

N-LED3A 对 Pb-Zn 复合污染砂土柱淋洗效果的影响

乔洪涛¹, 赵保卫², 范建凤¹, 郑庆荣³

(1.忻州师范学院化学系, 山西忻州 034000; 2.兰州交通大学环境与市政学院, 甘肃兰州 730070; 3.忻州师范学院地理系, 山西忻州 034000)

摘要 [目的] 研究 *N*-LED3A 对 Pb-Zn 复合污染砂土柱淋洗效果的影响。[方法] 采用土柱淋洗法研究了新型螯合型表面活性剂 *N*-十二酰基乙二胺三乙酸钠盐(*N*-LED3A)对 Pb-Zn 复合污染砂土的柱淋洗, 考察了淋洗速度对淋洗效果的影响以及淋洗前后重金属 Pb、Zn 的形态变化特征。[结果] 不同淋洗速度条件下 *N*-LED3A 对 Pb、Zn 的淋洗曲线具有相似的规律, 即淋出液中 Pb、Zn 的浓度随淋洗液累积孔隙体积数的增大而呈现急剧增大、达到峰值以及急剧减小后在低浓度条件下趋于平缓; 随着淋洗速度从 5.0 cm/h 增加到 14.1 cm/h, *N*-LED3A 对 Pb、Zn 的去除率分别减少 8.8% 和 10.1%。不同淋洗速度下土柱中不同深度处酸可提取态 Pb、Zn 的去除率最大, 淋洗速度和淋洗深度对氧化物结合态、有机结合态和残余态 Pb、Zn 的影响规律不同。[结论] 低流速淋洗能够有效降低污染土壤中 Pb、Zn 的环境风险。

关键词 *N*-十二酰基乙二胺三乙酸钠盐; 土柱淋洗; 重金属; BCR 提取法; 土壤修复
中图分类号 X53 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2018)32-0116-04

Column Leaching of Pb and Zn in Co-Contaminated Sandy Soils by *N*-LED3A

QIAO Hong-tao¹, ZHAO Bao-wei², FAN Jian-feng¹ et al (1. Department of Chemistry, Xinzhou Teachers University, Xinzhou, Shanxi 034000; 2. School of Environmental and Municipal Engineering, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou, Gansu 730070)

Abstract [Objective] To study column leaching of Pb and Zn in co-contaminated sandy soils by *N*-LED3A. [Method] In the present study, laboratory column leaching experiments were conducted to investigate performance of leaching Pb and Zn in co-contaminated sandy soil by a novel chelating surfactant, sodium *N*-lauroyl ethylenediamine triacetate (*N*-LED3A). The influences of leaching rates on leaching efficiency and changes of metals speciations in the soil before and after *N*-LED3A leaching were investigated. [Result] The leaching law of Pb and Zn by *N*-LED3A were basically similar under different leaching rates. The concentrations of Pb and Zn in leachate increased, achieved maximum and then decreased with the cumulative pore volume numbers of leaching solutions. As the leaching rates increased from 5.0 to 14.1 cm/h, the leached percentages of Pb and Zn by *N*-LED3A was reduced by 8.8% and 10.1%, respectively. By analyzing the data of metal speciation before and after leaching, the removal efficiencies of acid extractable fraction Pb and Zn were the highest. The effects of leaching rate and leaching depth on reducible, oxidizable, and residual fraction were different. [Conclusion] Low flow rate leaching can effectively reduce the environmental risk of Pb and Zn in contaminated soil.

Key words Sodium *N*-lauroyl ethylenediamine triacetate; Column leaching; Heavy metals; BCR continuous extraction; Soil remediation

土壤重金属污染不仅导致土壤退化、降低农作物产量和品质, 也可通过食物链危及人类健康, 已成为环境科学研究领域的热点^[1-2]。土壤重金属污染多为复合污染, 土壤中重金属之间及重金属与土壤界面之间均存在相互作用, 使重金属复合污染土壤的修复具有一定的挑战性^[3]。在众多污染土壤修复技术中, 化学淋洗修复技术因其修复时间短、效率高, 且可作为其他修复技术的前处理而备受关注^[4]。化学淋洗修复技术的核心是淋洗试剂的选择及淋洗条件的确定。目前淋洗试剂多为酸、碱、盐等无机化合物, 螯合剂和表面活性剂^[5-7]。酸、碱、盐等无机化合物输入土壤后会对土壤结构及肥力产生严重破坏^[8]。螯合剂虽具有较好的修复效果, 但人工合成螯合剂很难降解, 易造成二次污染^[9]; 天然螯合剂的修复成本较高, 应用具有一定的局限性^[10]。因此, 寻找一种既高效又环保的淋洗试剂成为关键。关于淋洗条件的研究集中于淋洗液 pH、离子强度等因素对淋洗效果的影响^[11-13], 而较少关注淋洗液流速对淋洗效果的影响及淋洗试剂对土壤重金属迁移转化的影响。

新型螯合型表面活性剂, 如 *N*-烷基乙二胺三乙酸盐、*N*-酰基乙二胺三乙酸盐等, 兼具表面活性和螯合型, 且水溶性好, 对哺乳动物和水生生物无毒^[14-16]。OECD 试验结果表明

该类表面活性剂易于生物降解, 不易造成二次污染^[15-16]。鉴于此, 笔者以 Pb-Zn 复合污染砂土为例, 选用螯合型表面活性剂 *N*-十二酰基乙二胺三乙酸钠盐(*N*-LED3A), 通过柱淋洗试验探究淋洗速度对淋洗效果的影响, 分析淋洗前、后土柱中重金属的形态变化特征, 以期为重金属复合污染土壤的化学淋洗修复提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料 测试土样于 2016 年 3 月采自甘肃省临洮县洮河流域某砂厂附近的洁净黄砂土。去除碎石等杂物后使其自然风干, 过 0.3 mm 筛备用, 经测定可知该土样的有机质含量为 0.23%, pH 为 7.62。将一定浓度的硝酸铅和硝酸锌溶液倾倒在一定量的洁净土壤中, 使其充分混合后置于通风橱中风干, 之后将其混匀置于棕色瓶中老化 90 d, 制得 Pb、Zn 复合污染土样。复合污染土样中 Pb、Zn 的质量分数分别为 1 249.4 和 970.0 mg/kg。

N-十二酰基乙二胺三乙酸钠盐(*N*-LED3A), 摩尔质量为 482 g/mol, 纯度为 95%; 硝酸铅、硝酸锌、乙酸铵、溴化钾、盐酸羟胺(分析纯); 石英砂(SiO₂)。

FA2004N 电子天平(上海精密科学仪器有限公司); TD6 离心机(长沙平凡仪器仪表有限公司); BT100-2J 型蠕动泵(保定兰格恒流泵有限公司); AA110/220 型火焰原子吸收分光光度计(美国瓦里安 Spectrum); DG 超声波清洗器(德嘉电子有限公司)。

1.2 试验装置 试验装置见图 1,主要由铁架台、蠕动泵、马氏瓶、土柱和定量接样管组成。土柱为磨口玻璃柱(外径为 2.2 cm,内径为 1.8 cm,高为 25.0 cm)。土柱装填时,先在土柱底部填装 2 g 石英棉起过滤作用,在石英棉上方装填 3 g 石英砂,之后准确称取 10 g 污染土样分多次装填,用工具捣实以防断层,最后在土样上方再均匀装填 3 g 石英砂起均匀布水的作用。将装填好的土柱竖直置于去离子水中,使去离子水从下端向上渗入土柱中,待土样完全浸湿后将其固定在铁架台上连通管路,开始淋洗试验。

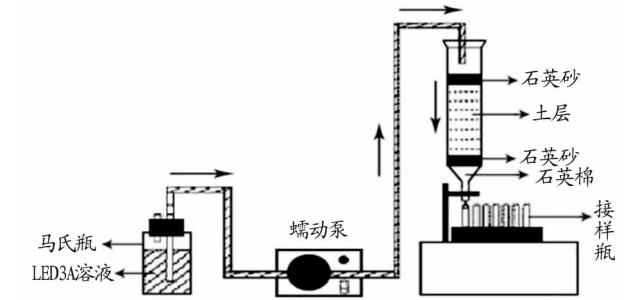


图 1 试验装置示意
Fig.1 Schematic of test device

1.3 试验方法

1.3.1 土柱淋洗试验。按照“1.2”的方法装填土柱,连接装置;*N*-LED3A(pH 为 9,浓度为 7.0 g/L)作为淋洗液,调节蠕动泵控制淋洗液的流速分别为 5.0、9.6 和 14.1 cm/h^[17],开始淋洗试验。淋洗液取样间隔接近一个孔隙体积 10 mL,淋洗液用离心机离心 10 min(3 000 r/min),取上层清液,用火焰原子吸收分光光度计测定淋洗液中 Pb、Zn 浓度,探究不同淋洗速度对 *N*-LED3A 淋洗重金属 Pb、Zn 效果的影响。

1.3.2 重金属形态分析。待淋洗试验结束后,分别提取土柱中上层、中层和底层土样为待测样品,风干后备用。用优化的 BCR 法测定淋洗前和淋洗后不同深度处土样中 Pb、Zn 的形态进行分析,此方法将土壤中重金属分为酸可提取态、氧化物结合态、有机结合态和残余态 4 种形态,具体见表 1^[18-20]。提取液中 Pb、Zn 的质量浓度用火焰原子吸收分光光度计测定。所有样品做 3 组平行。

2 结果与分析

2.1 流速对淋洗效果的影响 不同流速条件下 *N*-LED3A(7.0 g/L)对 Pb-Zn 复合污染砂土的柱淋洗曲线见图 2。由图 2 可知,*N*-LED3A 对 Pb、Zn 的淋洗规律大致相同。在 1

表 1 优化的 BCR 法提取各形态重金属的步骤

Table 1 Extraction steps of various heavy metals by optimized BCR method

步骤 Steps	试剂 Reagent	温度 Temperature ℃	时间 Time h	重金属形态 Heavy metal morphology
1	40 mL 0.11 mol/L CH ₃ COOH	22.0±0.5	16	酸可提取态
2	40 mL 0.5 mol/L NH ₂ OH·HCl, pH 1.5	22.0±0.5	16	氧化物结合态
3	10 mL 8.8 mol/L H ₂ O ₂ , pH 2~3	22.0±0.5	1	有机结合态
	10 mL 8.8 mol/L H ₂ O ₂ , pH 2~3	85.0±2.0	1	
	50 mL 1 mol/L CH ₃ COONH ₄ , pH 2	85.0±2.0	1	
4	3 mL H ₂ O, 2.5 mL 14 mol/L HNO ₃	22.0±0.5	16	
	7.5 mL 6 mol/L HCl(消解)	22.0	12	残余态
			2	

倍孔隙体积时开始有 Pb 和 Zn 淋洗淋出。随着淋洗液累积孔隙体积数的增大,淋洗液中 Pb、Zn 的浓度急剧增大,达到峰值后,随着累积孔隙体积数的进一步增大,淋洗液中 Pb、Zn 的浓度开始急剧减小,最后在低浓度时趋于平缓。淋洗液的流速分别为 5.0、9.6 和 14.1 cm/h 时,Pb、Zn 的最大淋洗浓度分别为 124.8、105.0、95.4 mg/L 和 147.7、132.2、113.7 mg/L。由此可知,随着淋洗速度的增大,淋洗液中 Pb、Zn 的最大浓度逐渐减小;同时,淋洗液中 Pb、Zn 达到最大浓度时所对应的累积孔隙体积数也存在增大趋势。由图 2 可知,*N*-LED3A 对 Pb、Zn 的淋洗曲线中均存在不同程度的拖尾现象,这主要是由于重金属 Pb、Zn 在土柱中的吸附/解吸以及 *N*-LED3A 竞争螯合 Pb、Zn 等化学非平衡现象所引起,且 Zn 淋洗曲线的对称性优于 Pb。*N*-LED3A 竞争螯合 Pb、Zn 的反应过程见图 3(其中 M²⁺为 Pb²⁺、Zn²⁺)。

土柱中 *N*-LED3A 对 Pb、Zn 的去除率与淋洗液累积孔隙体积数之间的关系见图 4。由图 4 可知,*N*-LED3A 对 Pb、Zn 的去除率随淋洗液累积孔隙体积数的增大先急剧增大后

缓慢增加至趋于平缓,且低速淋洗时,Pb、Zn 去除率缓慢增加的阶段比高速淋洗明显,可能是由于流速降低,溶质 *N*-LED3A 和 *N*-LED3A-重金属在土壤死端孔隙之间的扩散增大所造成。当淋洗液的流速由 5.0 cm/h 增加到 14.1 cm/h 时,Pb、Zn 的最大去除率分别从 48.9%和 52.9%减小到 40.1%和 42.8%。这是因为淋洗速度增大,致使淋洗液中 *N*-LED3A 在土壤孔隙体系中的平均流速增大,缩短了 *N*-LED3A 与污染土柱的接触时间,*N*-LED3A 与土壤重金属的竞争螯合过程未达到平衡,重金属的去除率随之减小。由于土壤中的黏粒、有机质及金属氧化物对 Pb 的专性吸附强度大于 Zn^[21-23],从而使 *N*-LED3A 对 Zn 的去除率均大于 Pb。

2.2 土柱中重金属的形态变化 *N*-LED3A 对 Pb-Zn 复合污染土柱淋洗后,不同深度处 Pb、Zn 各形态的去除率见表 2。由表 2 可知,随着淋洗速度和淋洗深度的增加,各形态 Pb、Zn 的去除率均呈减小趋势。这是因为淋洗速度增大致使 *N*-LED3A 竞争螯合 Pb、Zn 的反应时间缩短,随着淋洗深度的增加,淋洗液中未反应的 *N*-LED3A 溶度降低。由于酸可提

取态的重金属与土壤的结合力较弱,致使酸可提取态 Pb、Zn 的去除率均大于氧化物结合态、有机结合态和残余态。由表 2 可知,*N*-LED3A 对不同深度处氧化物结合态、有机结合态和残余态 Pb、Zn 的去除率均呈不同的变化规律。当淋洗速度为 5.0 cm/h 时,上层土壤中各形态 Pb、Zn 去除率表现为残余态>有机结合态>氧化物结合态和有机结合态>氧化物结合态>残余态。在中层 Pb 表现为氧化物结合态>残余态>有机结合态,Zn 的顺序与上层一致。下层中,有机结合态和残余态 Pb、残余态 Zn 的去除率出现负值,说明在淋洗过程中,下层土柱中存在 Pb、Zn 再吸附现象。当淋洗速度为 9.6 和

14.1 cm/h 时,Pb、Zn 的形态变化规律与低流速类似。随着流速的增大,下层土柱中有机结合态和残余态 Pb、残余态 Zn 的去除率绝对值减小,说明流速增大会减缓重金属 Pb、Zn 离子在土柱底层的再吸附现象。有机结合态与残余态的 Pb、Zn 在土壤中不易被动植物利用且迁移性较差,因此这种再吸附现象可有效降低 Pb、Zn 的环境风险。LED3A 对酸可提取态、氧化物结合态、有机结合态和残渣态 Pb、Zn 的去除率与淋洗液的流速、LED3A 对 Pb、Zn 的螯合能力及土柱的深度有关。

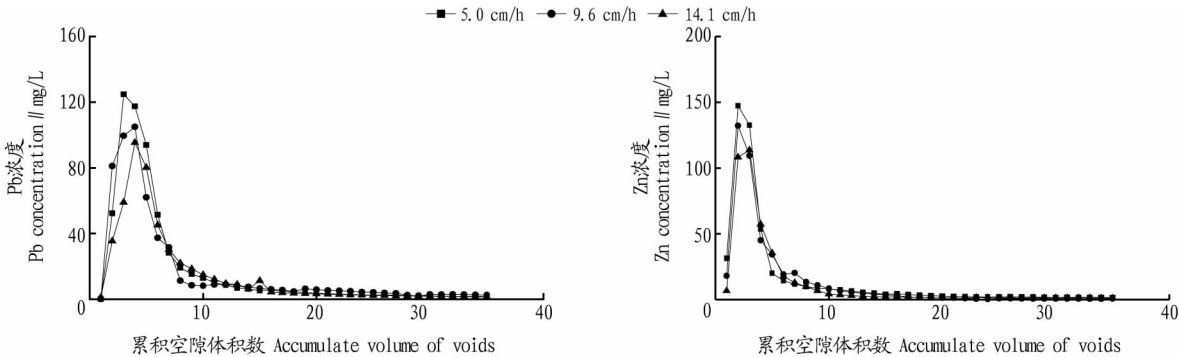


图 2 不同流速下淋洗液中 Pb、Zn 的浓度与累积孔隙体积数目之间的关系

Fig.2 The relationship between Pb and Zn concentration in the leachate at different velocities and the cumulative pore volume

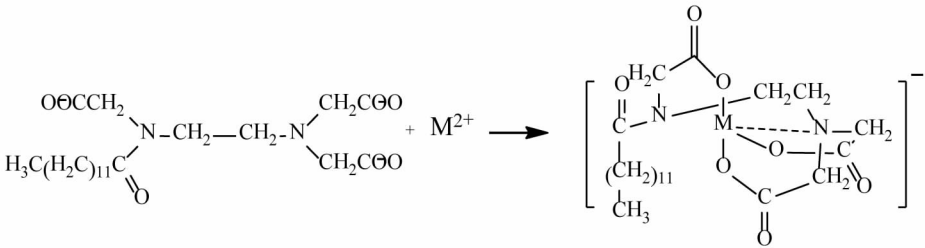


图 3 *N*-LED3A 竞争螯合 Pb、Zn 的反应过程

Fig.3 Reaction process of *N*-LED3A competitive chelating Pb and Zn

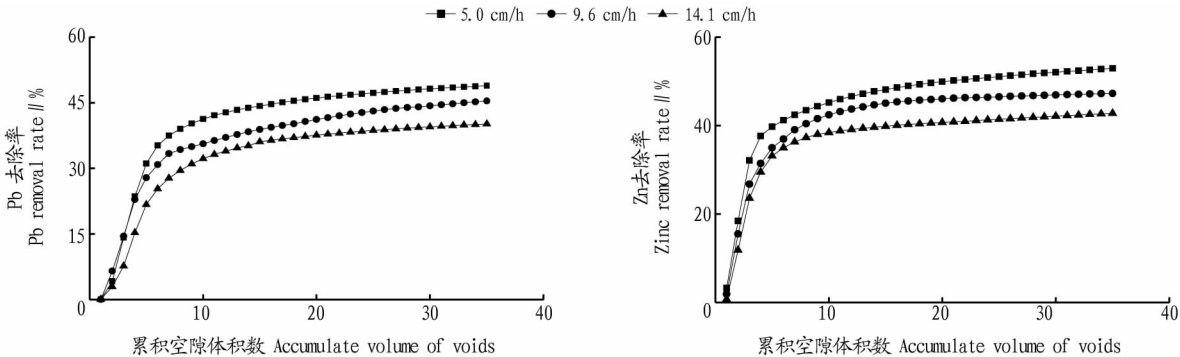


图 4 *N*-LED3A 对 Pb、Zn 的去除率与淋洗液累积孔隙体积数之间的关系

Fig.4 The relationship between the removal rate of *N*-LED3A on Pb and Zn and the cumulative pore volume of eluent

相比于重金属总量和各形态的含量,重金属各形态的质量分数分布更能清楚地指示重金属对土壤环境的影响^[24-25]。Pb-Zn 复合污染土柱淋洗前、后重金属的形态分布见图 5。由图 5 可知,酸可提取态、氧化物结合态、有机结合态、残余态 Pb 和 Zn 的质量分数分别为 56.1%、19.6%、10.8%、13.5%

和 68.0%、16.4%、10.4%、5.2%。氧化物结合态、有机结合态和残余态 Pb 的质量分数之后明显大于 Zn,进一步说明土壤对 Pb 的专性吸附能力大于 Zn。经 *N*-LED3A 淋洗后,最易释放和被生物利用的酸可提取态 Pb、Zn 的质量分数明显降低。随着淋洗深度的增加,酸可提取态 Pb、Zn 的质量分数逐

渐减小;随着淋洗速度的增大,酸可提取态 Pb、Zn 的质量分数呈增大趋势。与未淋洗前相比,不易被生物利用的氧化物结合态、活性较差的有机结合态和不能被生物利用的残余态 Pb、Zn 的质量分数均呈不同程度的增大趋势。淋洗速度的增大对残余态 Pb、Zn 的质量分数影响较弱,淋洗深度的增加对氧化物结合态 Pb、Zn 的质量分数影响较弱。有结合态

Pb、Zn 的质量分数与淋洗深度和淋洗速度均呈负相关。说明 N-LED3A 淋洗后可有效降低深层土壤中重金属的淋溶风险,低流速淋洗能够提高不易迁移转化且难释放形态重金属的质量分数,有效降低污染土壤中重金属的环境风险。因此,N-LED3A 不仅能够有效降低污染土壤中的重金属含量,也不会带来二次污染。

表 2 N-LED3A 对土柱中不同深度处各形态 Pb、Zn 的去除率
Table 2 Removal rate of Pb and Zn at different depths of soil column by N-LED3A

流速 Flow velocity cm/h	重金属形态 Heavy metal morphology	Pb 各形态的去除率 Removal rate of different forms of Zn//%			Zn 各形态的去除率 Removal rate of different forms of Zn//%		
		上层 Upper layer	中层 Middle layer	下层 Lower layer	上层 Upper layer	中层 Middle layer	下层 Lower layer
5.0	酸可提取态	70.38	69.94	65.56	78.17	71.27	62.59
	氧化物结合态	35.85	31.88	30.26	43.95	37.32	35.34
	有机结合态	36.63	21.43	-14.42	46.75	39.31	29.16
	残余态	42.57	27.59	-17.66	28.91	10.76	-32.41
9.6	酸可提取态	66.46	64.82	63.74	73.86	68.46	59.35
	氧化物结合态	28.16	26.87	23.94	37.14	25.07	15.51
	有机结合态	30.37	14.75	-8.63	37.83	26.58	38.13
	残余态	35.51	25.30	-9.75	22.83	11.96	-18.01
14.1	酸可提取态	62.45	61.21	62.11	67.65	63.99	56.57
	氧化物结合态	20.53	19.40	20.01	20.34	18.59	19.29
	有机结合态	25.21	1.58	-4.30	24.81	24.58	4.29
	残余态	34.15	7.86	-0.76	13.73	8.83	-10.97

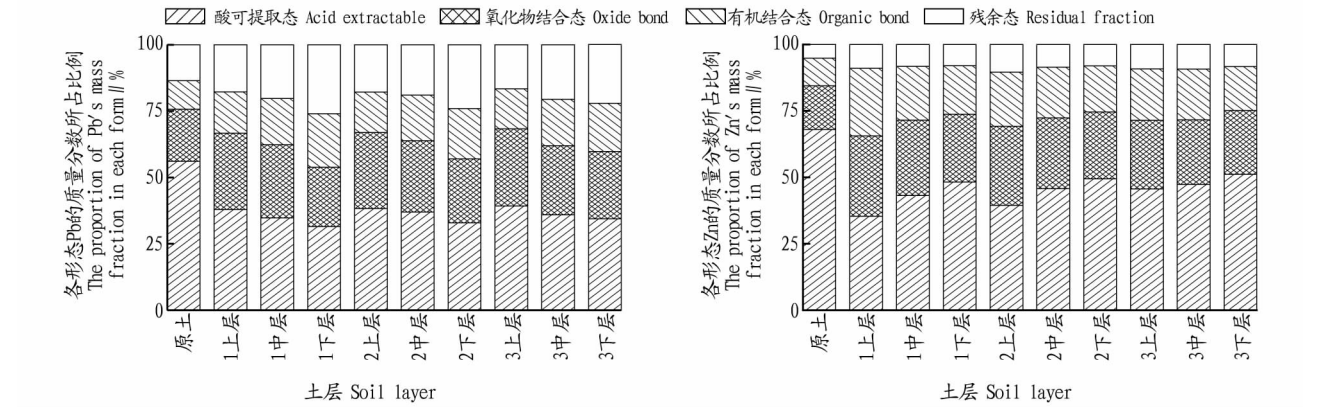


图 5 N-LED3A 淋洗前后土柱中不同深度处 Pb、Zn 的形态分布
Fig.5 Morphology distribution of Pb and Zn at different depths of soil column before and after leaching of N-LED3A

3 结论

(1)不同流速条件下 N-LED3A(7.0 g/L)对 Pb-Zn 复合污染砂土的柱淋洗规律明显。随着淋洗液累积孔隙体积数的增大,淋洗液中 Pb、Zn 的浓度变化经历了急剧增大和达到峰值、急剧减小后在低浓度条件下趋于平缓。N-LED3A 对 Zn 的去除效果优于 Pb,Pb、Zn 的去除率随着淋洗速度的增大而减小。实际修复过程中应根据具体情况选择适当的淋洗速度,兼顾淋洗效率与效果。

(2)N-LED3A 能够有效去除不同深度处酸可提取态、氧化物结合态、有机结合态和残余态的 Pb、Zn,且随着淋洗速度的增大,各形态 Pb、Zn 的去除率呈减小趋势。Pb、Zn 在土

柱底层存在再吸附现象,使有机结合态和残余态 Pb、残余态 Zn 的含量增加,降低了 Pb、Zn 的迁移风险。由淋洗前、后土柱中 Pb、Zn 的形态分布可知,N-LED3A 淋洗后可有效降低深层土壤中重金属的淋溶风险,低流速淋洗能够有效降低污染土壤中重金属的环境风险。

(3)该研究仅对模拟 Pb、Zn 复合污染砂土的淋洗效果进行了初步研究,结果表明,N-LED3A 作为环保型淋洗试剂具有一定的淋洗效果,能够应用于重金属污染土壤的淋洗修复过程中。然而模拟重金属复合污染砂土中有机质含量较低,黏土含量少,与实际污染土样存在一定差异,建议进一步开展实际场地污染土壤的淋洗效果研究。

(下转第 127 页)

- 方法[J].土壤通报,2000,31(4):174-176.
- [23] BLAIR G J, LEFROY R D B, LISLE L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems[J]. Australian journal of agricultural research, 1995, 46(7): 1459-1466.
- [24] TIAN S Z, NING T Y, WANG Y, et al. Effects of different tillage methods and straw-returning on soil organic carbon content in a winter wheat field[J]. Chinese journal of applied ecology, 2010, 21(2): 373-378.
- [25] YANG X M, DRURY C F, REYNOLDS W D, et al. Impacts of long-term and recently imposed tillage practices on the vertical distribution of soil organic carbon[J]. Soil & tillage research, 2008, 100(1): 120-124.
- [26] LIANG A Z, ZHANG X P, FANG H J, et al. Short-term effects of tillage practices on organic carbon in clay loam soil of Northeast China[J]. Pedosphere, 2007, 17(5): 619-623.
- [27] DIKGWATLHE S B, CHEN Z D, LAL R, et al. Changes in soil organic carbon and nitrogen as affected by tillage and residue management under wheat-maize cropping system in the North China Plain[J]. Soil & tillage research, 2014, 144(4): 110-118.
- [28] 江晓东, 迟淑筠, 王芸, 等. 免耕对小麦/玉米农田玉米还田秸秆腐解的影响[J]. 农业工程学报, 2009, 25(10): 247-251.
- [29] 徐明岗, 于荣, 王伯仁. 长期不同施肥下红壤活性有机质与碳库管理指数变化[J]. 土壤学报, 2006, 43(5): 723-729.
- [30] MCDOWELL W H, CURRIE W S, ABER J D, et al. Effects of chronic nitrogen amendment on production of dissolved organic carbon and nitrogen in forest soils[J]. Water, air and soil pollution, 1998, 105(1/2): 175-182.
- [31] DALVA M, MOORE T R. Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchments[J]. Biogeochemistry, 1991, 5(1): 1-19.
- [32] BLANCO-CANQUI H, LAL R. No-tillage and soil profile carbon sequestration: An on-farm assessment[J]. Soil science society of America journal, 2008, 72(3): 693-701.
- [33] 吴家梅, 彭华, 纪雄辉, 等. 稻草还田方式对双季稻田耕层土壤有机碳积累的影响[J]. 生态环境学报, 2010, 19(10): 2360-2365.
- [34] 唐海明, 程凯凯, 肖小平, 等. 不同冬季覆盖作物对双季稻田土壤有机碳的影响[J]. 应用生态学报, 2017, 28(2): 465-473.
- [35] 李忠佩, 林心雄. 瘠薄红壤中有机物质的分解特征[J]. 生态学报, 2002, 22(8): 1218-1224.
- [36] 陈国潮, 何振立, 黄昌勇. 红壤微生物生物量 C 周转及其研究[J]. 土壤学报, 2002, 39(2): 152-160.
- [37] JAT M L, GATHALA M K, LADHA J K, et al. Evaluation of precision land leveling and double zero-tillage systems in the rice-wheat rotation: Water use, productivity, profitability and soil physical properties[J]. Soil tillage research, 2009, 105: 112-121.
- [38] SHARMA P, TRIPATHI R P, SINGH S. Tillage effects on soil physical properties and performance of rice-wheat-cropping system under shallow water table conditions of Tarai, Northern Indian[J]. European journal of agronomy, 2005, 23: 327-335.
- [39] 王小彬, 蔡典雄, 金珂, 等. 旱坡地麦田夏闲期耕作措施对土壤水分有效性的影响[J]. 中国农业科学, 2003, 36(9): 1044-1049.
- [40] 刘立晶, 高焕文, 李洪文. 玉米-小麦一年两熟保护性耕作体系试验研究[J]. 农业工程学报, 2004, 20(3): 70-73.
- [41] 石彦琴, 陈源泉, 隋鹏, 等. 农田土壤紧实的发生、影响及其改良[J]. 生态学杂志, 2010, 29(10): 2057-2064.
- [42] 孙国峰, 张海林, 徐尚起, 等. 轮耕对双季稻田土壤结构及水贮量的影响[J]. 农业工程学报, 2010, 26(9): 66-71.
- [43] 聂良鹏, 郭利伟, 牛海燕, 等. 轮耕对小麦-玉米两熟农田耕层构造及作物产量与品质的影响[J]. 作物学报, 2015, 41(3): 468-478.
- [44] 路文涛, 贾志宽, 张鹏, 等. 秸秆还田对宁南旱作农田土壤活性有机碳及酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(3): 522-528.
- [45] 蔡太义, 黄耀威, 黄会娟, 等. 不同年限免耕秸秆覆盖对土壤活性有机碳和碳库管理指数的影响[J]. 生态学杂志, 2011, 30(9): 1962-1968.
- [46] 马和平, 郭其强, 刘合满, 等. 西藏色季拉山土壤微生物量碳和易氧化态碳沿海拔梯度的变化[J]. 水土保持学报, 2012, 26(4): 163-166.

(上接第 119 页)

参考文献

- [1] 王玉军, 刘存, 周东美, 等. 客观地看待我国耕地土壤环境质量的现状: 关于《全国土壤污染状况调查公报》中有关问题的讨论和建议[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(8): 1465-1473.
- [2] 高瑞丽, 唐茂, 付庆灵, 等. 生物炭、蒙脱土及其混合添加对复合污染土壤中重金属形态的影响[J]. 环境科学, 2017, 38(1): 361-367.
- [3] 曹心德, 魏晓欣, 代革联, 等. 土壤重金属复合污染及其化学钝化修复技术研究进展[J]. 环境工程学报, 2011, 5(7): 1441-1453.
- [4] 乔洪涛, 赵保卫, 刁静茹, 等. 螯合型表面活性剂对 Pb-Zn 复合污染土壤的洗脱效果[J]. 环境科学研究, 2015, 28(12): 1931-1938.
- [5] DEMONT G, BERGERON M, MERCIER G, et al. Soil washing for metal removal: A review of physical/chemical technologies and field applications[J]. Journal of hazardous materials, 2008, 152(1): 1-31.
- [6] QIU R L, ZOU Z L, ZHAO Z H, et al. Removal of trace and major metals by soil washing with Na₂EDTA and oxalate[J]. Journal of soils sediments, 2010, 10(1): 45-53.
- [7] QIAO H T, ZHAO B W, DIAO J R, et al. Removal of lead and zinc from contaminated soil by a novel chelating surfactant[J]. Clean-soil, air, water, 2016, 44(9): 1191-1197.
- [8] CHIU K K, YE Z H, WONG M H. Enhanced uptake of As, Zn, and Cu by *Vetiveria zizanioides* and *Zea mays* using chelating agents[J]. Chemosphere, 2005, 60(10): 1365-1375.
- [9] GIANNIS A, NIKOLAOU A, PENTARI D, et al. Chelating agent-assisted electrokinetic removal of cadmium, lead and copper from contaminated soils[J]. Environmental pollution, 2009, 157(12): 3379-3386.
- [10] TANDY S, BOSSART K, MUELLER R, et al. Extraction of heavy metals from soils using biodegradable chelating agents[J]. Environmental science and technology, 2004, 38(3): 937-944.
- [11] QIAO J B, SUN H M, LUO X H, et al. EDTA-assisted leaching of Pb and Cd from contaminated soil[J]. Chemosphere, 2017, 167: 422-428.
- [12] 刘仕翔, 胡三荣, 罗泽娇. EDTA 和 CA 复配淋洗剂对重金属复合污染土壤的淋洗条件研究[J]. 安全与环境工程, 2017, 24(3): 77-83.
- [13] 李尤, 廖晓勇, 阎秀兰, 等. 鼠李糖脂淋洗修复重金属污染土壤的工艺条件优化研究[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(7): 1287-1292.
- [14] WANG X X, ZHAO J Y, YAO X Z, et al. Synthesis and properties of *N*-hexadecyl ethylenediamine triacetic acid[J]. Journal of colloid and interface science, 2004, 279: 548-551.
- [15] 王军, 杨许召, 李刚森. 功能性表面活性剂制备与应用[M]. 北京: 化学工业出版社, 2009.
- [16] 孙岩, 殷福珊, 宋湛谦, 等. 新表面活性剂[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003.
- [17] HASEGAWA H, RAHMAN I M M, NAKANO M, et al. Recovery of toxic metal ions from washing effluent containing excess aminopolycarboxylate chelant in solution[J]. Water research, 2011, 45(16): 4844-4854.
- [18] 王显海, 刘云国, 曾光明, 等. EDTA 溶液修复重金属污染土壤的效果及金属的形态变化特征[J]. 环境科学, 2006, 27(5): 1008-1012.
- [19] ZHU R, WU M, YANG J. Mobilities and leachabilities of heavy metals in sludge with humus soil[J]. Journal of environmental sciences, 2011, 23(2): 247-254.
- [20] TAI Y P, MCBRIDE M B, LI Z A. Evaluating specificity of sequential extraction for chemical forms of lead in artificially-contaminated and field-contaminated soils[J]. Talanta, 2013, 107(2): 183-188.
- [21] 胡克伟, 贾冬艳, 颜丽, 等. 膨润土对重金属离子的竞争性吸附研究[J]. 土壤通报, 2011, 42(2): 467-470.
- [22] 王艳. 黄土对典型重金属离子吸附解吸特性及机理研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2012.
- [23] 乔洪涛, 赵保卫, 刁静茹, 等. *N*-十二酰基乙二胺三乙酸钠对黄土吸附 Pb、Zn 的影响[J]. 山东农业大学学报(自然科学版), 2017, 48(2): 166-170.
- [24] KARİALS, AYDIN Z, TOKALIOĞLU Ş. Fractionation of metals in street sediment samples by using the BCR sequential extraction procedure and multivariate statistical elucidation of the data[J]. Journal of hazardous materials, 2006, 132(1): 80-89.
- [25] 钟晓兰, 周生路, 黄明丽, 等. 土壤重金属的形态分布特征及其影响因素[J]. 生态环境学报, 2009, 18(4): 1266-1273.