

莴笋根际土壤中铅的有效性

任慧敏^{1,2}, 王金达^{1,*}, 曹会聪^{1,2}, 周旺明^{1,2}, 张学林¹

(1. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130012; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要: 采用温室栽培试验比较莴笋根际与非根际土壤 pH、TOC、Pb 化学形态和有效 Pb 含量的变化, 研究根际土壤 pH、TOC 和 Pb 化学形态变化对土壤 Pb 有效性的影响, 并为低分子有机酸作为提取剂研究土壤 Pb 植物有效性进行尝试。研究表明, 与非根际土壤相比, 莴笋根际土壤的 pH 降低, TOC 含量增加。随着土壤 Pb 处理浓度的增加, 根际土壤的酸化作用增强, TOC 含量进一步增加。与非根际相比, 根际交换态 Pb 含量较高。随着 $Pb(NO_3)_2$ 添加量的增加, Pb 的形态发生了由残渣态向碳酸盐态和交换态的转化。在土壤风干过程中, Pb 的交换态、碳酸盐态和铁锰态增加。由于受到根际酸化作用和 TOC 结合的影响, 根际土壤有效 Pb 含量高于非根际, 并且随着 Pb 处理浓度的增加, 有效铅含量增加。风干土壤有效 Pb 含量高于新鲜湿润土壤。根际土壤交换态和碳酸盐态 Pb 含量的变化影响根际土壤 Pb 有效性。与莴笋体内 Pb 含量的相关分析的结果表明, 用低分子有机酸提取的莴笋根际新鲜湿润土壤中的 Pb 可以表征土壤 Pb 对莴笋的有效性。

关键词: 有效性; 根际; 低分子有机酸; Pb; 莴笋

中图分类号: X131.3 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)08-1659-06

Phytoavailable Lead in Rhizosphere of Lettuce

REN Huimin^{1,2}, WANG Jinda¹, CAO Huicong^{1,2}, ZHOU Wangming^{1,2}, ZHANG Xuelin¹

(1. Northeast Institute of Geography and Agricultural Ecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130012, China; 2. Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

Abstract: A greenhouse experiment was performed to investigate the influence of pH, TOC, and fractionation of Pb on phytoavailability of Pb in the rhizosphere of lettuce. And the Low molecular-weight organic acids (LMWOAs) were used to evaluate the phytoavailability of soil Pb to lettuce. The results show that the pH is lower in the rhizosphere compared to the bulk soil, and the rhizosphere becomes more acidic with increasing $Pb(NO_3)_2$ applied. In contrast, the TOC content is higher in the rhizosphere compared to the bulk soil, and more TOC accumulates in the rhizosphere with increasing $Pb(NO_3)_2$ applied. The concentrations of different fractions in rhizosphere soils follow the order of exchangeable > carbonate bound > Fe-Mn oxide bound > organic bound > residual, and for bulk soil the order is carbonate bound > Fe-Mn oxide bound > exchangeable > organic bound > residual. Compared with bulk soils, exchangeable Pb increases significantly in rhizosphere. With increasing $Pb(NO_3)_2$ applied, the transformation of residual Pb to carbonate bound and exchangeable Pb may have happened and results in the accumulation of carbonate bound and exchangeable Pb. The air-drying increases the concentration of exchangeable, carbonate bound and Fe-Mn oxide bound Pb and decreases organic bound and residual Pb. Rhizosphere and bulk soils were extracted by low molecular-weight organic acids (LMWOAs) to fractionate Pb fraction of soil pools, which is considered as the phytoavailable Pb. The results show that phytoavailable Pb in rhizosphere is much higher compared to bulk soil, and phytoavailable Pb increases with increasing $Pb(NO_3)_2$ applied due to acidification processes and accumulated TOC in the rhizosphere. Air-drying process also increases the phytoavailable Pb. The root-induced changes of Pb availability in the rhizosphere might also be related to the Pb species, especially carbonate bound and exchangeable Pb. Correlation analysis indicates that application of wet fresh rhizosphere soils and LMWOAs should be recommended in the future study on the phytoavailability of soil Pb to lettuce.

Key words: phytoavailability; rhizosphere; low molecular-weight organic acids; Pb; lettuce

随着工农业的发展, 重金属对农作物的污染问题变得越来越突出^[1,2]。土壤中的重金属可以通过植物根系吸收与体内运转最终在植物可食部分积累, 影响人类健康。土壤中这部分可以被植物吸收的重金属被称之为有效重金属。根际土壤由于受植物根系活动等的影 响, 在物理、化学和生物学性质上不同于非根际土壤。研究表明^[3], 与非根际土壤相比, 根际土壤酸性较强, 且富含有机质。而金属的溶解性主要受 pH 和有机质含量的控制, 所以, 根际环境必

将改变土壤重金属的有效性。此外, 根际环境还可以改变土壤重金属的存在形态进而影响其有效性^[4]。深入研究根际土壤中重金属的有效性, 对了解土壤-植物系统中重金属的环境行为, 评价污染土壤的健

收稿日期: 2005-09-14; 修订日期: 2005-10-20

基金项目: 中国科学院知识创新工程重大项目 (KZCX1-SW-19-4-01); 国家自然科学基金项目 (40171089); 国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2004CB418507)

作者简介: 任慧敏 (1980~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为环境生态与生物地球化学, E-mail: hnr-ren@126.com

* 通讯联系人, E-mail: wangjinda@neigae.ac.cn

康风险具有重要意义。

土壤有效重金属的提取方法颇多。传统上,土壤重金属有效性被看作是土壤重金属含量的函数。植物吸收重金属虽与土壤总量有关,但是它并不以其总量和原有化合物类型而转移^[5]。所以,土壤重金属含量不能反映重金属的迁移性和有效性^[6~9]。目前,人们多采用稀酸、稀碱、缓冲溶液、中性盐溶液和螯合剂提取土壤有效重金属。但是,用这些提取剂提取出的重金属含量也都是非有效重金属含量^[8]。Tessier 采用土壤学方法进行沉积物中重金属形态研究^[10]。土壤重金属形态的研究,一定程度上减轻了有效金属提取剂选择的盲目性,然而土壤介质 pH 可变范围,不同形态重金属有效度是人们更为关注的问题^[5]。低分子有机酸(low molecular-weight organic acids, LMWOAs)是植物根系分泌物的重要组成部分,主要包括乙酸、乳酸、柠檬酸、苹果酸等。它可以与金属离子形成络合物或螯合物,从而改变金属在土壤中的迁移性^[8]。Feng 等采用根际新鲜湿润土壤,用一定比例的乙酸、乳酸、柠檬酸、苹果酸和蚁酸模拟 LMWOAs,研究土壤 Cr、Zn、Cu 和 Cd 的有效含量^[11,12]。研究表明,与 DTPA、EDTA、CaCl₂ 和 NaNO₃ 等提取剂相比,LMWOAs 提取出的根际新鲜湿润土壤中的 Cr、Zn、Cu 和 Cd 和大麦、小麦体内重金属含量的相关性较高,LMWOAs 是评估土壤 Cr、Zn、Cu 和 Cd 对大麦、小麦有效性的一种较理想的提取剂。此外,Feng 等的研究中采用的土样来自中国不同的土壤类型。所以,这种统计学上的良好相关性包含了土壤性质的影响,LMWOAs 的提取量可以认为是大麦、小麦 Cr、Zn、Cu 和 Cd 有效的供给量。

莴笋(*Lactuca sativa*)是我国城郊普遍栽种的蔬菜之一,受城市 Pb 污染的影响较大。本研究以莴笋为例,采用温室栽培试验比较莴笋根际与非根际土壤 pH、TOC、Pb 化学形态和有效 Pb 含量的变化,阐述根际土壤 pH、TOC 和 Pb 化学形态变化对土壤 Pb 有效性的影响,并为 LMWOAs 作为提取剂研究土壤 Pb 植物有效性做一尝试。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤采自长春市郊,为典型黑土。土样风干后磨细,过 1mm 筛,其 pH(土:水=1:5)为 6.96,有机质含量为 35.21 g·kg⁻¹,Pb 含量为 11.29 mg·kg⁻¹。供试作物为莴笋。

1.2 盆栽试验

供试土壤中 Pb(NO₃)₂ 的添加量分别为 0、125、250、500、1 000 和 2 000 mg·kg⁻¹,充分混匀,风干,过 1 mm 筛,再次混匀。从中取出 200 g 土壤装入 5 cm×5 cm×8 cm 根袋(300 目尼龙袋,长×宽×高),再将根袋埋入装有相同 Pb(NO₃)₂ 含量土壤的塑料桶中,每桶装土 15 kg,浇水,平衡 7d。播种莴笋,出苗后每袋定苗 2 株。试验设 3 次重复。培养 8 周以后,莴笋成熟,分茎、叶和根分别取样,用自来水和蒸馏水冲洗干净,在 65℃下烘干,粉碎备用。分别采集根袋和根袋外的土样作为根际土壤和非根际土壤,取一部分土样风干,另一部分土样用密封袋收集置于-4℃,备用。

1.3 样品测定

取风干土样,测定土壤 pH 和 TOC 含量。土壤 pH 采用土:水比 1:5 测定,土壤 TOC 含量用高温外热重铬酸钾氧化-容量法测定。取风干和新鲜土样,过 0.25 mm 筛,测土壤 Pb 各形态含量。土壤 Pb 的形态分析采用 Tessier 连续浸提法^[10]。测定形态包括:交换态、碳酸盐态、铁锰态、有机结合态和残渣态。土壤有效 Pb 含量应用 Feng 等提出的 LMWOAs 方法^[11,12]提取。具体如下:取风干或新鲜土样 2.00 g 与 20 mL 的乙酸、乳酸、柠檬酸、苹果酸和蚁酸混合,并滴加 2 滴甲苯作为生物灭蚁剂。这些有机酸的总浓度为 10 mmol·L⁻¹,摩尔浓度比为 4:2:1:1:1。振荡 16 h,离心(720 r·min⁻¹) 10 min,吸取 5 mL 反应液,用 2% 的硝酸稀释至 10 mL,测定 Pb 含量。植物 Pb 含量测定用 HNO₃-HClO₄ 消煮。所有制备液中 Pb 含量采用岛津公司扫描式等离子体光谱仪(ICPS-7500)测定。

1.4 数据分析

采用 SPSS 11.0 (SPSS Inc., USA) 软件进行数据的统计分析。应用 paired-samples *T* test 来比较不同 Pb 处理下,根际与非根际 pH、TOC、Pb 的各种形态以及有效 Pb 含量的差异。当 $p < 0.05$ 时,认为二者有显著性差异。应用 Linear Regression 分析根际与非根际土壤有效 Pb 含量对莴笋不同器官 Pb 含量的影响,并进行拟合优度检验、回归方程的显著性检验和回归系数的显著性检验,当其相伴概率 $p < 0.01$ 时,认为线性回归方程成立。

2 结果与讨论

2.1 根际与非根际土壤中 pH 和 TOC 含量变化

根际与非根际土壤 pH 和 TOC 含量变化见表

1. 由表 1, 与非根际土壤相比, 根际土壤的酸性较强. 根际与非根际土壤的 pH 具有显著性差异. 关于根土界面的绝大多数研究结果都表明, 根际存在土壤酸化作用^[8]. 莴笋吸收的阳离子高于阴离子, 可能是导致根际酸化的主要原因^[3]. 但是, 根际与非根际土壤 pH 的差异依赖于试验条件. 在野外, 根际与非根际土壤 pH 的最大差异仅为 0.37; 而在实验室环境下, 自然环境中的根际效应得到增强, 根际与非根际土壤 pH 有较大的差异^[3]. 当 Pb 处理为 $2\,000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时, 根际与非根际 pH 的差异最显著 ($p < 0.001$). 而且, 随着 Pb 处理浓度的增加, pH 降低. 显然, 随着土壤 Pb 浓度的增加, 根际土壤的酸化作用增强. 与供试土壤相比, 莴笋收获以后根际与非根际土壤 pH 都有所增加. 这样有利于 Pb^{2+} 形成羟基铅化合物而沉淀, 进而使作物免于吸收过量 Pb 而产生中毒^[13].

表 1 不同 Pb 处理下根际与非根际土壤 pH 和 TOC 含量 (平均值 $\pm$ 标准差)

Table 1 Arithmetical mean and its corresponding standard deviation of pH and TOC content of the rhizosphere and non-rhizosphere soil under different Pb treatment after harvesting

Pb 处理/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	pH		TOC/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	
	根际	非根际	根际	非根际
0	7.20 ± 0.37	7.32 ± 0.36	31.68 ± 5.04	21.01 ± 2.16
125	7.18 ± 0.35	7.29 ± 0.32	32.93 ± 4.36	21.33 ± 3.58
250	7.17 ± 0.34	7.26 ± 0.23	38.81 ± 5.23	21.36 ± 2.79
500	7.12 ± 0.36	7.25 ± 0.21	39.44 ± 3.66	21.54 ± 2.47
1 000	7.10 ± 0.24	7.24 ± 0.13	40.36 ± 4.21	21.79 ± 3.13
2 000	7.02 ± 0.32	7.23 ± 0.33	43.12 ± 4.04	23.25 ± 2.65

由表 1, 与非根际土壤相比, 根际土壤的 TOC 含量较高. 根际与非根际土壤的 TOC 具有显著性差异. 随着 Pb 处理浓度的增大, 根际与非根际土壤 TOC 含量之间的差异增大. Lorenz 等的研究也表明^[14], 与非根际相比, 根际土壤中 DOC 的含量较高, 尽管增加幅度不超过 50%. 根据 Gobran 和 Clegg 的研究^[15], 野外根际环境中的固体有机碳含量是非根际的 2 倍. 植物根可溶性分泌物、脱落的细胞和植物黏液是造成根际土壤 TOC 含量的增加的主要原因^[16]. 随着 Pb 处理浓度的增加, TOC 含量增大. 与供试土壤相比, 莴笋收获以后根际与非根际土壤 TOC 含量都有所增加.

2.2 根际与非根际干、湿土壤中 Pb 形态变化

不同处理浓度下, 根际与非根际干、湿土壤 Pb 的形态分布见表 2. 根际土壤中 Pb 以交换态、碳酸态为主, 其次是铁锰态、有机态和残渣态, 与林琦

等^[17]的研究结果相似, 但与陈有鉴等^[4]和李瑛等^[18]的研究结果相悖. 这主要有 2 方面的原因:

①不同植物种类根际环境不一样, 从而其主导下的重金属形态变化也不相同^[19, 20]; ②人为加入的 Pb 在相对较短的老化过程中难以达到形态平衡, 由于加入的 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 为简单的可溶性 Pb, 它们在老化过程中首先被吸附在固相表面, 然后从弱吸附向强吸附过渡, 从弱结合向强结合变化^[2], 所以, 相对于实际污染土壤, 人为添加重金属模拟试验中根际土壤中交换态和碳酸盐态 Pb 所占的比例要偏高. 非根际土壤中 Pb 以碳酸态为主, 其次为铁锰态、交换态、有机态、残渣态, 这可能也是由于模拟试验中 Pb 尚未达到形态平衡导致的. 显然, 种植莴笋以后, 土壤 Pb 形态发生变化. 与非根际相比, 根际交换态 Pb 含量显著升高, 碳酸态、铁锰态显著下降, 而有机态、残渣态基本没有发生变化. 其基本形态变化与林琦等^[17]和陈有鉴等^[21]得出的结果相似. 陈有鉴等认为^[2, 4], 根际环境中重金属由紧结合态向松结合态转化, 可能是由于根际土壤 pH 的变化、根系分泌物、根际土壤中氧化还原条件和微生物活动的影响造成的.

不同处理浓度下莴笋根际与非根际形态分布发生变化. 由表 2, 随着 Pb 处理浓度的增加, 根际与非根际土壤中碳酸盐态和交换态 Pb 增加, 铁锰态、有机态和残渣态 Pb 减少. 随着 Pb 处理浓度的增加, 有机态、铁锰态 Pb 下降的幅度逐渐减小. 可见, 随着 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 添加量的增加, Pb 的形态发生了由残渣态向碳酸盐态和交换态的转化. 这可能也是由于莴笋根际 pH、有机复合体的亲和力、硅酸盐、氧化物和有机质等的变化引起的^[8].

土壤的干湿变化对 Pb 的形态分布有影响. 由表 3, 根际与非根际干、湿土壤不同形态 Pb 具有相同的变化趋势. 干土壤交换态、碳酸盐态和铁锰态 Pb 较湿土壤增加, 干土壤有机态和残渣态 Pb 较湿土壤减少. 在土壤风干过程中, 土壤有机质被氧化, 从而使被有机质束缚的 Pb 释放出来, 尽管由于新形成的铁锰态 Pb 具有较高的氧化还原电位, 它可以通过土壤有机质的氧化而迅速被还原^[22], 但总体上, 在土壤风干过程中, Pb 的有机态减少, 铁锰态增加.

2.3 根际与非根际干、湿土壤中有效 Pb 含量变化

不同处理浓度下, 根际与非根际干、湿土壤中有效 Pb 含量见图 1. 从图 1 可以看出, 根际的有效 Pb 含量高于非根际. 增加幅度新鲜土壤为 0.39~ 8.90

表 2 不同 Pb 处理下根际与非根际干、湿土壤中 Pb 的形态分布(占总 Pb 百分比,平均值±标准差)/%
Table 2 Arithmetical mean and its corresponding standard deviation of fractionations extracted from wet fresh and dried samples under different treatments (percent of total Pb content)/%

形态分布		Pb 处理/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$						
		0	125	250	500	1 000	2 000	
根 际	干	交换态	34.00±1.37	42.83±2.03	43.61±2.16	44.11±0.37	45.00±2.51	45.99±2.61
	碳酸盐态	27.77±1.04	28.64±1.43	31.63±1.58	32.88±0.45	33.44±1.27	33.66±1.87	
	铁锰态	26.23±0.31	17.56±0.82	15.28±0.59	14.35±0.48	14.34±0.45	14.01±0.64	
	有机态	8.00±0.25	7.40±0.37	6.39±0.32	6.11±0.06	6.00±0.31	5.92±0.25	
	残渣态	4.00±0.17	3.56±0.17	3.09±0.17	2.56±0.27	1.22±0.09	0.42±0.19	
	湿	交换态	27.00±0.96	34.83±1.54	37.91±1.86	38.61±0.97	42.72±2.01	45.49±3.33
	碳酸盐态	25.77±1.28	26.64±1.33	30.63±0.93	30.88±0.26	30.44±1.67	30.09±1.53	
	铁锰态	25.23±0.86	15.66±0.78	14.78±0.47	13.55±0.34	12.64±0.28	11.31±0.42	
	有机态	13.00±0.55	14.70±0.70	13.09±0.56	13.01±0.50	12.48±0.33	12.42±0.68	
	残渣态	9.00±0.32	8.16±0.41	3.59±0.23	3.96±0.74	1.72±0.14	0.69±0.27	
非 根 际	干	交换态	15.00±0.57	21.45±1.07	23.24±0.88	23.42±0.58	24.62±0.99	25.36±0.91
	碳酸盐态	37.20±1.06	37.40±1.81	37.43±1.37	38.04±0.09	38.17±1.91	38.66±1.76	
	铁锰态	35.22±1.71	30.15±1.25	30.06±0.98	29.94±0.57	29.96±1.37	29.59±0.37	
	有机态	8.72±0.44	7.41±0.37	6.29±0.34	6.13±0.54	6.03±0.31	5.97±0.34	
	残渣态	3.85±0.19	3.59±0.15	2.98±0.13	2.47±0.89	1.21±0.07	0.42±0.13	
	湿	交换态	13.00±0.56	14.85±0.73	19.54±0.67	18.92±0.27	22.32±2.37	22.76±2.68
	碳酸盐态	32.20±1.04	33.20±1.36	33.03±0.84	33.94±0.42	34.08±1.71	34.66±1.58	
	铁锰态	33.22±1.25	29.15±1.27	30.26±1.75	29.94±0.29	29.41±1.56	29.33±1.63	
	有机态	12.72±0.46	14.41±0.64	13.89±0.97	13.23±0.12	12.51±0.45	12.57±0.53	
	残渣态	8.85±0.24	8.39±0.48	3.28±0.27	3.97±0.18	1.69±0.13	0.68±0.42	

表 3 干、湿土壤不同形态 Pb 含量的比值(湿/干)
Table 3 Ratio of fractionations extracted from wet fresh samples to dried samples (w/d)

Pb 形态	根 际		非根际	
	范围	均值	范围	均值
交换态	0.79~ 0.99	0.88	0.69~ 0.90	0.84
碳酸盐态	0.89~ 0.97	0.93	0.87~ 0.90	0.89
铁锰态	0.81~ 0.97	0.91	0.94~ 1.00	0.98
有机态	1.63~ 2.13	1.99	1.46~ 2.21	1.99
残渣态	1.16~ 2.29	1.72	1.10~ 2.34	1.76

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均值 $3.33\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 风干土壤 $0.42\sim 6.00\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 平均值 $2.35\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. 根际与非根际土壤的有效 Pb 含量具有显著性差异. 研究表明^[23], 大多数金属的化学活性都随着溶液 pH 的降低而增加. 而有机质则因为有较大的比表面积和较高的负电荷, 可以结合一定的金属^[3]. 所以, 根际土壤中有有效 Pb 含量较非根际升高与根际酸化作用和较高的 TOC 含量有关. Lin 等也认为^[8], 根际较低的 pH、可溶性分泌物的螯合作用以及微生物的溶解作用都可能使根际土壤中有有效 Pb 含量较非根际增加.

从图 1 还可以看出, 随着 Pb 处理浓度的增大, 根际与非根际土壤中有有效 Pb 含量均增大. 显然, 随着 Pb 处理浓度的增大, 根际土壤中 pH 含量降低,

TOC 含量增加, 土壤 Pb 的活性增强. 林琦等认为^[1], Pb 处理浓度越高, 土壤中可被活化的 Pb 含量越高; 同时, 高浓度 Pb 胁迫时, 活化过程强烈, 即便植物吸收一定量的 Pb, 土体中的有效 Pb 含量仍比较高.

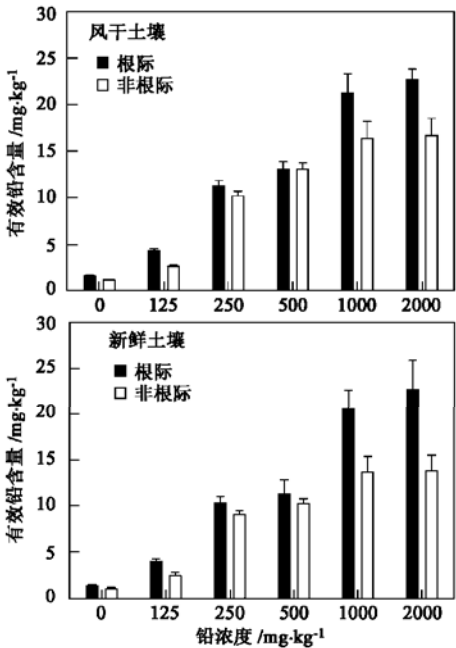


图 1 不同 Pb 处理下根际与非根际干、湿土壤中有有效 Pb 含量
Fig. 1 Phytoavailable lead extracted from wet fresh/dry rhizosphere and bulk soils under different lead treatment

土壤干湿变化对 Pb 的有效性有影响. 风干土壤有效 Pb 含量高于新鲜湿润土壤(图 2), 增加幅度根际为 $-0.04 \sim 1.80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均 $0.63 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 非根际 $0.10 \sim 2.86 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均 $1.61 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 显然, 土壤风干过程对土壤 Pb 交换态和碳酸盐态的影响和对土壤有效 Pb 含量的影响一致. 除此之外, 根际与非根际有效 Pb 含量的差异同交换态 Pb 的差异一致; 有效 Pb 含量在不同 Pb 处理下的变化同交换态和碳酸盐态 Pb 有相同的变化趋势. 由此可以得出结论, 根际土壤交换态和碳酸盐态 Pb 含量的变化影响根际土壤 Pb 有效性. Wang 等的研究也证明^[22], 与其它形态相比, 根际湿土中交换态和碳酸盐态 Pb 含量和小麦的相关性较高.

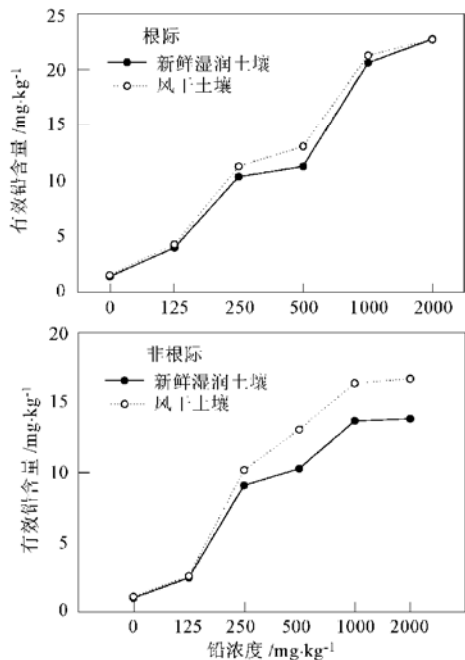


图 2 土壤干湿程度对根际与非根际有效 Pb 含量的影响
Fig. 2 Influence of air-dried process on the content of phytoavailable Pb in rhizosphere and bulk soils

2.4 根际与非根际干、湿土壤有效 Pb 含量与莴笋吸收的关系

由表 4 可知, 随着土壤 Pb 处理浓度的增加, 莴笋根、茎、叶中 Pb 含量呈增加趋势. 当土壤 Pb 处理浓度为 $2000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 莴笋根、茎、叶中 Pb 含量分别是对照的 $151.23 \sim 168.49$, $143.26 \sim 152.88$, $406.35 \sim 465.54$ 倍, 叶中 Pb 含量受土壤 Pb 处理浓度的影响较大. Pb 在莴笋体内的分布为根 $>$ 叶 $>$ 茎. 显然, Pb 的迁移能力较弱, 根部的 Pb 大部分被固定, 而向茎叶迁移的量较少.

植物从土壤中吸收的 Pb 无疑是土壤的有效性

表 4 Pb 处理浓度对莴笋根、茎、叶中 Pb 含量的影响/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
Table 4 Lead concentrations in root, stem, and leaf of lettuce under different lead treatment/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

Pb 处理	根 Pb	茎 Pb	叶 Pb
0	4.40 ± 0.23	0.17 ± 0.03	1.63 ± 0.15
125	7.92 ± 0.23	2.71 ± 0.09	3.69 ± 0.14
250	46.59 ± 1.58	3.97 ± 0.56	15.19 ± 0.86
500	105.08 ± 4.31	7.12 ± 5.21	73.19 ± 2.84
1 000	273.77 ± 8.42	8.77 ± 4.89	262.20 ± 14.33
2 000	703.60 ± 24.96	25.49 ± 1.53	697.77 ± 24.63

Pb, 应用统计学的相关性分析方法是评价提取剂的主要方法. 设莴笋根、茎和叶中 Pb 累积量为 y ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 土壤有效 Pb 含量为 x ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). 根际新鲜土壤有效 Pb 含量与莴笋茎、叶和根中 Pb 累积量的线性回归曲线依次为:

$$\begin{aligned} y &= 3.991 + 0.7483x & R &= 0.8387 & n &= 18 \\ y &= 6.956 + 0.02617x & R &= 0.8419 & n &= 18 \\ y &= 6.539 + 0.02718x & R &= 0.8575 & n &= 18 \end{aligned}$$

非根际新鲜土壤可提取 Pb 的含量与莴笋茎、叶和根中 Pb 累积量的线性回归曲线依次为:

$$\begin{aligned} y &= 3.706 + 0.4531x & R &= 0.7367 & n &= 18 \\ y &= 5.832 + 0.01403x & R &= 0.7032 & n &= 18 \\ y &= 5.562 + 0.01481x & R &= 0.7301 & n &= 18 \end{aligned}$$

根际风干土壤可提取 Pb 的含量与莴笋茎、叶和根中 Pb 累积量的线性回归曲线依次为:

$$\begin{aligned} y &= 4.772 + 0.7334x & R &= 0.8158 & n &= 18 \\ y &= 7.754 + 0.02523x & R &= 0.8087 & n &= 18 \\ y &= 7.335 + 0.02629x & R &= 0.8272 & n &= 18 \end{aligned}$$

非根际风干土壤可提取 Pb 的含量与莴笋茎、叶和根中 Pb 累积量的线性回归曲线依次为:

$$\begin{aligned} y &= 4.403 + 0.5412x & R &= 0.7404 & n &= 18 \\ y &= 6.846 + 0.01728x & R &= 0.7041 & n &= 18 \\ y &= 6.512 + 0.01826x & R &= 0.7311 & n &= 18 \end{aligned}$$

用 LMWOAs 提取出的无论是根际或非根际新鲜、湿润土壤中的 Pb 与莴笋体内 Pb 含量之间的线性关系都达到显著性水平, 而以根际新鲜土壤有效 Pb 含量与莴笋体内 Pb 含量的相关关系最高. 所以, 用 LMWOAs 提取的莴笋根际新鲜湿润土壤中的 Pb 可以表征土壤 Pb 对莴笋的有效性, LMWOAs 是研究土壤 Pb 莴笋有效性的 1 种比较可靠的提取剂.

3 结论

(1) 与非根际土壤相比, 根际土壤 pH 降低, TOC 含量增高. 根际土壤的酸化作用和 TOC 含量的增高, 使土壤 Pb 的活化效应增强, 从而使根际有

效 Pb 含量显著高于非根际。随着土壤 Pb 处理浓度的增大, 根际土壤 pH 酸化作用增强, TOC 含量增高, 土壤 Pb 活化效应进一步增强, 根际有效 Pb 含量增加。

(2) 与非根际相比, 根际交换态 Pb 含量较高。随着 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 添加量的增加, Pb 的形态发生了由残渣态向碳酸盐态和交换态的转化。在土壤风干过程中, Pb 的交换态、碳酸盐态和铁锰态增加。根际与非根际有效 Pb 含量的差异与 Pb 交换态有一致的变化趋势, 而有效 Pb 含量随 Pb 处理浓度和土壤干湿程度的变化则与交换态和碳酸盐态 Pb 一致。所以, 根际土壤交换态和碳酸盐态 Pb 含量的变化影响根际土壤 Pb 有效性。

(3) 与非根际土壤和风干土壤相比, 用 LMWOAs 提取的根际新鲜湿润土壤中的 Pb 和莴笋体内 Pb 含量的线性关系最显著。用 LMWOAs 提取的莴笋根际新鲜湿润土壤中的 Pb 可以表征土壤 Pb 对莴笋的有效性, LMWOAs 是研究土壤 Pb 莴笋有效性的 1 种比较可靠的提取剂。

参考文献:

- [1] 林琦, 陈怀满, 郑春荣, 等. 根际和非根际土中铅、镉行为及交互作用的研究[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2000, **26**(5): 527~ 532.
- [2] 陈有鉴, 陶澍, 邓宝山. 小麦根际环境中铜和铅形态的变化[J]. 环境科学学报, 2000, **20**(3): 365~ 369.
- [3] Séguin V, Gagnon C, Courchesne F. Changes in water extractable metals, pH and organic carbon concentrations at the soil-root interface of forested soils[J]. Plant and Soil, 2004, **260**: 1~ 17.
- [4] 陈有鉴, 陶澍, 邓宝山, 等. 不同作物根际环境对土壤重金属形态的影响[J]. 土壤学报, 2001, **38**(1): 54~ 59.
- [5] 夏增禄, 蔡士悦, 许嘉琳, 等. 中国土壤环境容量[R]. 北京: 地震出版社, 1992. 139~ 141.
- [6] Chen B, Shan X Q, Qian J. Bioavailability index for quantitative evaluation of plant availability of extractable soil trace elements[J]. Plant and Soil, 1996, **186**: 275~ 283.
- [7] Chojnacka K, Chojnacki A, Górecka H, et al. Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants[J]. Science of the Total Environment, 2004, **337**: 175~ 182.
- [8] Lin Q, Chen Y X, He Y F, et al. Root-induced changes of lead availability in the rhizosphere of *Oryza sativa* L. [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2004, **104**: 605~ 613.
- [9] Tongtavee N, Shiowatana J, McLaren R G, et al. Assessment of lead availability in contaminated soil using isotope dilution techniques[J]. Science of the Total Environment, 2005, **348**: 244~ 256.
- [10] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Analytical Chemistry, 1979, **51**: 844~ 851.
- [11] Feng M H, Shan X Q, Zhang S Z, et al. Comparison of a rhizosphere-based method with other one-step extraction methods for assessing the bioavailability of soil metals to wheat[J]. Chemosphere, 2004, **59**(7): 939~ 949.
- [12] Feng M H, Shan X Q, Zhang S Z, et al. A comparison of a rhizosphere-based method with DTPA, EDTA, CaCl_2 and NaNO_3 extraction methods for prediction of bioavailability of metals in soil to barley[J]. Environmental Pollution, 2005, **137**: 231~ 240.
- [13] 林琦, 陈英旭, 陈怀满, 等. 小麦根际铅、镉的生态效应[J]. 生态学报, 2000, **20**(4): 634~ 637, 658.
- [14] Lorenz S E, Hamon R E, Holm P E, et al. Cadmium and zinc in plants and soil solutions from contaminated soil[J]. Plant and Soil, 1997, **189**: 21~ 31.
- [15] Gobran G R, Clegg S. A conceptual model for nutrient availability in the mineral soil-root system[J]. Canadian Journal of Soil Science, 1996, **76**: 125~ 131.
- [16] Nye P H. Acid-base changes in the rhizosphere[J]. Advance in Plant Nutrient, 1986, **2**: 129~ 153.
- [17] 林琦, 陈怀满, 郑春荣, 等. 根际环境中铅的形态变化[J]. 应用生态学报, 2002, **13**(9): 1145~ 1149.
- [18] 李瑛, 张桂根, 李洪军, 等. 根际土壤中 Cd、Pb 形态转化及其植物效应[J]. 生态环境, 2004, **13**(3): 316~ 319.
- [19] Linehan D J, Sinclair A H, Mitchell M C. Mobilization of Cu, Mn and Zn in the soil solution of bare rhizosphere[J]. Plant and Soil, 1986, **86**(2): 147~ 149.
- [20] Kirk G D, Bajita J B. Root-induced iron oxidation, pH changes and zinc solubilization in the rhizosphere of lowland rice[J]. New Phytologist, 1995, **131**(1): 129~ 137.
- [21] 陈有鉴, 黄艺, 曹军, 等. 玉米根际土壤中不同重金属的形态变化[J]. 土壤学报, 2003, **40**(3): 367~ 373.
- [22] Wang Z W, Shan X Q, Zhang S Z. Comparison between fraction and bioavailability of trace elements in rhizosphere and bulk soil[J]. Chemosphere, 2002, **46**: 1163~ 1171.
- [23] Lindsay W L. Chemical Equilibration in soils[M]. New York: John Wiley & Sons, 1979. 449.