

外源铅在土壤中的年际变化及对土壤有机碳矿化和速效养分的影响

刁 展, 吕家珑, 安凤秋

(西北农林科技大学资源环境学院, 农业部西北植物营养与农业环境重点实验室, 陕西 杨凌 712100)

摘要: 以关中塬土为供试土样进行田间试验, 向耕层土壤中添加不同浓度外源铅(Pb0: 背景值, CK; Pb1: 175 mg·kg⁻¹ + 背景值; Pb2: 350 mg·kg⁻¹ + 背景值), 进行小麦—玉米轮作试验。分别于 2011—2013 年小麦收获季采集耕层(0~20 cm)土壤, 分析土壤中铅含量及有效态铅含量的年际变化, 以及铅对小麦—玉米轮作模式下土壤有机碳(SOC)、溶解性有机碳(DOC)、微生物量碳(MBC)、碱解氮、速效磷、速效钾含量的影响。结果表明, 三年中, 施铅处理下土壤中铅含量及有效态铅含量分别下降 13.22% 和 30.65%, 总体呈现逐年下降趋势。与对照(CK)相比, Pb1、Pb2 处理下 SOC 平均含量分别下降了 16.30% 和 11.86%; DOC 平均含量分别下降了 4.05% 和 7.34%, 与土壤铅含量呈现显著负相关关系; 低浓度铅污染下土壤微生物商(qM)显著高于对照土壤, 微生物量碳含量变化不显著。此外, 土壤速效养分的分析显示, 土壤碱解氮含量在外源铅加入初期下降明显, 且在 Pb1 处理下碱解氮减少量最大; 土壤速效磷含量随土壤铅含量增加而呈现下降趋势; 土壤速效钾含量则随土壤铅含量的增加而增加。试验表明, 外源铅的加入影响了土壤有机碳的稳定性, 对土壤碳、氮循环产生了一定的影响; 能够与土壤溶液中的磷酸根生成难溶性盐, 与土壤胶体或土壤矿物晶格中的 K⁺ 发生置换, 加大土壤速效养分的流失风险。

关键词: 外源铅; 有机碳; 微生物量碳; 速效养分

中图分类号: S153; S154.34 **文献标志码:** A

Annual variability of exogenous lead in the soil and its effect on soil organic carbon mineralization and available nutrients

DIAO Zhan, LU Jia-long, AN Feng-qiu

(College of Resources and Environment, Northwest A&F University; Ministry of

Agriculture Key Laboratory of Plant Nutrition and Agri-environment in Northwest China, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: In order to evaluate the response of loess soil to medium-low concentration lead and provide reasonable basis for early warning and controlling of lead pollution, we studied the annual changes of exogenous lead under field condition and the effect of lead pollution on soil organic carbon mineralization and soil available nutrients. Exogenous lead was added into the top layer of the loess soil, the wheat-corn rotation test began in the autumn of 2010. In the wheat season of 2011—2013, the top layer soil (0~20 cm) was collected for analysis of total lead, available lead, soil organic carbon (SOC), dissolubility organic carbon (DOC), microbial biomass carbon (MBC), available N, P and K. The results showed that the total lead and available lead was decreased by 13.22% and 30.65%, respectively in three years, and it had a tendency to decrease by years Compared with the control (CK), Pb pollution was decreased SOC by 16.30% and 11.86% and DOC by 4.05% and 7.34%, in Pb1 and Pb2 levels, respectively, and showed significant negative correlation with soil lead levels. The content of soil microbial quotient (qM) were increased, and there was no significant differences in soil microbial biomass carbon. In addition, the soil available nitrogen content showed a dramatic decline after the exogenous lead addition, with the largest reduction for Pb1. The content of soil available phosphorus was decreased with the increase of soil lead, while the soil available potassium was increased. The study showed that the accumulation and stability of soil organic carbon pool was affected by heavy metal contamination, thus affecting the soil car-

收稿日期: 2016-04-20

基金项目: 公益性行业(农业)科研专项“主要农产品产地土壤重金属污染阈值研究与防控技术集成示范”(200903015)

作者简介: 刁 展(1991—), 男, 河南兰考人, 硕士研究生, 主要从事土壤重金属污染及修复研究。E-mail: diao.hao.zhan@163.com。

通信作者: 吕家珑(1962—), 男, 甘肃山丹人, 教授, 博士生导师, 主要从事土壤环境化学研究。E-mail: ljll@nwsuaf.edu.cn。

bon and nitrogen cycling. Lead ions would react with phosphate ions to form indissoluble salts, and the K^+ in soil colloids and mineral lattice can be replaced by lead ions, which could pose risk of loss of available nutrients.

Keywords: exogenous lead; soil organic carbon; microbial biomass carbon; soil available nutrients

土壤是人类赖以生存的物质基础,随着城市化、工业化的快速发展,土壤重金属污染问题愈发突出。铅在自然界中分布较为广泛,由于“三废”的不合理排放以及因采矿、燃煤和汽车尾气的影响,已对土壤环境造成严重污染^[1]。一方面,土壤重金属被农作物吸收,导致作物减产并通过食物链危害人体健康^[2];另一方面,重金属含量的增加会引起土壤理化性质以及土壤微生物活性的改变,从而严重威胁土壤生产力。当前,有关土壤铅污染的研究已经取得不少进展,大多集中在实验室对铅的迁移、富集和积累的模拟研究以及施肥对重金属铅有效性的影响等方面^[3-4]。陈智博^[5]、朱红梅^[6]等在铅对土壤微生物的影响方面开展了相关研究,结果表明中、低浓度($< 150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)铅处理下微生物量碳含量高于无污染土壤,高浓度($500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)下微生物量碳先下降后上升。在重金属对土壤有机碳矿化影响方面,李志鹏^[7]研究显示,重金属污染提升了水稻土有机碳的矿化率,影响了土壤有机碳库的积累,降低了土壤有机碳库的稳定性。类成霞^[8]的研究表明,As污染下土壤溶解性有机碳(DOC)含量降低,但土壤微生物量有所增加。有关铅对土壤有机碳矿化和速效养分的作用少有研究,对于铅污染效应的田间动态监测实验目前也尚未见有文献报道,长期田间检测数据比较缺乏。因此,本试验选取陕西关中塿土为研究对象,跟踪研究不同浓度外源铅污染在农田耕作环境下的年际变化情况,及其对土壤有机碳矿化和速效养分的影响,旨在进一步了解铅在土壤中的毒性作用,进一步揭示土壤有机质及养分特性同铅污染的效应关系,为中低浓度铅污染土壤的质量评价以及建立有效的土壤铅污染预警和治理提供一定的理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

田间试验地位于陕西杨凌“国家黄土肥力和肥料效益监测基地”,供试土壤属褐土类塿土亚类,红油土属,厚层红油土种(旱耕土垫人为土),黄土母质。土地利用方式为小麦—玉米轮作,起始时耕层土壤的基本理化性质为:背景铅 $22.48 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、容重 $1.30 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ 、pH 8.62、CEC $20.14 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 CaCO_3 含量 $89.81 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、有机碳 $8.60 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全氮 $0.83 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全磷 $0.61 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全钾 $22.7 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.2 研究方案

试验设3个处理:(1)对照CK(Pb0:背景值);(2)0.5倍国家土壤环境质量二级标准(Pb1: $175 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ + 背景值);(3)1.0倍国家土壤环境质量二级标准(Pb2: $350 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ + 背景值)。重金属Pb以 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 溶液形式于播种前2个半月添加进土壤耕层,通过人工耕翻使0~20 cm表层土壤混合均匀;每处理设3个重复,共计9个小区。每个小区长2 m,宽1 m,小区进行隔板埋设,防止小区之间相互污染。水泥隔板的厚度未单独列出,均计入小区间的垄沟里。保持土壤含水量为田间持水量的80%。老化3个月,自2010年秋开始实施小麦—玉米轮作试验。小麦、玉米品种分别为小偃22和陕单16。试验前土壤中施加了氮磷钾底肥,底肥施入量为:N:尿素 $0.15 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土;P: $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ $0.05 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土,K: K_2SO_4 $0.10 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土。

1.3 土壤取样及分析测定

土壤样品的采集分别于2011、2012年和2013年小麦收获季(6月份),取各小区耕层(0~20 cm)混合土壤样品,样品经风干,除去样品中石块和根系残渣等异物后,分别过1、0.25、0.149 mm筛备用。

土壤基本理化性质的测定:阳离子交换量(CEC)的测定选择醋酸铵法;土壤有机碳(SOC)的测定选用高锰酸钾外加热法;速效钾的测定用火焰光度法;速效磷的测定采用 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 NaHCO_3 溶液浸提,用钼锑抗比色法测定;碱解氮的测定采用碱解扩散法测定;测定pH值的水土比为1:2.5,土样与去离子水充分混匀,静置30 min后测定。

土壤重金属含量测定:铅含量测定采用 $\text{HNO}_3 - \text{HCl} - \text{HClO}_4$ 消解火焰原子吸收光谱法。有效态铅的测定采用0.05M EDTA浸提,火焰原子吸收光谱仪法测定。

微生物量碳(MBC, C_{mic})的测定:氯仿熏蒸浸提法浸提。其中浸提液中的溶解性有机碳(DOC)采用总有机碳分析仪测定,由熏蒸与未熏蒸土样的DOC差值计算得到微生物量碳(MBC),用 $\text{C}_{\text{mic}} = \text{Fc}/0.45$ 计算。其中, C_{mic} 为微生物量碳, Fc 为熏蒸土壤和未熏蒸土壤总有机碳之差。生物商($\text{C}_{\text{mic}}/\text{C}_{\text{org}}$, qM)用 $\text{qM} = \text{C}_{\text{mic}}/\text{TOC}$ 计算,式中, TOC 为土壤总有机碳,用重铬酸钾氧化法测定。

1.4 数据处理

数据经 Excel 2013 处理,利用 SPSS 19.0 统计软

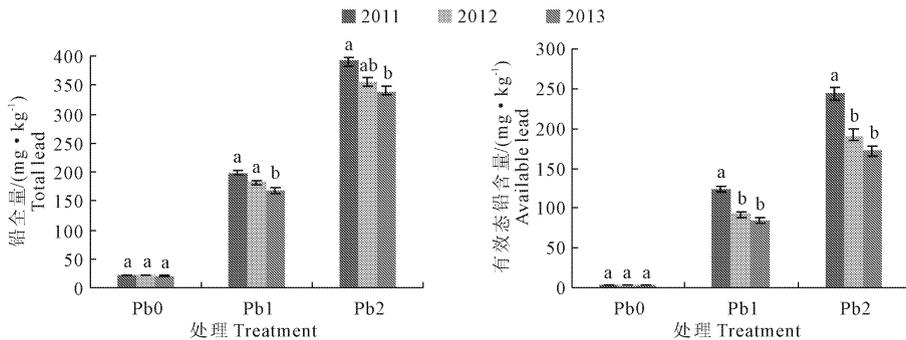
件对所测定的数据进行描述性统计和单因素方差分析(One - Way ANOVA), 并进行 LSD 检验(lowest standard deviation test)。各个指标之间采用 Pearson 相关系数法进行相关性分析。

2 结果与分析

2.1 田间耕作条件下外源铅的际变化

在田间小麦—玉米轮作条件下, 不同浓度的外源铅注入土壤后其全量及有效态含量随时间迁移发生变化, 见图 1。整体来看, 施铅处理下土壤铅全量及有效态含量呈逐年递减趋势。3 年中, 两个施铅处理下土壤铅全量分别下降到 168.91 mg·kg⁻¹和

338.74 mg·kg⁻¹, 约为第一年时的 85.31% 和 88.26%, 差异达到显著性水平($P < 0.05$)。两个处理下土壤中有效铅含量分别下降 31.78% 和 29.52%, 有效铅在第一年中下降显著($P < 0.05$), 后两年间没有明显差异。其中, pb2 处理下有效铅下降最为突出, 降低了 54.09 mg·kg⁻¹, 占 3 年总下降量的 75%。由图 1 也可发现, 瘠土中有效态铅含量随着外源铅添加浓度的增大而增加。与对照相比, 2011 年土壤有效态铅增幅分别达到原土壤的 31.38 倍和 62.25 倍。相关分析表明, 土壤中有效态铅含量与土壤铅全量呈极显著正相关($P < 0.01$), 相关系数为 0.983^{**}。



注: 同一处理数据后标不同小写字母表示差异显著($P < 0.05$), 下同。

Note: within the same treatment, different lowercase letters indicate significant difference($P < 0.05$), the same below.

图 1 土壤铅含量年际变化

Fig.1 Annual variability of soil lead

同期小麦籽粒中铅含量的测定显示, 每季小麦籽粒中铅的含量大致相同, Pb1、Pb2 处理下小麦籽粒铅含量均值分别为 0.146 mg·kg⁻¹和 0.467 mg·kg⁻¹, 富集系数(BCF)分别为 0.026 和 0.015; 同一年份中, 随着土壤中铅浓度的增加, 小麦籽粒中铅含量均升高, 在 Pb2 处理下小麦籽粒 Pb 含量超过食品安全标准(0.2 mg·kg⁻¹)。该实验中土壤铅含量的下降可能由植物吸收导致。土壤阳离子交换量(CEC)和可溶铅盐在土壤水中的饱和度影响着土壤中有效铅的含量, 铅为二价阳离子, 水合离子半径较小, 交换能力较强, 可以被土壤胶体大量吸附, 同时铅的某些化合物能以较高浓度存在于土壤水中。因此, 可交换态铅的含量可在一定范围内不断增加^[9]。土壤中有效铅含量随外源铅浓度增大而增高, 正是说明了这一点。同时, 有效铅的年际变化表明, 外源铅在第一年中转化较为明显, 可见其固定主要发生在外源铅加入土壤初期的快速反应, 这与徐明岗^[10]研究结果相一致。

2.2 外源铅水平对瘠土有机碳矿化的影响

通过对 2013 年供试土壤有机碳(SOC)、土壤溶

解性有机碳(DOC)、微生物量碳(MBC)、微生物商(qM)的分析表明, 不同污染水平的外源铅处理对土壤有机碳质量产生着显著影响。

由表 1 可知, 土壤的有机碳含量发生了较大变化, 其含量为 7.24 ~ 8.67 g·kg⁻¹, 变异系数为 7.83%。与对照相比, Pb1、Pb2 处理下土壤有机碳平均含量分别下降了 16.30% 和 11.86%, 达到显著水平($P < 0.05$), 但两处理间差异不显著。Pb1、Pb2 处理下 DOC 平均含量分别下降了 4.05% 和 7.34%, 各处理间差异显著, 整体呈现下降趋势。这表明, 当土壤遭受铅污染后, 会造成土壤有机碳和溶解性有机碳含量的下降, 但影响程度因污染物浓度不同而不同。

试验所测得的土壤微生物量碳(MBC)含量及占土壤总碳的百分比存在较大差异。试验土样中土壤微生物量碳含量范围 168.55 ~ 284.32 mg·kg⁻¹, 平均为 216.35 mg·kg⁻¹, 变异系数为 15.68%。与对照相比, 土壤微生物量碳含量虽在一定程度上有所上升, 但差异不显著(见表 1)。

表1 外源铅对土壤有机碳矿化的影响/(g·kg⁻¹)

Table 1 Effects of exogenous lead on soil organic carbon mineralization

处理 Treatment	土壤有机碳 SOC	土壤溶解性有机碳 DOC	土壤微生物量碳 MBC	微生物商 MBC/TOC
Pb0	8.64 ± 0.24a	0.1854 ± 0.0013a	0.2099 ± 0.0047a	0.0243 ± 0.0004b
Pb1	7.24 ± 0.18b	0.1779 ± 0.0024b	0.2519 ± 0.0065a	0.0348 ± 0.0002a
Pb2	7.62 ± 0.20b	0.1718 ± 0.0017c	0.2192 ± 0.0074a	0.0288 ± 0.0004ab

由表1可见,与对照相比,外源铅污染导致了土壤有机碳和溶解性有机碳含量的下降,这与其他的 研究结果相似^[11]。这说明铅污染加快了土壤碳库的分解,从而可能对土壤长期的固碳潜力产生重要影响,导致土壤供给作物养分能力的下降,威胁农业生态系统的生产力。

由于湿度、温度等环境因子以及管理措施等均会对土壤微生物量碳产生影响,低浓度外源铅的加入对微生物量碳影响不显著。有研究表明,由于重金属污染改变了土壤有机碳的有效性,土壤微生物受重金属胁迫,进而影响细胞的代谢及功能,会导致微生物种群发生改变^[12],其机理有待进一步研究。曾路生^[13]、谢正苗^[14]等研究结果显示,水稻土壤中微生物量碳随铅处理水平的增大而增加,多数指标在300~500 mg·kg⁻¹铅处理时出现峰值。然后随铅水平的增加而降低,它们的转折点受土壤性质影响。

微生物商(qM)即微生物生物量碳和土壤总碳的比值,能够较好地反映重金属污染对微生物的胁迫程度。不同铅污染水平下微生物商达到重度变异,变异系数为19.80%。其在无污染土壤中数值低于污染土壤,与土壤微生物量碳的变化趋势一致。相关分析显示微生物商与土壤微生物量碳之间相关性极强(0.915**)。Pb1处理下土壤微生物商与对照间差异显著,比微生物量碳敏感性更强,可以作为指示铅污染的可靠生物学指标^[15]。

2.3 外源铅对土壤速效养分含量的影响

土壤中速效养分(N、P、K)含量随着外源铅浓度的增加而产生变化(见图2),但根据不同养分的特点和外源铅浓度的不同影响效果也不同。

2.3.1 外源铅对土壤碱解氮的影响 总体来看(见图2a),土壤碱解氮含量在外源铅加入初期下降明显,且在Pb1处理下碱解氮减少量最大,与对照相比下降了9.24 mg·kg⁻¹,达显著水平($P < 0.05$)。不同处理间土壤碱解氮变化趋势同土壤有机碳变化趋势相吻合,相关分析表明,土壤碱解氮与有机碳间相关系数为0.517**。这可能是由于低浓度铅在促进有机碳矿化的同时也加速了有机氮的分解,使其更易于迁移和流失。试验结果显示,施铅处理下土壤

碱解氮含量变化不显著,但均呈现随铅离子浓度增大而升高的趋势。朱红^[10]研究认为,铅离子的代换作用会使土壤水溶态NH₄⁺含量增加,且土壤吸附的NH₄⁺离子的交换量与铅离子浓度呈正相关。该试验土壤中胶体矿物主要含伊利石、高岭石和蒙脱石,对土壤中阳离子吸附力较强,当外源铅达到Pb2水平时铅的交换能力增强,交换出大量NH₄⁺离子,也会导致土壤碱解氮含量的增加。不同年份之间,土壤碱解氮未呈现规律或显著关系。这可能由于碱解氮受水热条件影响较大,易受环境和管理措施的影响而产生含量上的差异^[16]。

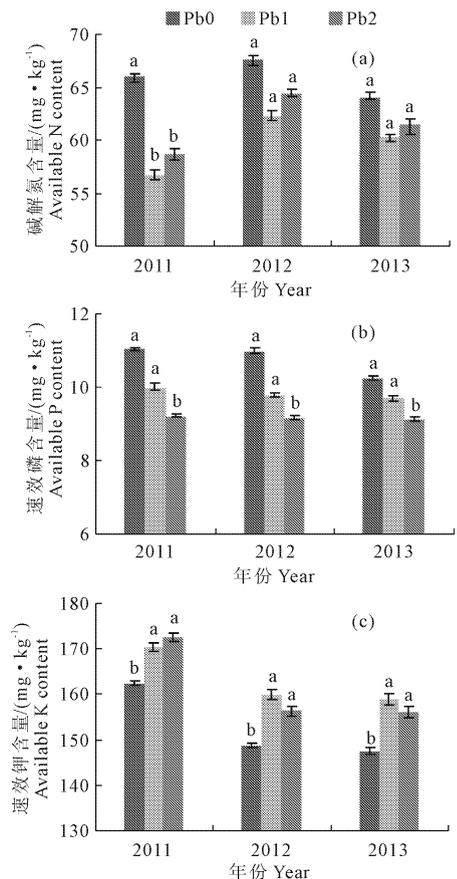


图2 外源铅对土壤速效养分的影响

Fig. 2 Effects of exogenous lead on soil available nutrients

2.3.2 外源铅对土壤中速效磷的影响 随着外源铅的加入,土壤中铅离子含量增加,土壤中速效磷的含量各年均呈现下降趋势(见图2b)。与对照相比,

Pb1、Pb2 处理下土壤速效磷含量分别下降了 11.13% 和 17.29%。各年间速效磷含量也存在下降趋势,但下降量较小。由于塿土为碱性,磷更易以 PO_3^{4-} 的形式存在,铅离子和磷酸根离子易生成难溶物质 $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$,造成土壤中速效磷含量降低。且 $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$ 溶度积常数为 8.0×10^{-43} ,可认为铅也极易与其发生沉淀作用^[17]。铅离子浓度的增大,形成的 $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$ 量也增多,土壤中速效磷含量则相应减少。可以推测,铅离子浓度越高,对土壤中速效磷的固结量越大,土壤中速效磷含量就越低。

2.3.3 外源铅对土壤中速效钾的影响 由图 2c 可见,外源铅的加入,导致土壤中速效钾含量升高,且速效钾含量均呈现随着铅离子浓度的增大而增加的趋势。以 2011 年 Pb2 处理与对照相比,土壤速效钾含量增加了 $12.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,差异达到显著水平 ($P < 0.05$)。土壤中钾离子在没有持续施肥的情况下,其来源可能是在铅离子的作用下,土壤胶体上吸附

的钾离子被置换进入土壤溶液,从而提高了土壤速效钾含量,该结果与朱红^[9]等研究相一致。熊明彪^[18]研究认为,重金属提高了土壤交换位点对 K^+ 的选择性,从而减少阳离子交换位点对 K^+ 的吸附。也可发现,第一年中土壤速效钾含量普遍较高,而后两年土壤中速效钾平均含量较低,这可能是由于试验前施加钾肥的缘故,同时也有研究表明,钾元素在黄土区也存在流失现象,流失量与降雨量有着重要的联系^[19-20],试验地位于半干旱半湿润地区,钾元素也极易受雨水条件影响。

2.4 土壤铅污染与土壤因子间的相关性

从表 2 可以看出,土壤铅污染与多种土壤生物化学指标有密切关系。随着外源铅污染浓度的上升以及重金属在大田环境中的迁移转化,土壤微生物量碳和微生物商等呈现上升趋势,与土壤总铅、有效态铅均呈现显著性正相关。因此,微生物量碳和微生物商可以作为铅污染的可靠生物学指标。

表 2 外源铅与土壤因子之间的相关系数
Table 2 Correlation coefficients among soil factors

项目 Item	土壤有机碳 SOC	土壤溶解性有机碳 DOC	微生物量碳 MBC	微生物商 qM	碱解氮 Available N	速效磷 Available P	速效钾 Available K
总铅 Total lead	-0.589**	-0.980**	0.238	0.717*	-0.398*	-0.836**	0.688*
有效铅 Available lead	-0.588**	-0.978**	0.259	0.689*	-0.444*	-0.866**	0.686*

注: * 表示在 0.05 水平下显著相关; ** 表示在 0.01 水平下显著相关。

Note: *, ** are significantly correlated at 0.05 and 0.01 level, respectively.

土壤有机碳、溶解性有机碳、碱解氮、速效磷和速效钾等经常被用作指示土壤肥力和土壤健康状况,其含量与土壤中铅含量相关分析表明,随着外源铅的加入,土壤有机碳、溶解性有机碳、碱解氮和速效磷与土壤铅含量呈现显著负相关,说明重金属铅的加入,对土壤碳、氮循环造成了一定程度的影响,加速了土壤有机质的矿化和分解;速效钾含量同土壤铅含量呈显著正相关,可知铅和土壤胶体或土壤矿物晶格中 K^+ 发生代换,这种交换作用使土壤胶体对 K^+ 的吸附功效受到影响,失去了其对植物肥效的缓效功能。Dumat 等^[21]认为,重金属污染会影响土壤有机碳的周转,从而影响土壤有机碳在不同组分中的分配。当土壤受到轻污染干扰时,土壤中有机碳将向活性较高的组分转化,从而变得较为微生物所利用和分解。

3 结 论

随着时间的迁移,外源铅含量在农田耕作条件下呈现不断下降的趋势,有效铅含量的变化主要发

生在第一年中,可见铅的固定主要发生在其加入土壤的初期。在国家土壤环境质量二级标准范围内,塿土中土壤有机碳、溶解性有机碳随着铅处理水平的增大而下降;微生物商在 $175 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 铅处理时显著升高,但土壤微生物量碳含量变化不明显。表明铅污染影响了土壤有机碳的稳定性,不利于土壤碳的固持。

外源铅的加入对土壤碳、氮循环产生了一定的影响,加入初期土壤中碱解氮含量下降明显;可溶态铅与土壤溶液中的磷酸根生成难溶性盐,使土壤速效磷含量减少,不利于植物的利用;铅离子与土壤胶体或土壤矿物晶格中的 K^+ 发生置换,使土壤中速效钾含量升高,加大了其流失的倾向性。

参 考 文 献:

- [1] 蔡美芳,李开明,谢丹平,等.我国耕地土壤重金属污染现状与防治对策研究[J].环境科学与技术,2014,37(120):223-230.
- [2] Wallace A, Berry W L. Dose-response curves for zinc, cadmium, and nickel in combinations of one, two, or three[J]. Soil Science, 1989, 147(6):401-410.

- 土壤 C、N、P 的化学计量特征[J]. 干旱区地理, 2014, 37(5): 996-1004.
- [9] McGroddy M E, Daufresne T, Hedin L O. Scaling of C:N:P stoichiometry in forests worldwide: implications of terrestrial redfield-type ratios[J]. *Ecology*, 2004, 85(9): 2390-2401.
- [10] 王维奇, 徐玲琳, 曾从盛, 等. 河口湿地植物活体-枯落物-土壤的碳氮磷生态化学计量特征[J]. 生态学报, 2011, 31(23): 7119-7124.
- [11] 程 滨, 赵永军, 张文广, 等. 生态化学计量学研究进展[J]. 生态学报, 2010, 30(6): 1628-1637.
- [12] Dise N, Galloway J, Gauci V, et al. Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases[J]. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(5): 1798-1808.
- [13] 王绍强, 于贵瑞. 生态系统碳氮磷元素的生态化学计量学特征[J]. 生态学报, 2008, 28(8): 3937-3947.
- [14] Goudie A S, Viles H A. Weathering and the global carbon cycle: Geomorphological perspectives[J]. *Earth-Science Reviews*, 2012, 113(1): 59-71.
- [15] Sinsabaugh R L, Manzoni S, Moorhead D L, et al. Carbon use efficiency of microbial communities: Stoichiometry, methodology and modeling[J]. *Ecology Letters*, 2013, 16(2): 930-939.
- [16] 韩 华, 王昊彬, 余华光, 等. 崇明滩涂湿地不同盐度梯度下芦苇种群及土壤的生态化学计量学特征[J]. 长江流域资源与环境, 2015, 24(5): 816-823.
- [17] Post W M, Pastor J, Zinke P J, et al. Global patterns of soil nitrogen storage[J]. *Nature*, 1985, 317: 613-616.
- [18] 朱秋莲, 邢肖毅, 张 宏, 等. 黄土丘陵沟壑区不同植被区土壤生态化学计量特征[J]. 生态学报, 2013, 33(15): 4674-4682.
- [19] Aitkenhead J, McDowell W. Soil C/N ratio as a predictor of annual riverine DOC flux at local and global scales[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2000, 14(1): 127-138.
- [20] 王维奇, 全 川, 贾瑞霞, 等. 不同淹水频率下湿地土壤碳氮磷生态化学计量学特征[J]. 水土保持学报, 2010, 24(3): 238-242.
- [21] Chapin III F S, Matson P P A. Principles of terrestrial ecosystem [J]. *ecology Springer*, 2011, 16(2): 930-939.
- [22] 许 泉, 芮雯奕, 刘家龙, 等. 我国农田土壤碳氮耦合特征的区域差异[J]. 生态与农村环境学报, 2006, 22(3): 57-60.
- [23] 甘卓亭, 张蓓蓓, 张掌权, 等. 渭北塬区不同龄苹果园土壤微生物空间分布特征[J]. 生态学报, 2015, 35(21): 6965-6973.
- [24] Gunderson P, Callesen I, de Vries W. Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio[J]. *Environ-Mental Pollution*, 1998, 102: 403-407.
- [25] 王建林, 钟志明, 王忠红, 等. 青藏高原高寒草原生态系统土壤碳磷比的分布特征[J]. 草业学报, 2014, 23(2): 9-19.
- [26] 彭佩钦, 张文菊, 童成立, 等. 洞庭湖湿地土壤碳、氮、磷及其与土壤物理性状的关系[J]. 应用生态学报, 2005, 16(10): 1872-1878.
- [27] 王 行. 暖化湿地土-水界面碳磷耦合迁移特征及微生物生态学响应—微宇宙研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2014.
- [28] 曾全超, 李 鑫, 董扬红, 等. 陕北黄土高原土壤性质及其生态化学计量的纬度变化特征[J]. 自然资源学报, 2015, 30(5): 870-879.

(上接第 14 页)

- [3] 黄晓菊, 李小云. 生态系统中铅的迁移转化特征[J]. 光谱实验室, 2012, 29(4): 2222-2225.
- [4] 温明霞, 高焕梅, 石孝均. 长期施肥对作物铜、铅、铬、镉含量的影响[J]. 水土保持学报, 2010, 24(4): 119-122.
- [5] 陈智博, 陈宏伟, 朱蕴兰. 铅对土壤微生物生物量和酶活性的影响[J]. 高师理科学刊, 1999, 19(3): 47-50.
- [6] 李红梅, 李国华, 崔 静, 等. 重金属铅对土壤微生物活性的影响[J]. 南京农业大学学报, 2011, 34(6): 125-128.
- [7] 李志鹏. 土地利用变化和重金属污染对水稻土壤呼吸和有机碳损失的影响[D]. 南京: 南京农业大学, 2009.
- [8] 类成霞, 陈长青, 蒋 霁, 等. 水稻品种和砷污染对土壤溶解性有机碳氮的影响[J]. 土壤学报, 2013, 50(1): 157-164.
- [9] 朱 江, 周 俊, 费群燕, 等. 外源铅在土壤中的形态、分布及其对土壤养分的影响[J]. 水土保持学报, 2008, 22(1): 74-77, 82.
- [10] 徐明岗, 吴 曼, 武海雯, 等. 土壤外源铅的稳定化特征及其对土壤性质的响应[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(9): 1702-1709.
- [11] Chaudhuri D, Tripathy S, Veeresh H, et al. Relationship of chemical fractions of heavy metals with microbial and enzyme activities in sludge and ash-amended acid lateritic soil from India[J]. *Environmental Geology*, 2003, 45(1): 115-123.
- [12] Pan J, Yu L. Effects of Cd or/and Pb on soil enzyme activities and microbial community structure[J]. *Ecological Engineering*, 2011, 37(11): 1889-1894.
- [13] 曾路生, 廖 敏, 黄昌勇, 等. 外源铅对水稻土微生物量、微生物活性及水稻生长的影响[J]. 生态环境, 2008, 17(3): 993-998.
- [14] 谢正苗, 卡里德, 黄昌勇, 等. 镉铅锌污染对红壤中微生物生物量碳氮磷的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2000, 6(1): 69-74.
- [15] 高焕梅, 孙 燕, 和林涛. 重金属污染对土壤微生物种群数量及活性的影响[J]. 江西农业学报, 2007, 19(8): 83-85.
- [16] 张智猛, 戴良香, 张电学, 等. 冬小麦-夏玉米轮作周期内碱解氮、硝态氮时空变化及施氮安全值的研究[J]. 土壤通报, 2004, 35(1): 38-42.
- [17] 王碧玲, 谢正苗, 李 静, 等. 氯和磷对土壤中水溶-可交换态铅的影响[J]. 环境科学, 2008, 29(6): 1724-1728.
- [18] 熊明彪, 雷孝章, 田应兵, 等. 钾离子在土壤中吸附和解吸动力学研究进展[J]. 生态环境, 2003, 12(1): 115-118.
- [19] 彭 浩, 张兴昌, 邵明安. 雨强对黄土区土壤钾素径流流失的影响[J]. 生态环境, 2004, 13(3): 369-372.
- [20] 彭 浩, 张兴昌, 邵明安. 黄土区土壤钾素径流流失试验研究[J]. 水土保持学报, 2004, 18(1): 70-73.
- [21] Dumat C, Quenea K, Bermond A, et al. Study of the trace metal ion influence on the turnover of soil organic matter in cultivated contaminated soils[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 142(3): 521-529.