

谢冰怡, 姜延吉, 孙慧敏, 等. 不同胶体类型灌溉水对壤土中重金属解吸及运移的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(11): 2094-2100.

XIE Bing-yi, JIANG Yan-ji, SUN Hui-min, et al. Effect of different colloids in irrigation water on the desorption and migration of heavy metals in Lou soil[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, 35(11): 2094-2100.

不同胶体类型灌溉水对壤土中重金属解吸及运移的影响

谢冰怡¹, 姜延吉¹, 孙慧敏^{1,2*}, 全敏¹, 胡震¹, 尚浩博¹

(1.西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100; 2.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:利用蒙脱石胶体悬液、胡敏酸胶体悬液和蒸馏水模拟无机、有机和纯净型灌溉水,进行重金属污染土壤的解吸和土柱淋溶实验,测定土壤中Ni、Cd和Pb的含量。研究表明:三种灌溉水质对Cd的解吸能力均大于Ni、Pb,Cd的总解吸率可达16.34%~26.51%;Cd和Ni第一次解吸率均高于第二次解吸率,而Pb则相反;对Cd、Ni的解吸能力最强的是有机型灌溉水,而对Pb的解吸能力最强的则是无机型灌溉水。土柱淋滤实验表明,Cd在土壤中的移动性很强,Ni次之,Pb在土壤中的移动性最差。水质对Cd迁移的影响最为明显,在淋洗30 d后即可见水质对迁移的影响差异;水质对Ni的影响次之,在淋洗45 d后方可显见;水质对Pb的迁移在实验期间无影响。

关键词:灌溉水;土壤;重金属;解吸;迁移

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2016)11-2094-07 doi:10.11654/jaes.2016-0776

Effect of different colloids in irrigation water on the desorption and migration of heavy metals in Lou soil

XIE Bing-yi¹, JIANG Yan-ji¹, SUN Hui-min^{1,2*}, QUAN Min¹, HU Zhen¹, SHANG Hao-bo¹

(1.College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 2.Key Laboratory of Plant Nutrition and the Agri-environment in Northwest China, Ministry of Agriculture, Yangling 712100, China)

Abstract: A series of desorption and column leaching experiments were conducted with three types irrigation water (inorganic, organic and pure irrigation water). The experiment were designed to simulate colloidal suspensions of montmorillonite and humic acid, and distilled water, respectively. The contents of nickel (Ni), cadmium (Cd) and lead (Pb) in the soil were analyzed. The results showed that the desorption capacity of Cd was greater than that of Ni and Pb in three desorption irrigation water. The total desorption rate of Cd ranged from 16.34% to 26.51%. The initial desorption rates of Cd and Ni were higher than the second desorption rates, while Pb had the contrary trend. Within the three irrigation waters, the organic water has the strongest desorption capacity for Cd and Ni, while the inorganic irrigation water has the strongest capacity for Pb. The results of the soil column leaching experiment showed that Cd was the most, while Pb was the least mobile element in the soil among the three elements. The different irrigation waters had significant effect on the migration of Cd after 30 days leaching, on the migration of Ni after 45 days leaching, but had no effect on the migration of Pb during the experiment.

Keywords: irrigation water; soil; heavy metals; desorption; migration

灌溉是农业生产中的重要环节,灌溉水质直接影响农作物的生长和产量。灌溉水质不同,对农田土壤

的理化性质、养分状况及物质累积产生的影响也不同。以往对于灌溉水质的研究多关注水质的污染程度、水质的含盐量以及水质的来源等方面^[1-4]。随着水中胶体物质作用的逐步发现,灌溉过程中胶体加速和促进土壤中移动性弱、甚至被固持的重金属等污染物移动的过程倍受关注^[5-6]。

胶体能够促进多种污染物的运移^[7-9],Saier等^[10]用填充的砂柱试验证实了高岭石胶体的存在促进了

收稿日期:2016-06-08

基金项目:国家自然科学基金项目(21207106,21207107);陕西省自然科学基金基础研究计划项目(2014JQ5184,2012JQ5012);中央高校基本科研业务专项(QN2011017,2452015348)

作者简介:谢冰怡(1990—),女,硕士研究生,主要从事土壤微量元素运移方面的工作。E-mail:bingyixie1228@hotmail.com

* 通信作者:孙慧敏 E-mail:huiminsum@126.com

放射性核素 ^{137}Cs 在介质中的运移, Artinger 等^[11]的研究表明地下水中的胡敏酸胶体能促进 U (铀) 和 ^{241}Am 在土壤亚表层中的迁移。除了放射性物质, 胶体还强烈促进了重金属的迁移。Kaplan 等^[12]沿着羽状范围采集污染物样品, 分析了地下水中 pH 、离子强度和胶体浓度等对重金属 (Cr 、 Ni 、 Cu 、 Cd 、 Pb 和 U) 运移的影响, 得出了分散的胶体颗粒可以提高吸附在胶体表面的环境污染物运输能力的结论。Citeua 等^[6]研究了田间条件下胶体对重金属迁移的影响, 结果表明 Pb 能够被土壤胶体强烈吸附, 不易解离, 土壤溶液中的 Pb 大部分是以胶体结合态存在的, 通过分散的胶体能够随重力水向土壤深处迁移, 而 Zn 和 Cd 则大多以溶解态存在。Grolimund 等^[13]用室内土柱试验进行模拟, 证实了在天然多孔介质中可移动的胶体颗粒能促进强烈吸附的污染物 Pb^{2+} 的运移。

胶体对于土壤中重金属的竞争吸附和携带迁移、水体 pH 条件对已固持重金属复合物的溶解迁移和农田灌溉期间重金属的氧化还原迁移等研究均取得一定的进展, 但其影响因素和科学机理还需进一步明确。本研究试图通过配制含有不同类型胶体颗粒的灌溉水, 运用室内解吸及土柱模拟实验, 研究不同类型灌溉水对污染土壤中重金属释放及迁移的影响和作用机理, 得出土壤重金属累积和分配规律与灌溉条件的关系, 揭示土壤胶体在重金属污染物再分配及迁移过程中的作用, 为科学有效解决水资源危机提供可靠的依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 供试土样

供试土样采自陕西杨凌崔西沟村农田, 采样深度为 30 cm, 土样经风干处理后过 2 mm 筛, 用以培养重金属污染土和填装土柱。土样理化性状见表 1。

1.1.2 高浓度污染土壤的配制

根据我国《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995) 并以陕西省农田重金属的部分区域污染状况为基础, 设置污染土壤的重金属含量。土壤中 Ni 污染水平为 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 是环境质量二级标准的 2 倍, Cd

污染水平为 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 是环境质量三级标准的 10 倍, Pb 污染水平为 $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 与环境质量三级标准相同。

土壤中加入 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 、 $\text{NiNO}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 和 $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ 重金属混合溶液进行污染处理, 按照土壤含水量 20% 均匀喷洒于土壤中, 边喷洒边搅拌。土壤置于室内常温条件下, 干湿交替、稳定平衡 2 周, 风干、过 2 mm 筛后保存。

1.1.3 供试水样的配制

实验模拟设置三种不同类型的灌溉水质, 分别是: 无机型灌溉水 (IW , Inorganic water), 购买蒙脱石粉, 利用虹吸法制备蒙脱石胶体悬液, 浓度为 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, pH 为 6.65; 有机型灌溉水 (OW , Organic water), 购买腐植酸并按照 Vermeer 等^[14]方法提取其中胡敏酸后, 研磨虹吸制备而成, 浓度为 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, pH 为 6.38; 纯净型灌溉水 (CK), 实验室自制蒸馏水, pH 为 6.06。

1.2 解吸实验

称取 2.1.2 中配制的高浓度污染土壤 1 g 于 50 mL 离心管中, 分别加入三种不同类型的模拟灌溉水溶液 25 mL, 恒温 (25°C) 振荡 20 h, 静置 2 h, $4000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 10 min, 取上清液, 用原子吸收 (HITACHI Z2000) 测定上清液中 Pb 、 Cd 、 Ni 浓度。向初次解吸后的残渣中再加入 25 mL 模拟的灌溉水, 重复前面的解吸过程 (称为二次解吸), 最后将二次解吸后的残渣用红外光谱法 (FTIR - Tensor27) 分析土壤官能团的变化。

1.3 运移实验

1.3.1 土柱装置

采用室内土柱模拟, 所用土柱为有机玻璃管, 外径 10 cm, 高 50 cm, 壁厚 0.5 cm, 土柱两侧开出直径 1 cm 的小孔并用橡皮塞堵塞。小孔分别位于土面以下 5、10、20、30、40 cm 处。按容重 $1.5 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ 填装土柱, 先在底部装填过 2 mm 筛并用蒸馏水反复清洗过的沙子至刚好与第一个孔下面平行, 再铺上一层孔径 0.1 mm 的尼龙滤网, 其上装填过 2 mm 筛的清洁土样, 每 2.5 cm 一层, 分层填装至 40 cm 高度处, 然后装填 5 cm 厚重金属污染土样。污染土装填后, 其上覆盖孔径

表 1 供试土壤基本理化性状

Table 1 Basic chemical and physical properties of soil

土壤类型	pH	有机质/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	$\text{Cd}/\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	$\text{Ni}/\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	$\text{Pb}/\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	土壤质地	机械组成/%		
							粘	粉	砂
壤土	7.67	15.35	0.15	13.76	6.42	壤质粘土	32.36	35.08	32.55

0.1 mm 的尼龙滤网,继而覆盖 2 cm 厚的沙子,土柱装填后距离有机玻璃管留 3 cm 空间,有机玻璃管顶端覆盖封口膜以避免水分蒸发。

1.3.2 实验方法

实验采用间歇性灌溉方式,初次灌水量为每个柱子 1000 mL,其后每间隔 7 d 灌水 200 mL,间隔 15 d 采样 1 次,共灌水 6 次,采样 3 次。土样采集通过柱子侧面小孔进行,从距土面 5 cm 处即重金属污染土壤下层开始取样,取样点分别位于土面以下 5、10、20、30、40 cm 处,每孔采样 0.5 g 左右,土样经风干后磨细过 0.15 mm 筛,经 $\text{HNO}_3\text{-HF-HClO}_4$ 三酸消解后,用原子吸收分光光度计测定 Pb、Cd 和 Ni 的含量。

2 结果与分析

2.1 不同水质成分对土壤中重金属解吸的影响

不同灌溉水质对土壤中重金属的解吸实验(表 2)表明,有机型灌溉水胡敏酸胶体溶液解吸 Cd 的能力最高,可达 26.51%,其他水质对 Cd 的解吸率也均在 16.34% 以上;Ni 的解吸率次之(6.71%~7.31%);Pb 的解吸率最低,只有 0.28%~2.27%。从解吸过程来看,Cd 和 Ni 第 1 次解吸率均高于第 2 次解吸率,而 Pb 则相反。从对不同重金属的解吸能力来看,有机型水对 Cd、Ni 的解吸能力最强,无机型水则对 Pb 的解吸能力最强,不同类型的灌溉水对重金属的解吸机理不同。总体来看,不同水质对 Ni 的解吸过程总体差异不显著;Cd 的解吸过程中,有机型水解吸率显著高于其他两种类型水质;Pb 在三种水质作用下的解吸过程差异最为显著。

图 1 为土壤吸附、解吸重金属离子 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Ni^{2+} 前后的红外光谱图。由图可见,反应前后红外光谱图的基本形状是相同的,说明主要有机官能团没有发生

表 2 不同水质对土壤中重金属的解吸能力

Table 2 The ability of different quality waters on desorption of heavy metal in soil

重金属类型	解吸液类型	第 1 次解吸率/%	第 2 次解吸率/%	总解吸率/%
Ni	IW	3.06±0.25a	3.69±0.38a	6.75±0.51a
	OW	4.55±0.67a	2.76±0.35a	7.31±1.02a
	CK	4.38±0.31a	2.72±0.20a	7.10±0.50a
Cd	IW	10.80±2.07b	8.30±0.63ab	19.10±2.64b
	OW	16.90±0.47a	9.61±0.15a	26.51±0.38a
	CK	8.70±0.17b	7.64±0.12b	16.34±0.22b
Pb	IW	1.38±0.03a	0.89±0.15a	2.27±0.18a
	OW	0.74±0.07b	0.99±0.06a	1.74±0.12b
	CK	0.07±0.01c	0.21±0.03b	0.28±0.04c

注:不同小写字母表示不同处理间的差异显著性($P<0.05$)。IW 为无机型水,OW 为有机型水,CK 为纯净型水。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences between different treatments ($P<0.05$). IW - inorganic water, OW - organic water, CK - control water.

质的变化。但是,相对于清洁壤土,吸附重金属之后的污染壤土的主要官能团,如胺 N-H 伸缩振动、含磷化合物 P-H、苯环及稠芳环 C=C、醇 C-O 伸缩振动和 C-I 碘化物等官能团的吸收峰值都明显降低,说明在污染土壤中官能团在红外光谱分析时吸收值减弱。不同水质把土壤吸附的重金属解吸后,土壤主要的有机官能团峰值都有不同程度的提高。经过腐植酸溶液解吸后的吸收峰值最高,其次是蒸馏水,恢复最少的是蒙脱石胶体溶液解吸后的壤土。这说明壤土对 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Ni^{2+} 的吸附解吸作用主要发生在这些官能团上。

2.2 不同水质成分对重金属在土壤中动态迁移过程的影响

从图 2 可以看出,3 种重金属在土柱中的分布变

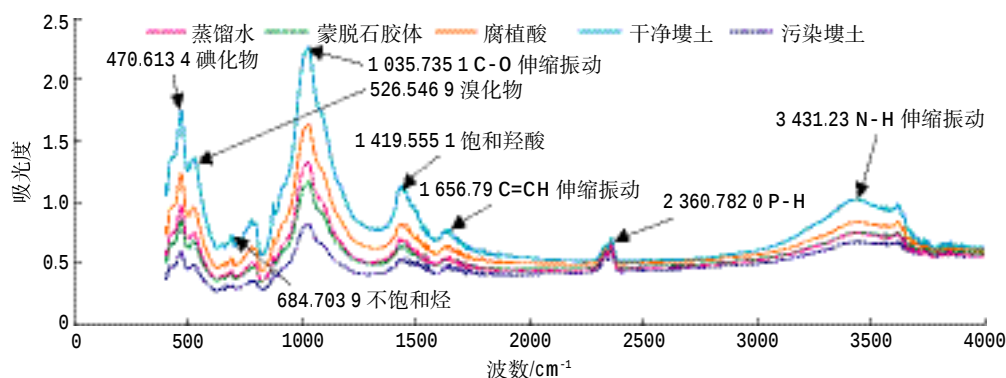


图 1 壤土红外光谱分析

Figure 1 Infrared spectrum analysis of Lou soil

化趋势相似。由于重金属在开始阶段主要累积在表层 5 cm,随着灌溉次数的增加,表层重金属不断向下层迁移累积,含量逐渐减少,不同类型的灌溉水质对重金属的分布影响不同。

灌溉第 15 d,各种水质对 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Ni^{2+} 迁移影响无明显差异,说明短期灌溉过程中水质差异不会对土壤性质造成影响。灌溉第 30 d,不同水质对重金属作用的差异显现, Cd 在土柱中的淋溶最强,10~50 cm 土层中 Cd 含量达到 $2\sim 4\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。几种不同水质对 Cd 的淋洗作用顺序为:有机型水>无机型水>纯净型水。在 Pb 的淋溶过程中,能够看出有机型水和无机型水的淋溶能力均大于纯净型水。灌溉第 45 d,不同重金属受水质的影响差异显著,胡敏酸胶体溶液对 Ni 、 Cd 向土柱深层淋溶的促进作用显著,但对于 Pb 而言,蒙脱石胶体溶液作用略强于其他水质。对三种重金属在不同水质淋洗下不同淋溶阶段土柱中累积含量的显著性分析表明,三种重金属的淋洗随着时间的推移呈极显著增加趋势(Ni : $F=22.42$, $P<0.000\ 1$; Cd : $F=400.97$, $P<0.000\ 1$; Pb : $F=61.40$, $P<0.000\ 1$)。而水质对重金属淋溶的影响则因重金属自身性质和水质成分的差异而不同。三种不同的水质对 Ni 淋溶影响差异显著($F=5.59$, $P=0.010\ 9$),但是无机型水和有机型水之间无显著差异;对 Cd 淋溶影响差异极显著($F=14.20$, $P<0.000\ 1$),但是无机型水和纯净水之间无显著差异;三种水质对 Pb 淋溶影响均不显著($F=1.26$, $P=0.302\ 5$)。从图 2 还可明显看出,三种重金属的向下迁移量均随灌水次数的增加而增加,相对于对照的蒸馏水,胡敏酸胶体溶液和蒙脱石胶体溶液均在一定程度上促进了不同类型重金属的移动,其中以 Cd 的迁移最为明显, Ni 次之, Pb 迁移缓慢。

3 讨论

3.1 重金属离子解吸迁移特性

金属离子从胶体表面解吸的过程主要取决于离子被土壤吸附的表面位置和胶体表面电荷密度等,吸附在胶体内表面的离子相对难以被交换解离,反之容易。多数研究表明,土壤对重金属的吸附多属于专性吸附,被吸附的结合能相对较高,但不同重金属之间也有差异^[15]。Roe 等^[16]利用 X 射线精细结构分析证实,低浓度下铅离子的吸附以单分子层的吸附为主,随着浓度增加双分子吸附逐渐占主导作用,而双分子吸附的铅离子较单分子吸附的铅离子更难解吸。本研究初始重金属浓度均较高,离子吸附以双分子吸附为主,所以 Pb 的解吸率较低。在不同重金属共存的情况下,

重金属的吸附机理类型也发生改变, Cd 的吸附从物理吸附变为化学吸附; Pb 的吸附主要作用力从范德华力转变为化学键和氢键^[17]。在解吸过程中, Pb 的解吸相对 Cd 和 Ni 更加困难,说明 Pb 的吸附结合能高于 Ni 和 Cd 。另外,当 Ni 、 Cd 和 Pb 共存时,根据互补离子效应,土壤对重金属的吸附能力为 $\text{Pb}>\text{Cd}>\text{Ni}$,所以解吸过程势必从吸附能力最弱的离子开始。但在本实验过程中, Cd 的解吸迁移能力明显大于 Ni 和 Pb ,所以除了离子自身性质所产生的差异之外,土壤环境因素和组成也是重要作用因子。

3.2 胶体类型对重金属解吸迁移的影响

胡敏酸胶体溶液中含有大量羧基($-\text{COOH}$)、醇羟基($-\text{OH}$)、酚羟基以及氨基($-\text{NH}_2$)等,其中的络合官能团因提供电子可与重金属生成络合物或螯合物,有机配体对重金属的络合和螯合能力以及胶体对重金属的吸附力决定着解吸能力的强弱。胡敏酸还能改变土壤理化性质来影响重金属在土壤中的形态分布和吸附特性。有研究表明,不同类型阳离子对胶体物质的聚沉能力不同,因而对胶体稳定性影响不同^[18]。本试验所用胶体蒙脱石等电点 $\text{pH}\ 2$ 左右,胡敏酸等电点 $\text{pH}\ 4\sim 5$,因此表面均带有负电荷,和吸附有重金属的土壤形成对金属离子的强烈竞争关系。由于胶体物质巨大的比表面和丰富的电荷特性,导致部分金属离子脱离土壤解吸下来,而解吸下来的金属离子又对胶体溶液的稳定性产生了强烈影响。一般情况下,同价离子的聚沉能力与离子水化半径有关,离子半径越小,水化能力越强,水化半径越大,聚沉能力越小。 Ni^{2+} 、 Cd^{2+} 和 Pb^{2+} 的离子半径顺序为 $\text{Pb}^{2+}>\text{Cd}^{2+}>\text{Ni}^{2+}$,因而 Pb^{2+} 的聚沉能力最强,降低了胶体的稳定性,使得解吸下来的 Pb^{2+} 在移动过程中因为聚沉作用沉积下来,缩短了迁移距离。 Ni^{2+} 的聚沉能力最弱,胶体稳定性最好,理应解吸率最高,但实际上 Cd^{2+} 解吸能力最强,进一步说明了解吸过程除了与重金属本身性质有关之外,还受到各种土壤环境条件的影响。因此,在自然界重金属的解吸迁移行为是一个综合而复杂的过程,重金属解吸过程对于预测已经污染土壤或胶体中污染物的归宿和迁移性具有重要作用^[19]。

重金属在土壤中的迁移过程主要由重金属的吸附解吸平衡、沉淀溶解平衡和络合解离平衡等控制。影响因素包括土壤的矿物特性、有机组成、溶液组成和 pH 值等性质以及重金属离子本身特性等。多数研究表明,不同土壤胶体对 Ni 的吸附以物理吸附为主,而对 Cd 和 Pb 的吸附则以专性吸附为主。 Ni 在土壤

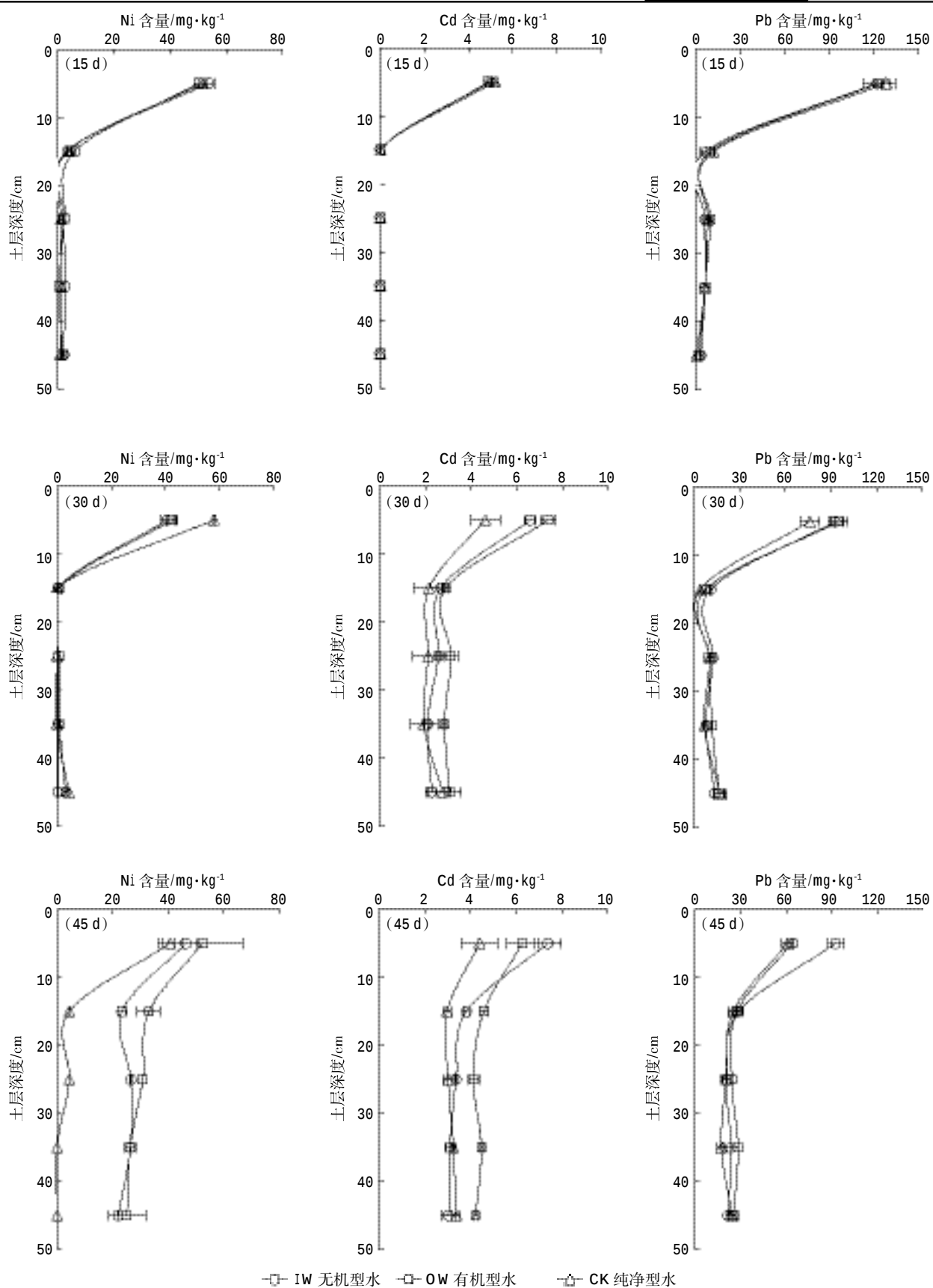


图 2 不同水质灌溉下 Ni、Cd、Pb 在土柱中的分布

Figure 2 The distribution of Ni, Cd and Pb in soil column under different qualities of irrigation water

多种组分的共同作用下,可发生物理、化学和生物作用,使其存在形态发生变化,导致其迁移性的变化。土壤中的有机质含量影响土壤颗粒对 Ni 的吸附能力和存在形态,有机质含量高的土壤对 Ni 的吸附能力高于有机质含量低的土壤。土壤中胡敏酸能与 Ni 形成难溶性盐类,而且胡敏酸-镍络合稳定常数受土壤 pH 值影响,随 pH 值的升高而增大^[20]。土壤中的 Cd 一部分可能和土壤中的有机无机物结合,还有一部分以 Cd^{2+} 的形式在土壤中迁移。如果 Cd 与土壤中不溶有机质结合,将会被固定,如果与溶液中有机质结合,则能够在土壤中移动。与其他两种金属离子相比, Cd 在土壤中有有效态含量高,活性强,很易迁移。这与大多数学者的研究结果一致^[21]。进入土壤中的 Pb 难以移动,主要有两方面原因:其一, Pb 能够和土壤中各种无机有机物质生成难溶的络合物;其二,石灰性土壤对 Pb 具有很大的吸附容量和很强的吸附结合能,被土壤吸附的 Pb 的解吸率很小。所以一般外源 Pb 进入土壤后就被固定在表土层,难以移动^[22]。

3.3 灌溉水质对深层土壤及地下水污染的影响

土壤和地下环境中的可移动胶体具有很强的吸附能力,可以将土壤中重金属从被基质吸附的固定状态转变为可移动状态,提高重金属污染物的迁移性,进而在土壤水的作用下进行重金属污染物的再分配过程,达到新的污染平衡^[23-25],并可在适宜的条件下长距离运输,这就是胶体对重金属的“易化运输”。胶体类型、胶体颗粒的大小及胶体溶液环境条件的改变均会促进或降低胶体对污染物的运输^[26]。已有研究表明,亲水有机物的存在对重金属在土壤中的吸附起重要作用^[27],胡敏酸在一定条件下能够改变土壤矿物表面的电荷状况,影响重金属离子的吸附。粘土矿物胶体通常具有较高的表面活性、较大比表面积和特殊的晶体结构,从而具有较强的离子交换性能和吸附性能,故蒙脱石胶体溶液可以影响重金属在环境中的迁移速度^[28]。因此,重金属污染农田灌溉过程应针对重金属类型选择适宜的灌溉水质,避免对深层土壤和地下水造成潜在污染风险。

4 结论

(1)三种水质对 Cd 的解吸释放能力均大于对 Ni、Pb,总解吸率可达 16.34%~26.51%;Cd 和 Ni 第一次解吸率均高于第二次解吸率,而 Pb 则相反;对 Cd、Ni 解吸能力最强的是有机型水,而对 Pb 解吸能力最强的则是无机型水。

(2)在不同水质灌溉条件下,表层土壤重金属均有向下淋溶迁移趋势,其对重金属迁移影响程度为:有机型水对 Cd 达到极显著水平($F=14.20, P<0.0001$),有机型水和无机型水对 Ni 为显著水平($F=5.59, P=0.0109$),三种水质对 Pb 均未达到显著水平($F=1.26, P=0.3025$)。

(3)重金属对不同灌溉水质成分所表现出来的解吸和迁移性的差异,说明重金属在土壤中解吸迁移过程的作用机理和影响因素均不相同。重金属污染农田灌溉过程应针对重金属类型选择适宜的灌溉水质,避免对深层土壤和地下水造成潜在污染风险。

参考文献:

- [1] 段飞舟,高吉喜,何江,等.灌溉水质对污灌区土壤重金属含量的影响分析[J].农业环境科学学报,2005,24(3):450-455.
DUAN Fei-zhou, GAO Ji-xi, HE Jiang, et al. Impact of irrigation water quality on heavy metals' concentrations in surface soil of paddy field[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2005, 24(3):450-455.
- [2] 杨庆娥,任振江,张航,等.不同水质灌溉对土壤中重金属积累和分布的影响[J].灌溉排水学报,2007,26(3):47-48.
YANG Qing-e, REN Zheng-jiang, ZHANG Hang, et al. Affection of the heavy metals accumulation and distribution in soil column under different sewage irrigation[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2007, 26(3):47-48.
- [3] 梅凡民,陈敏,朱海波.西安市不同灌溉类型农田土壤重金属污染状况研究[J].水土保持研究,2008,15(1):223-225.
MEI Fan-min, CHEN Min, ZHU Hai-bo. Study on heavy metal pollution in soils of different irrigation types in Xi'an City[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2008, 15(1):223-225.
- [4] 杜娟,范瑜,钱新.再生水农灌过程中重金属迁移规律研究[J].环境污染与防治,2011,33(7):74-77.
DU Juan, FAN Yu, QIAN Xin. Migration of heavy metals in the process of recycled water irrigation[J]. Environmental Pollution & Control, 2011, 33(7):74-77.
- [5] Barton C D, Karathanasis A D. Influence of soil colloids on the migration of atrazine and zinc through large soil monoliths[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2003, 143(1):3-21.
- [6] Citeau L, Lamy I, van Oort F, et al. Colloidal facilitated transfer of metals in soils under different land use[J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2003, 217(1/2/3):11-19.
- [7] George M, Eva-Maria K, Fritz H F. Coupling of a column system with ICP-MS for the characterisation of colloid-mediated metal(loid) transport in porous media[J]. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, 2005, 33(4):337-345.
- [8] Klitzke S, Lang F, Kaupenjohann M. Increasing pH releases colloidal lead in a highly contaminated forest soil[J]. European Journal of Soil Science, 2008, 59(2):265-273.
- [9] Wang Y, Yin X, Sun H, et al. Transport of vanadium(V) in saturat-

- ed porous media; Effects of pH, ionic -strength and clay mineral [J]. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 2016, 28(1/2/3/4): 7-12.
- [10] Saiers J E, Hornberger G M. The role of colloidal kaolinite in the transport of cesium through laboratory sand columns[J]. *Water Resources Research*, 1996, 32(1): 33-41.
- [11] Artinger R, Schuessler W, Scherbaum F, et al. ^{241}Am migration in a sandy aquifer studied by long-term column experiments[J]. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36(22): 4818-4823.
- [12] Kaplan D I, Sumner M E, Bertsch P M, et al. Chemical conditions conducive to the release of mobile colloids from ultisol profiles[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1996, 60(1): 269-274.
- [13] Grolmund D, Barmettler K, Borkovec M. Release and transport of colloidal particles in natural porous media 2: Experimental results and effects of ligands[J]. *Water Resour Res*, 2001, 37(3): 571-582.
- [14] Vermeer A W P, van Riemsdijk W H, Koopal L K. Adsorption of humic acid to mineral particles 1: Specific and electrostatic interactions[J]. *Langmuir*, 1998, 14(10): 2810-2819.
- [15] 王 果. Cu、Cd 在 2 种土壤上的吸附特征[J]. *福建农业大学学报*, 1995, 24(4): 436-441.
- WANG Guo. Adsorption characteristics of Cu and Cd on two kinds of soil[J]. *Journal of Fujian Agricultural University*, 1995, 24(4): 436-441.
- [16] Roe A, Hayes K F, Chisholm-Brause C, et al. In situ X-ray absorption study of lead ion surface complexes at the goethite-water interface[J]. *Langmuir*, 1991, 7(2): 367-373.
- [17] 王金贵, 吕家珑, 曹莹菲. 镉和铅在 2 种典型土壤中的吸附及其与温度的关系[J]. *水土保持学报*, 2011, 25(6): 254-259.
- WANG Jin-gui, LÜ Jia-long, CAO Ying-fei. Adsorption of cadmium and lead in two typical soils as affected by temperature[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2011, 25(6): 254-259.
- [18] 杨金燕, 杨肖娥, 何振立, 等. 土壤中铅的吸附-解吸行为研究进展[J]. *生态环境*, 2005, 14(1): 102-107.
- YANG Jin-yan, YANG Xiao-e, HE Zhen-li, et al. Advance in the studies of Pb adsorption and desorption in soils[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2005, 14(1): 102-107.
- [19] Scheidegger A M, Sparks D L. A Critical assessment of sorption-desorption mechanisms at the soil mineral/water interface[J]. *Soil Science*, 1996, 161(12): 813-831.
- [20] 魏世强, 李光林, 王定勇. 腐植酸-金属离子反应动力学特征与稳态指标的探讨[J]. *土壤学报*, 2003, 40(4): 554-561.
- WEI Shi-qiang, LI Guang-lin, WANG Ding-yong. Kinetics of metal ion reactions with humic acids and index for steady-state[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(4): 554-561.
- [21] 陈同斌, 陈志军. 水溶性有机质对土壤中镉吸附行为的影响[J]. *应用生态学报*, 2002, 13(2): 183-186.
- CHEN Tong-bin, CHEN Zhi-jun. Cadmium adsorption in soil influenced by dissolved organic matter derived from rice straw and sediment[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(2): 183-186.
- [22] 贺 婧. 不同碳酸钙含量石灰性土壤对外源污染物的吸附解吸[D]. 沈阳: 沈阳农业大学, 2012.
- HE Jing. The adsorption and desorption of several calcareous soils with different content calcium carbonate on exogenous pollutants[D]. Shenyang: Shenyang Agricultural University, 2012.
- [23] Flury M, Qiu H. Modeling colloid-facilitated contaminant transport in the vadose zone[J]. *Vadose Zone Journal*, 2008, 7(2): 682-697.
- [24] Richards B K, McCarthy J F, Steenhuis T S, et al. Colloidal transport: The facilitated movement of contaminants into groundwater[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2007, 62(3): 55A-56A.
- [25] Sen T K, Khilar K C. Review on subsurface colloids and colloid-associated contaminant transport in saturated porous media [J]. *Advances in Colloid and Interface Science*, 2006, 119(2/3): 71-96.
- [26] Yin X, Gao B, Ma L Q, et al. Colloid-facilitated Pb transport in two shooting-range soils in Florida[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 177(1/2/3): 620-625.
- [27] Wong J W C, Li K L, Zhou L X, et al. The sorption of Cd and Zn by different soils in the presence of dissolved organic matter from sludge[J]. *Geoderma*, 2007, 137(3/4): 310-317.
- [28] 孙慧敏, 殷宪强, 王益权. 介质粗糙度和铅污染对粘土矿物胶体运移的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2012, 31(12): 2361-2366.
- SUN Hui-min, YIN Xian-qiang, WANG Yi-quan. Effect of surface roughness and Pb pollution on the transport of mineral colloids in saturated porous media[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(12): 2361-2366.