cd 高污染污泥(SS+Cd); 施用 Zn 高污染污泥(SS+Zn); 施用 Cu 高污染污泥(SS+Cu)。其中外源 Cd、Zn 和 Cu 的添加分别为在污泥加入对应的硝酸盐 120、9 160 和 3 470 mg/kg。试验田作物轮作模式与当地常规轮作制相同,为单季水稻-冬小麦轮作。从 2009 年 12 月开始,每年施用污泥 2 次(冬小麦播种及水稻移栽前各施用 1 次),施用污泥量为每季污泥(鲜重)施用量为 450 g/m²。2013 年 10 月,水稻收获后,采集表层农田土壤(0~20 cm),土壤样品自然风干后,剔除植物残体等异物,磨碎通过 60 目(0.25 mm)尼龙筛,待用。

表 1 供试土壤及污泥的基本性质
Table 1 Basic properties of soil and sewage sludge tested

材料	pH	CEC (cmol/kg)	有机质 (g/kg)	全氮 (g/kg)	全磷 (g/kg)	全钾 (g/kg)	全 Zn (mg/kg)	全 Cd (mg/kg)	全 Cu (mg/kg)
黄泥土	6.05	20.9	30.7	1.74	0.80	7.58	97.2	0.34	34.8
污泥	6.23	—	463	46.8	11.0	14.4	749	1.79	109

1.2 土壤微团聚体分级

按照中国科学院南京土壤研究所等单位制定的土粒分级方法^[16],以水作为分散剂,将土壤分为 4

个粒级,即细砂(50~250 μm)、粉砂(5~50 μm)、细粉砂(1~5 μm)、胶体(<1 μm),结果见表 2。各粒级土壤颗粒的分组详细方法详见文献^[17]。

表 2 100 g 土壤中各粒径颗粒的质量分布 (g)
Table 2 Mass distribution of soil particles in 100 g soil

土壤颗粒	CK	SS	SS+Cd	SS+Zn	SS+Cu
细砂	27.2	26.4	29.1	30.4	28.2
粉砂	45.8	47.4	46.6	42.6	48.2
细粉砂	18.6	17.2	17.1	16.6	15.8
胶体	5.8	5.9	5.1	6.2	4.4

1.3 土壤有机质分组

土壤有机质分为轻组和重组两部分,轻组组分只占土重的很小部分,多为植物碎屑及多糖类、木质素等非腐殖物质;而重组组分是腐殖物质,与重金属的结合性更强,更能降低重金属的生物活性。因此本试验不单独研究轻组组分,重点研究重组不同组分中重金属的分布情况。采用比重为 1.8 g/cm³ 的 NaI 溶液区分轻组和重组有机质^[18],重组有机质组分继续使用 0.1 mol/L NaOH 以及 0.1 mol/L NaOH+0.1 mol/L Na₄P₂O₇ 混合溶液连续提取分别得到松结态腐殖质和稳结态腐殖质,剩余土壤为紧结态腐殖质,详细方法参考文献^[13]。

1.4 样品中重金属和有机质测定

土壤全量重金属:准确称取 0.2 g 土样于消解罐中用 10 ml HNO₃/HCl(v/v, 1:1)进行消解。

有机质中重金属:吸取松结态和稳结态有机质提取液 10~20 ml 于消解罐中,用硫酸中和后把样品蒸

干,然后再用 10 ml HNO₃/HCl(v/v, 1:1)进行消解。

土壤和有机质消解液中 Cu、Zn、Cd 的浓度采用火焰原子吸收光谱仪[Varian SpectraAA 220FS(火焰)、220Z(石墨炉)]测定^[19]。测试过程中外加空白和标样以控制质量,所用试剂均为优级纯。

土壤有机质:称取过 60 目筛的土壤样品 0.2 g,采用外加热-重铬酸钾法测定^[16]。

1.5 数据统计和分析

数据的统计与分析采用软件 SPSS 20.0 和 Microsoft Excel 2010。

2 结果与讨论

2.1 不同粒径土壤颗粒中全量重金属的浓度变化

不同污泥处理下土壤不同粒径颗粒中的重金属浓度见表 3。土壤中 Cu、Zn、Cd 在土壤不同粒径颗粒中的浓度差异较大,细砂中重金属含量高于粉砂。一可能是细砂组分原生矿物残留较多;二可能

由于大颗粒聚集大量的新鲜植物根系碎屑及残留物，有机质含量较高；三可能与细砂组分中游离氧化铁和 CEC 高有直接关系，由此对重金属有较强的吸附固持能力^[20]。王芳等^[21]的研究表明，粉砂级微团聚体对重金属的吸附能力明显较细砂粒组分弱，而其易解吸性却明显增强。但总体而言，从粉砂粒径开始各重金属元素的浓度有随着颗粒粒径的

减小而增高的趋势，这也与文献报道的重金属在土壤不同粒级的分布有相似规律^[22-23]。有研究表明，各粒径中重金属与其有机质含量相关，可能是与有机碳形成了络合物或以有机-无机复合体的形式存在^[24]。土壤颗粒粒径越小，其比表面积越大，重金属与有机碳的作用程度越高，对重金属富集的能力也越大。

表 3 不同粒径土壤颗粒中全量 Cu、Zn、Cd 浓度(mg/kg)
Table 3 Cu, Zn and Cd concentrations in different particle fractions

重金属	土样	CK	SS	SS+Cd	SS+Zn	SS+Cu
Cu	原土	39.8	44.2	39.5	42.7	80.4
	细砂	37.8	64.3	61.5	63.6	163
	粉砂	27.4	17.9	14.7	20.4	29.4
	细粉砂	55.7	68.1	61.4	64.1	87.7
	胶体	62.8	71.3	69.9	67.1	92.8
Zn	原土	80.8	102	85.8	267	85.8
	细砂	78.8	137	114	561	148
	粉砂	25.5	35.8	28.1	122	27.7
	细粉砂	156	170	161	383	155
	胶体	250	246	216	435	205
Cd	原土	0.23	0.26	1.25	0.27	0.30
	细砂	0.35	0.52	2.66	0.50	0.45
	粉砂	0.13	0.16	0.40	0.20	0.19
	细粉砂	0.32	0.36	1.36	0.33	0.46
	胶体	0.38	0.42	1.48	0.34	0.39

与对照土壤(CK)比较,施用不同类型污泥的原土及其各个粒径颗粒组分中的重金属浓度有所上升(除 SS、SS+Cd、SS+Zn 处理粉砂粒径中 Cu 略有降低),但低污染污泥(SS)施用对原土和不同土壤粒径中 Cd、Cu 和 Zn 的浓度影响较小,而高污染污泥的施用则显著促进了重金属 Cd、Cu 和 Zn 在原土和不同土壤粒径中的积累。表明污泥施用使土壤不同粒径中重金属的浓度发生变化,且施用污泥的重金属浓度越高,不同粒径中重金属的浓度变化程度越大。

虽然细颗粒中重金属浓度较高且重金属的植物有效性更高^[25],但粗颗粒在土壤中所占的质量比重比细颗粒大。图 1 为土壤不同粒径颗粒组分中重金属 Cu、Zn、Cd 含量的百分比,各级颗粒组分中的重金属含量是用其质量乘以其各重金属浓度得到。从图 1 可以看出,土壤中 Cu、Zn、Cd 主要分布在细砂、粉砂和细粉砂组分中,百分比达到 82%~94%。与对照土壤(CK)比较,污泥农用后土壤粗粒径细砂组分中的 Cu、Zn、Cd 含量所占比例明显上升,这可能是土壤外来重金属先会大量被大颗粒所吸附^[26];并且施加高污染污泥(SS+Cu、SS+Zn、SS+Cd)的土壤

细砂组分中对应的 Cu、Zn、Cd 含量所占比例提升最大。表明施用污泥可增加土壤大粒径细砂颗粒中的重金属含量所占比例,且所用污泥的重金属浓度越高,土壤粗粒径颗粒组分中的重金属含量比例越高。本研究中,不同污染程度污泥中重金属是外源添加,与污泥源重金属活性有一定差别。相关研究表明,外源重金属添加到供试土壤后,将迅速转化为交换态和其他结合态^[27],因此,经过较长时间外源添加进入

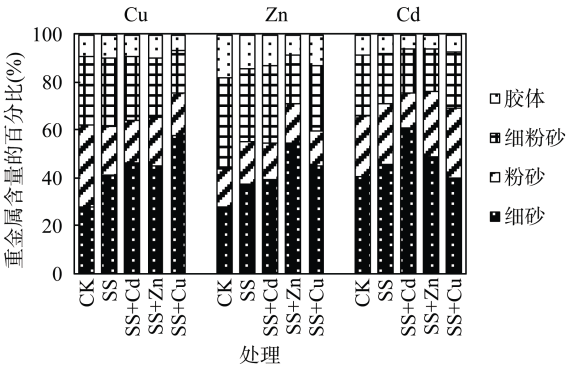


图 1 土壤不同粒径颗粒组分中 Cu、Zn、Cd 含量的百分比

Fig. 1 Percentages of Cu, Zn and Cd contents in different particle fractions

污泥的重金属在施入土壤后与污泥源重金属对土壤的影响效应可能是相似的。

2.2 不同粒径土壤颗粒中不同结合态腐殖质的分布

施加污泥使不同粒径土壤中松结态腐殖质比例明显增加,紧结态腐殖质比例下降(图 2),但稳结态腐殖质变化不大。污泥农用可提高土壤养分含量和改善土壤肥力,土壤中的有机质含量会有一定增加^[28],

使不同粒径颗粒组分中不同结合态腐殖质也有不同程度的增加,但是松结态腐殖质增加的比重比稳结态和紧结态腐殖质增加的比重更大。这可能是由于污泥含有的有机质中活性较高的有机碳占的比例较高^[29-30],从而导致施加污泥后土壤中活性较高的松结态腐殖质所占比例升高,紧结态腐殖质的比例则相对下降。

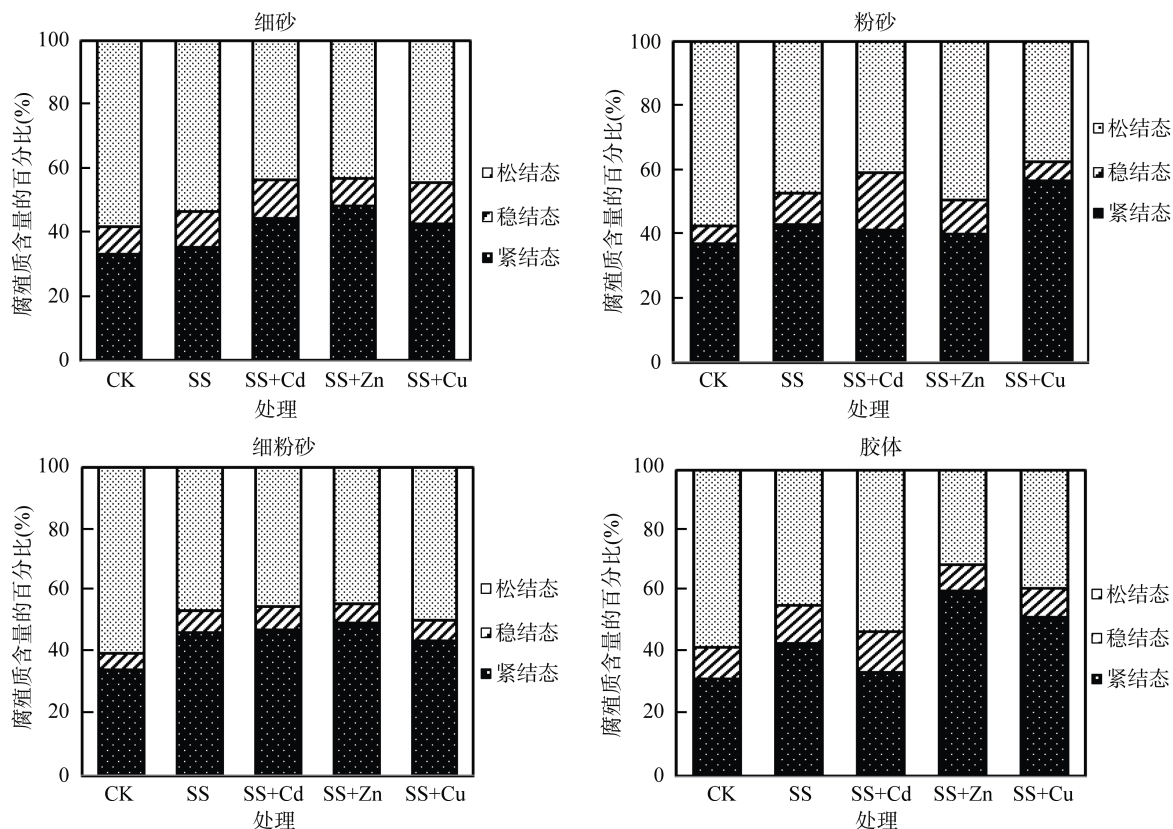


图 2 土壤不同粒径颗粒中不同结合态腐殖质的百分比

Fig. 2 Percentages of different combined humus in different particle fractions

2.3 不同粒径土壤颗粒中各结合态腐殖质重金属浓度变化

图 3 为不同粒径土壤颗粒中不同结合态腐殖质的全量重金属分布状况(稳结态腐殖质中的 Cd 浓度低于检测限)。与 CK 处理相比,施加污泥后土壤细砂颗粒松结态腐殖质中 Cu、Zn、Cd 和粉砂颗粒级松结态腐殖质中 Cu、Cd 等重金属比例上升,紧结态腐殖质中重金属比例下降,稳结态腐殖质中重金属比例变化不明显。与施加污泥的污染程度也没有明显关系。与 CK 处理比较,施加污泥后土壤细粉砂和胶体颗粒级中各种结合态腐殖质中的 Cu、Zn、Cd 三种重金属比例没有明显变化。可以看出在较大颗粒中,不同结合态腐殖质中重金属各比例变化与颗粒中各不同结合态腐殖质比例变化有一定相关性,以细砂颗粒

紧结态腐殖质百分比和其中 Cu 的百分比线性分析为例,它们有较好的线性正相关关系, $Y = 0.7156X + 0.245$ ($R^2 = 0.6981$, $n = 5$, $P < 0.05$);但在细粉砂和胶体这两种细颗粒中没有明显的相关性。这可能是与粗颗粒相比,土壤中的细颗粒具有更大的比表面积,更多的表面电荷和次生黏土矿物等含量更高^[31-32],这些性质的差异使不同土壤颗粒对重金属有不同的吸附固定能力和解吸释放特征^[33],细颗粒相对粗颗粒对外界有着更好的抗干扰能力^[34],所以施加污泥对土壤大颗粒级颗粒不同结合态腐殖质组分中的重金属所占比例变化影响较大,对细颗粒影响不明显。

3 结论

土壤中重金属浓度有随着土壤颗粒粒径减小呈

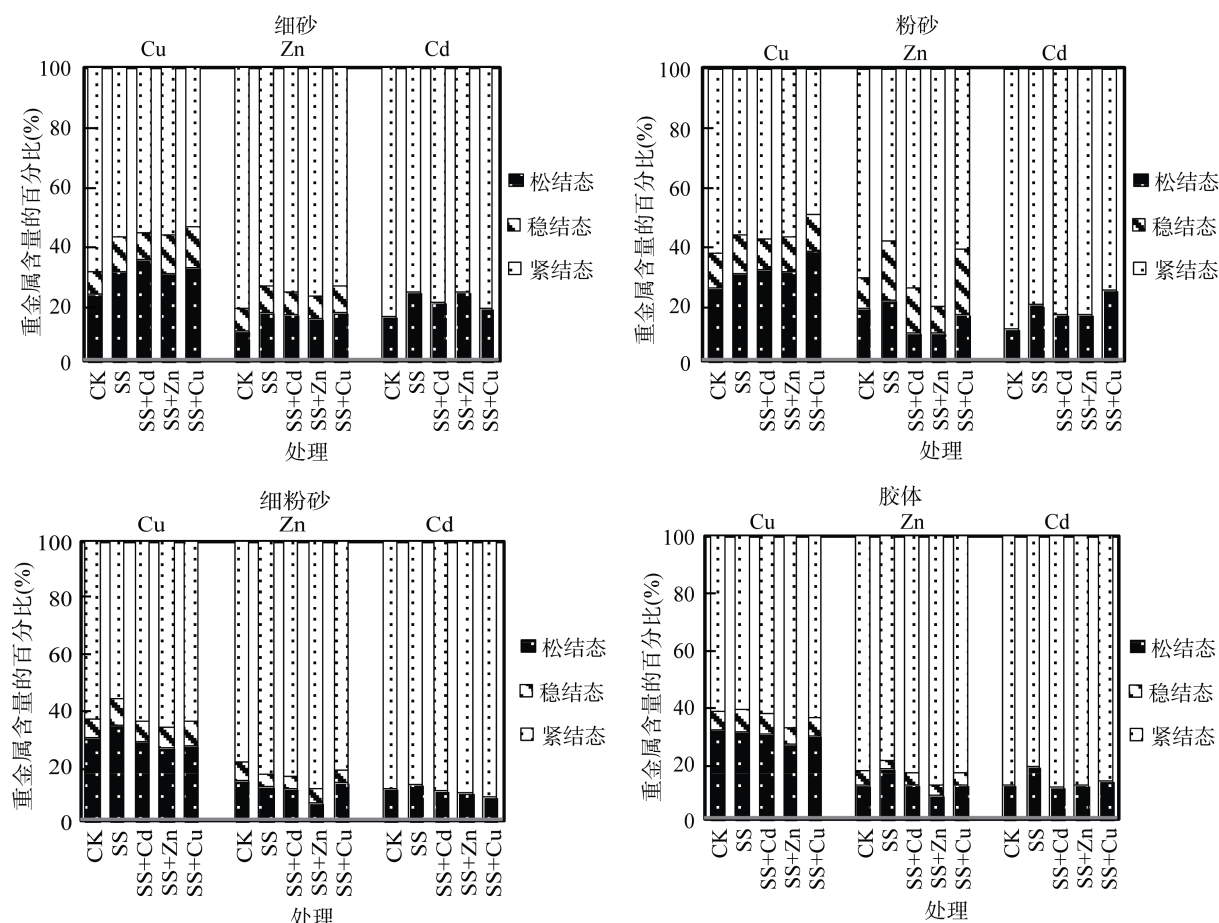


图3 不同粒径土壤颗粒不同结合态腐殖质中Cu、Zn、Cd含量的百分比

Fig. 3 Percentages of Cu, Zn and Cd contents in different combined humus of different particle fractions

不断增高趋势,因土壤粗颗粒所占质量比较高,土壤中重金属主要分布在粒径较大的细砂、粉砂和细粉砂中。施用污泥可改变土壤不同粒径的重金属浓度,且施用污泥重金属浓度越高,土壤大颗粒细砂粒级组分中重金属所占比例越大。

施污泥增加了土壤有机质含量,同时改变了不同土壤粒径中不同结合态腐殖质的比例,松结态腐殖质比例明显增加,紧结态腐殖质所占比例下降。

施加污泥后土壤细砂颗粒和粉砂粒级松结态腐殖质中重金属比例上升,紧结态腐殖质中重金属比例下降,细粉砂和胶体粒级不同结合态腐殖质中重金属比例没有明显变化。不同粒径不同有机质组分中重金属比例变化不仅与不同结合态腐殖质的比例有关,还可能与土壤颗粒大小和土壤性质有关。

参考文献：

[1] 乔显亮, 骆永明, 吴胜春. 污泥的土地利用及其环境影响[J]. 土壤, 2000, 32(2): 79-85
[2] 陈秋丽, 张朝生, 张可方, 李淑更. 城市污水处理厂的污泥农用对土壤的重金属影响[J]. 污染防治技术, 2008, 21(1): 24-25

[3] 任婧, 程苗苗, 李瑞, 刘玲, 吴龙华, 刘鸿雁, 骆永明. 不同类型土壤小麦-水稻轮作体系施用含重金属污泥的环境效应[J]. 应用生态学报, 2012, 23(2): 377-382
[4] 李琼, 徐兴华, 左余宝, 桂萌, 崔希龙, 华璐, 马义兵. 污泥农用对痕量元素在小麦-玉米轮作体系中的积累及转运的影响[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(10): 2 042-2 049
[5] 孙花, 谭长银, 黄道友, 万大娟, 刘利科, 杨燕, 余霞. 土壤有机质对土壤重金属积累、有效性及形态的影响[J]. 湖南师范大学自然科学学报, 2011, 34(4): 82-87
[6] Hwang S, Cutright TJ. Statistical implications of pyrene and phenanthrene sorptive phenomena: Effects of sorbent and solute properties[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2003, 44: 152-159
[7] 汤志云, 吴龙华, 骆永明. 土壤粒级中重金属元素的形态分析与环境风险评价[J]. 地质学刊, 2009, 33(2): 164-169
[8] Jamali MK, Kazi TG, Arain MB, Afridi HI, Jalbani N, Kandhro GA, Shah AQ, Baig JA. Heavy metal accumulation in different varieties of wheat grown in soil amended with domestic sewage sludge[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 164(2/3): 1 386-1 391
[9] Alverenga P, Goncalves AP, Fernandes RM. Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization:

- (I) Effects on soil chemical characteristics[J]. *Chemosphere*, 2009, 74(10): 1 292–1 300
- [10] Greenland DJ, Ford GW. Separation of Partially Humified Organic Materials from Soils by Ultrasonic Dispersion[C]. *Transactions 8th International Congress of Soil Science*, Bucharest, 1964, 3: 137–148
- [11] 倪进治, 骆永明, 魏然, 李秀华, 钱薇. 不同离子桥键的有机矿质复合体对菲的吸附-解吸研究[J]. *环境科学*, 2008, 29(12): 3 532–3 536
- [12] Sollins P, Spycher G, Topik C. Processes of soil organic-matter accretion at a mudflow chronosequence, Mt. Shast, California[J]. *Ecology*, 1983, 64(5): 1273–1 282
- [13] 熊毅. 土壤胶体(第二册)[M]. 北京: 科学出版社, 1985: 40–67
- [14] 徐建民, 袁可能. 土壤有机矿质复合体研究. 土壤结合态腐殖质的形成特点及其结合特征[J]. *土壤学报*, 1995, 32(2): 151–158
- [15] 倪进治, 骆永明, 魏然, 李秀华, 钱薇. 多环芳烃在土壤不同有机质组分中分配特征的研究[J]. *土壤学报*, 2007, 44(5): 817–823
- [16] 中科院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1980
- [17] Tang ZY, Wu LH, Luo YM, Christie P. Size fractionation and characterization of nanocolloidal particles in soils[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2009, 31(1): 1–10
- [18] 谢锦升, 杨玉盛, 解明曙, 陈光水, 杨智杰, 黄石德. 植被恢复对退化红壤轻组有机质的影响[J]. *土壤学报*, 2008, 45(1): 170–175
- [19] 鲁如坤. 土壤农业化学分析法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 41–43
- [20] 张良运, 李恋卿, 潘根兴, 崔立强, 李宏磊, 吴小琰, 邵诒奇. 重金属污染可能改变稻田土壤团聚体组成及其重金属分配[J]. *应用生态学报*, 2009, 20(11): 2 805–2 812
- [21] 王芳, 李恋卿, 董长勋, 潘根兴. 黄泥土和乌栅中不同粒径微团聚体对 Cu^{2+} 的吸附与解吸[J]. 2007, 26(2): 136–140
- [22] Lair GJ, Gerzabek MH, Haberhauer G. Retention of copper, cadmium and zinc in soil and its textural fractions influenced by long-term field management[J]. *European Journal of Soil Science*, 2007, 58(5): 1 145–1 154
- [23] 陈岩, 朱先芳, 季宏兵, 乔敏敏. 北京市得田沟和崎峰茶金矿周边土壤中重金属的粒径分布特征[J]. *环境科学学报*, 2014, 34(1): 219–228
- [24] Wen LS, Santschi P, Gill G, Christopher P. Estuarine trace metal distributions in Galveston Bay, importance of colloidal forms in the speciation of the dissolved phase[J]. *Marine Chemistry*, 1999, 63: 185–212
- [25] Madrid F, Biasioli M, Ajmone-Marsan F. Availability and Bioaccessibility of Metals in Fine Particles of Some Urban Soils[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2008, 55(1): 21–32
- [26] Balabane M, Van Oort F, Dahmani-Muller H. Mutual effects of soil organic matter dynamics and heavy metals fate in a metallophyte grassland[J]. *Environmental Pollution*, 1999, 105: 45–54
- [27] 王旭, 颜丽, 张宇, 朱宁, 关连珠. 外源水溶性 Cd 在棕壤中的迁移和形态转化[J]. *农业环境科学学报*, 2005, 24(3): 456–459
- [28] 王新, 周启星. 污泥堆肥土地利用对树木生长和土壤环境的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2002, 24(1): 174–177
- [29] 尹军, 吴磊, 刘志生, 李仁声, 董德明. 腐殖活性污泥有机质成分分析[J]. *吉林大学学报(地球科学版)*. 2012, 42(3): 253–258
- [30] 谭国栋, 李文忠, 何春利. 北京市污水处理厂污泥特性分析[J]. *科技信息*, 2011(7): 435–437
- [31] Stylianou MA, Kollia D, Haralambous KJ, Inglezakis VJ, Moustakas KG, Loizidou MD. Effect of acid treatment on the removal of heavy metals from sewage sludge[J]. *Desalination*, 2007, 215(1): 73–81
- [32] Liu L, Li FS, Xiong DQ, Song CY. Heavy metal contamination and their distribution in different size fractions of the surficial sediment of Haihe River, China[J]. *Environmental Geology*, 2006, 50(3): 431–438
- [33] Minkina TM, Pinskii DL, Mandzhieva SS, Antonenko EM, Sushkova SN. Effect of the particle-size distribution on the adsorption of copper, lead, and zinc by Chernozemic soils of Rostov oblast[J]. *Eurasian Soil Science*, 2011, 4(11): 1 193–1 200
- [34] 张慧敏, 王丽平, 章明奎. 城市土壤不同颗粒中重金属的分布及其对人体吸入重金属的影响[J]. *广东微量元素科学*, 2007, 14(7): 14–19

Effects of Continuous Application of Sewage Sludge Fertilizer on Heavy Metal Distribution in Soil Micro-aggregate and Organic Matter

LI Yun-feng^{1,2}, ZHOU Tong², SHANG Zhao-cong¹, CHENG Miao-miao², YANG Lu²,
LI Zhu², LUO Yong-ming², WU Long-hua^{2*}

(1 *Shanghai Research Institute of Chemical Industry, Shanghai 200062, China*; 2 *Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China*)

Abstract: Soil was progressively separated into different particle sizes and into heavy fractions of organic mineral complex by using combination physic-chemical methods. The distribution characteristics of copper (Cu), zinc (Zn) and cadmium (Cd) combined in the different humus fractions and different particle fractions were determined after the application of sewage sludge fertilizers (SSF). The results showed that soil heavy metal concentrations increased with the particle size decrease, but application of SSF increased the proportion of heavy metals in fine particle, whose content increased as the concentration of heavy metal in sludge increased. SSF allocation increased the proportion of loosely combined humus in different particles, while declining the tightly combined humus. SSF addition increased the proportion of Cu, Zn and Cd in loosely combined humus of fine particles, while decreasing the proportion of those metallic elements in tightly combined humus. In the silt fraction, the proportion of Cu and Cd in loosely combined humus was increased while those metallic elements' proportion in tightly combined humus was declined. The proportion of Cu, Zn and Cd of variously combined humus in both fine silt sand and colloidal particles did not change significantly. The proportion of heavy metals was correlated with the proportion of different combined humus.

Key words: Sewage sludge; Soil; Heavy metal; Particle size; Combined humus