

文章编号:1001-8166(2008)11-1194-07

# 干旱区绿洲土壤共存重金属元素形态 变化及生物有效性实验分析<sup>\*</sup>

## ——以 Cd、Zn、Ni 元素为例

赵转军,南忠仁<sup>\*</sup>,王胜利,刘晓文,陶燕

(兰州大学西部环境教育部重点实验室,资源环境学院,甘肃 兰州 730000)

**摘要:**采用盆栽试验,初步研究了干旱区绿洲土壤—胡萝卜系统中镉、锌、镍3种重金属的形态变化特征及其生物有效性问题。结果表明:供试绿洲土壤原状土中,Cd、Zn、Ni均以稳定的残渣态形式存在,而处理土壤中重金属被钝化的量有限,Cd的存在形式主要以碳酸盐态为主,Zn、Ni则主要以铁锰氧化态为主;3种元素的活性大小依次为 Cd > Ni > Zn。根据回归分析,元素 Zn 对胡萝卜块茎和茎叶吸收 Zn 量贡献最大的分别是 Zn 的碳酸盐结合态和铁锰氧化态;元素 Ni 对胡萝卜各部位吸收贡献最大的均为 Ni 的铁锰氧化态。

**关键词:**绿洲土壤;重金属 Cd、Zn、Ni;形态分析;复合作用;生物有效性

**中图分类号:**P595;S153 **文献标志码:**A

## 1 引言

“荒漠绿洲,灌溉农业”是内陆干旱区典型的区域特征<sup>[1]</sup>,而稀缺的水资源又是绿洲存在的关键因子<sup>[2]</sup>。在此背景下水资源的重复利用成为绿洲发展的重要举措之一,其中污水灌溉在解决水资源危机的同时,不可避免地使土壤环境受到有毒有害物质的侵袭,如重金属污染。众所周知,土壤重金属污染目前仍然是土壤环境污染中最为突出的问题之一。

在土壤环境中,重金属污染物被生物吸收的部分并非是其土壤中的全部形态,而是其中被认为是有效态的那部分<sup>[13]</sup>。通过研究不同形态被生物吸收的情景,可以确定其生物有效性,进行生物有效性评价<sup>[4,5]</sup>。目前,重金属形态分析方法主要有单

一形态的单独提取法和多种形态的连续提取法,在连续提取法中 Tessier 五步连续提取法仍然是应用较成功的分析方法之一<sup>[6-8]</sup>,它在分析重金属的生物有效性上提供了较为详尽的信息<sup>[9,10]</sup>。受地区生态、土壤、重金属种类及农作物品种等因素的影响,重金属形态与生物有效性的关系复杂多变<sup>[3,15]</sup>,这样使得开展典型地区土壤—作物系统中重金属行为过程研究工作显得十分必要。在干旱内陆河流域绿洲区,关于土壤—作物体系中重金属迁移转化研究目前还很少,而多种金属的复合作用研究更是鲜有报道。论文研究区域土壤 pH 值高,有机质含量低,而该土壤理化性质又恰恰是影响重金属元素行为的关键因子。这种典型区域特色土壤究竟是否可以固定重金属、降低重金属的生物有效性,是本文研究的重点。

<sup>\*</sup> 收稿日期:2008-06-08;修回日期:2008-10-16。

<sup>\*</sup> 基金项目:国家自然科学基金项目“灌溉水 pH 与共存元素变化下干旱区绿洲土壤重金属纵向分异机理研究”(编号:40671167);国家环境保护公益性项目“干旱区绿洲土壤重金属污染生态风险评估与管理技术规范”(编号:200809098)资助。

作者简介:赵转军(1977-),女,甘肃秦安人,博士研究生,主要从事污染过程与生态修复方面的研究。E-mail: zhj\_zhao@lzu.edu.cn

<sup>\*</sup> 通讯作者:南忠仁(1962-),男,陕西渭南人,博士生导师,主要从事水土环境污染与生态修复方面的研究。

E-mail: nanzhongren@lzu.edu.cn

## 2 材料与方法

### 2.1 盆栽试验

试验土壤为甘肃河西城郊绿洲土,主要理化性质见表 1。试验采集绿洲耕作土壤晾干后过 2 mm 筛。按表 2 将不同剂量组合的重金属硝酸盐溶液加入 1.5 kg 干土中拌匀装入花盆,加水使土壤含水量为田间持水量的 60%,按照农作制度播入菜种;每种组合设 3 个平行。66 天后分别取回土壤和胡萝卜样品。新鲜胡萝卜经清洗后分别称取根、株鲜重,并测其根长和株长。鲜样在 105℃ 杀青 2 小时后,再在 80℃ 下烘干 12 小时,恒重后称量、粉碎过 60 目筛待用。土壤样品经风干、磨细后过 200 目筛,四分法取其中 50 g 待用。

表 1 试验区土壤理化性质

Table 1 Some physical and chemical properties of the experimental soils

土壤类型	pH 值	有机质 %	阳离子交换量 cmol/kg	Cd mg/kg	Zn mg/kg	Ni mg/kg
灰钙土	8.16	1.54	8.1	0.55	62.97	53.86

### 2.2 分析测试

土壤重金属全量分析采用  $\text{HNO}_3\text{-HF-HClO}_4$  三酸法消解<sup>[11]</sup>,利用 Tessier 五步连续提取法<sup>[12]</sup>开展形态分析。胡萝卜样品采用 GB/T5009 中规定的  $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$  体系进行消解。所有消解液经 0.5% 的硝酸溶液定容至 50 mL 容量瓶。利用美国 Thermo Fisher 的 SOLLAR AA M6 原子吸收光谱仪测定其含量:土壤中 Zn、Ni 和胡萝卜中的 Zn 采用火焰法测定,土壤中的 Cd 和胡萝卜中的 Cd、Ni 采用石墨炉法进行测定。采用平行样和 GSS-1 标准土样和 GSB-6 标准菠菜样进行监控质量,误差控制在 5% 以内,分析时采用国标溶液控制工作曲线。实验试剂均选用优级纯试剂,实验用器皿在使用前均经过 10% 硝酸浸泡 24 小时以上。采用 SPSS11.5 统计软件和 Microsoft Excel 软件开展数据处理。

表 2 试验土壤中重金属处理浓度设计(单位:mg/kg)

Table 2 Design of the experiment and treatment concentration of heavy metals added (units: mg/kg)

剂量水平	0	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Cd	0	0.35	0.75	1.25	1.8	2.5	3.5	5	7.5
Zn	0	50	100	180	300	450	600	800	1000
Ni	0	60	110	170	250	350	500	750	1000

## 3 结果与讨论

### 3.1 Cd、Zn、Ni 在土壤中的形态分布特征

Tessier 五步连续提取法将土壤中重金属分为可交换态(EX)、碳酸盐结合态(CAB)、铁锰氧化物结合态(FMO)、有机物结合态(OM)和残渣态(RES)5 种形式。由于各重金属元素与土壤各物质组分亲和势的差异,其赋存形态也各不相同<sup>[14]</sup>。在这 5 种形态中,非残渣态均能够直接或者间接的被生物利用<sup>[14,21,22]</sup>,而其中可交换态和碳酸盐结合态最容易被生物吸收<sup>[19]</sup>。图 1~6 分别为供试绿洲土不同剂量组合下 Cd、Zn、Ni 在土壤中形态含量及其形态分配系数的变化图。总的来说,与原状土相比,各添加组合下土壤中 Cd、Zn、Ni 3 种金属的赋存形态各有特征但有共同的趋势,即原状土壤中 Cd、Zn、Ni 均以稳定的残渣态形式存在,随着可溶态金属处理量的增加,非残渣态含量逐渐增大,所占比例也明显提高,但残渣态含量变化幅度均不大,其在添加量变异系数分别为 80.07%、73.76% 和 153.14% 的情况下,变率分别为 20.28%、36.54% 和 24.56%,所占比例明显降低。这表明在本试验研究中,绿洲碱性土壤在重金属外源污染下,可被钝化的重金属量有限,并随着剂量的增加并无大的变化,更多的量则直接或者间接与生物吸收之间产生一定的联系,对土壤—作物系统潜在的污染危害程度是逐渐增强的。此外,对照比较 3 种金属各形态分配系数可知,在各剂量组合下,可交换态和碳酸盐结合态对不同元素的吸附次序为  $\text{Cd} > \text{Ni} > \text{Zn}$ ;铁锰氧化态和有机物结合态对不同元素的吸附次序为  $\text{Ni} > \text{Zn} > \text{Cd}$ ,说明这三种元素在土壤中的活性大小依次为  $\text{Cd} > \text{Ni} > \text{Zn}$ ,而该结论和酸、中性土壤样品的金属活性顺序一致<sup>[25]</sup>。

#### 3.1.1 Cd 在土壤中的形态分布特征

由图 1 可知,绿洲土中各形态 Cd 含量随着添加量的变化发生着有规律的变化:在原状土中,残渣态含量呈现绝对优势,随着添加量的增加,残渣态含量变化逐渐降低,变异系数  $C_v$  值为 23.63%,而其它四种形态含量均呈增长趋势:其中可交换态变幅最大, $C_v$  值为 133.81%,其次为铁锰氧化态, $C_v$  值为 129.69%,碳酸盐结合态和有机物结合态的变异系数分别为 100.99% 和 73.07%。若将添加量分为低(对应于表 2 中的 I,II 剂量)、中(对应于表 2 中 III,IV,V 剂量)、高(对应于表 2 中 VI,VII,VIII 剂量)3 种污染水平,从图 2 可知,在原状土中,残渣态 Cd 是

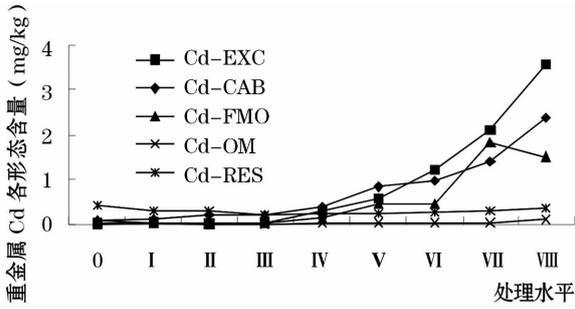


图1 Cd 随土壤中添加处理水平的形态含量变化趋势

Fig. 1 The concentration tendency of five forms in different levels of Cd

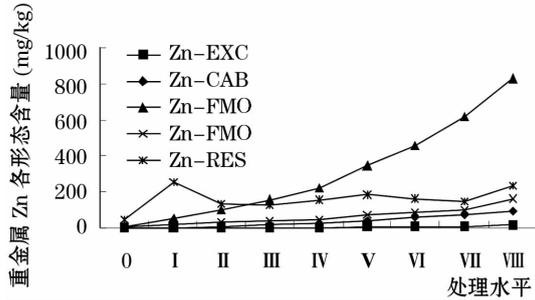


图3 Zn 随土壤中添加处理水平的形态含量变化趋势

Fig. 3 The concentration tendency of five forms in different levels of Zn

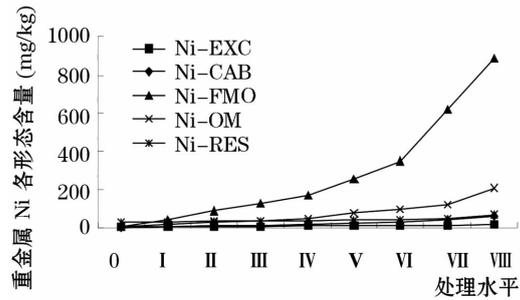


图5 Ni 随土壤中添加处理水平的形态含量变化趋势

Fig. 5 The concentration tendency of five forms in different levels of Ni

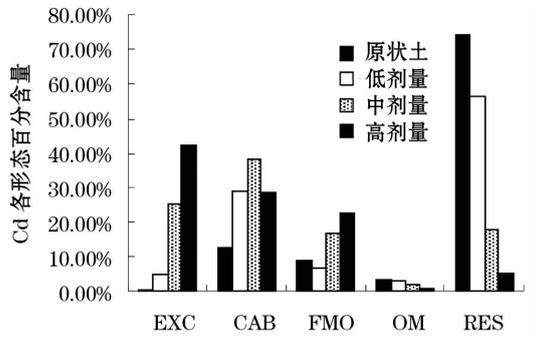


图2 不同形态 Cd 含量占总量百分比

Fig. 2 Percentage of different forms in total amounts of Cd

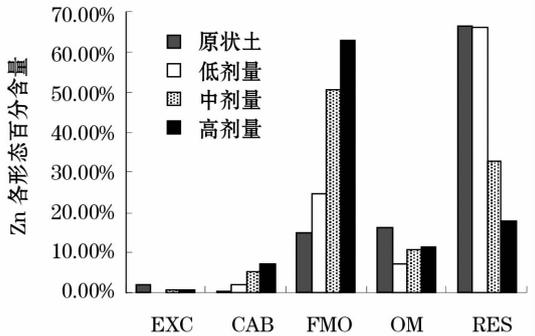


图4 不同形态 Zn 含量占总量百分比

Fig. 4 Percentage of different forms in total amounts of Zn

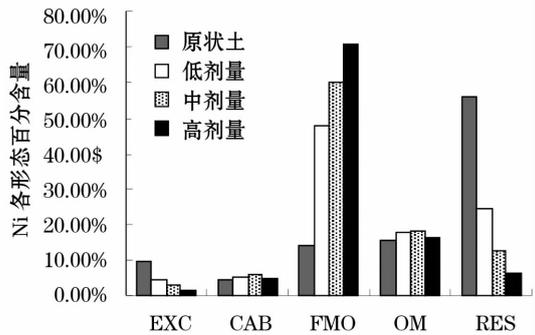


图6 不同形态 Ni 含量占总量百分比

Fig. 6 Percentage of different forms in total amounts of Ni

土壤中主要的存在形式,其分配系数为74.19%,其次为碳酸盐结合态和铁锰氧化物结合态,分配系数分别为12.67%和9.05%,可交换态所占比例最少,只占0.47%。但随着添加量的增加,残渣态、有机物结合态分配系数逐渐减少,其中残渣态呈锐减趋势;可交换态、铁锰氧化态和碳酸盐结合态分配系数呈增长趋势,其中可交换态分配系数显著增加。Cd元素在低剂量水平下各赋存形态的分配系数关系为:RES > CAB > FMO > EX > OM;在中剂量水平下

为:CAB > EX > RES > FMO > OM;在高剂量水平下为:EX > CAB > FMO > RES > OM。总的来说, Cd的各形态在土壤中的分配系数和含量变化情况表明,当外界添加量增加的时候,土壤中的非残渣态—尤其是可交换态和碳酸盐结合态在形态分布上逐渐占据明显优势,而残渣态所占比例明显减少,其含量变化幅度最小,说明在添加量增加的情况下,土壤中Cd可被固定在晶格内部的数量有限,大部分还是以生物可利用态或者潜在可利用态的形式出现。

### 3.1.2 Zn 在土壤中的形态分布特征

据图 3,在原状土中,残渣态 Zn 含量仍然最高,有机物结合态和铁锰氧化态次之,碳酸盐结合态含量最少。随着添加量的增加,各形态含量均呈现增长态势,5 种形态含量的变异系数依次为 EX (89.61%) > CAB (89.50%) > FMO (85.56%) > OM (76.43%) > RES (36.54%),残渣态含量的变动幅度依然是最小的。由图 4 可知,在原状土中,残渣态 Zn 是土壤中主要的存在形式,其分配系数为 66.54%,其次为有机物结合态和铁锰氧化物结合态以及可交换态,分配系数分别为 16.21%、14.90%、1.21%,碳酸盐结合态所占比例最少,只占 0.47%。随着添加浓度的增高,残渣态分配系数显著降低;可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化态和有机物结合态分配系数呈增长趋势,其中铁锰氧化态分配系数显著增加。Zn 元素在低剂量水平下各赋存形态的分配系数关系为:RES > FMO > OM > CAB > EX;在中、高剂量水平下均为:FMO > RES > OM > CAB > EX。总的来说,当外界添加量增加的时候,土壤中 Zn 的非残渣态,尤其是铁锰氧化态在形态分布上逐渐占据明显优势,残渣态含量变化幅度最小,所占比例呈现出锐降趋势。

### 3.1.3 Ni 在土壤中的形态分布特征

据图 5,在原状土中,残渣态 Ni 含量依然是最高,各形态含量大小依次为:RES > OM > FMO > EX > CAB。随着添加量的增加,各形态含量均呈现增长态势,5 种形态含量的变异系数依次为 FMO (97.63%) > OM (81.64%) > CAB (79.82%) > EX (37.47%) > RES (26.13%),铁锰氧化态含量变幅最大,而残渣态含量变幅最小。由图 6 可知,在原状土中,残渣态 Ni 是土壤中主要的存在形式,其分配系数为 55.95%,其次为有机物结合态、铁锰氧化物

结合态和可交换态,分配系数分别为 15.63%、14.40%、9.53%,碳酸盐结合态所占比例最少,为 4.48%。随着添加浓度的增高,残渣态、可交换态分配系数逐渐降低,其中残渣态呈锐减趋势;铁锰氧化态、碳酸盐结合态和有机物结合态分配系数呈增长趋势,其中铁锰氧化态分配系数显著增加。Ni 元素在低剂量水平下各赋存形态的分配系数关系为:FMO > RES > OM > CAB > EX;在中、高剂量水平下均为:FMO > OM > RES > CAB > EX。总的来说,当外界添加量增加的时候,土壤中 Ni 由原状土中以残渣态为主,逐渐转变成以铁锰氧化态为主,非残渣态所占比例增加,残渣态所占比例呈现出锐降趋势,含量变化幅度仍为最小。

### 3.2 Cd、Zn、Ni 的植物有效性

为探讨各重金属的植物有效性,本文主要进行胡萝卜吸收重金属的量和土壤中各形态分配系数之间的相关分析和多元逐步回归分析,结果见表 3 和表 4。

由表 3 可知,在显著性水平下 ( $P < 0.05$ ),胡萝卜各部位 Zn 和 Ni 含量均和土壤中残渣态分配系数呈负相关关系,说明土壤中残渣态 Zn、Ni 基本不能够被胡萝卜吸收利用。而可交换态 Ni 的分配系数和胡萝卜各部位吸收 Ni 量也呈显著的负相关关系,这和很多研究中植物吸收量与可交换态含量呈极显著正相关的结论<sup>[19,22,24]</sup>相悖,这可能和 Ni 在绿洲土壤中形态分布特征,即随着剂量的增加,Ni 的可交换态所占百分比逐渐降低有关,而这种分配特征则可能是由于在碱性土壤中铁锰氧化物对土壤 Ni 的吸附作用最强<sup>[25]</sup>的原因造成的,从而使得更多的可溶态 Ni 转化为铁锰氧化态 Ni。此外,胡萝卜各部位对 Cd 的吸收量与土壤中各形态分配系数之间无显著相关关系,这可能是和 Cd 在胡萝卜块茎和茎

表 3 胡萝卜各部位重金属含量与土壤中各形态重金属分配系数的 pearson 相关系数

Table 3 The pearson coefficients between the concentration of heavy metals in tissues of *Daucus carota* and distribution coefficients of forms in soils

各分级形态	Cd		Zn		Ni	
	块茎	茎叶	块茎	茎叶	块茎	茎叶
EX	-0.181	-0.609	-0.295	0.091	-0.803 *	-0.804 **
CAB	0.487	0.432	0.816 *	0.620 *	0.724 *	0.175
FMO	-0.364	-0.674	0.781 *	0.644 *	0.826 *	0.829 **
OM	0.366	0.574	-0.171	0.083	0.674	-0.218
RES	-0.020	0.450	-0.737 *	-0.641 *	-0.832 *	-0.789 **
EX + CAB	0.1	-0.312	0.771 *	0.640 *	-0.699 *	-0.846 *

注: \* 表示显著性水平为  $P < 0.05$ ; \*\* 表示显著性水平为  $P < 0.01$

叶中的含量变化均表现为在低—中剂量时逐渐增加,而在中—高剂量时逐渐减少,甚至有检测不出的情况有关,再者,一些研究结果<sup>[16,17]</sup>表明 Cd、Zn 元素之间存在着拮抗作用,绿洲碱性土壤中 Cd 的活性是否会因共存元素的相互作用而减少,这有待于进一步试验证实。

由表 4 可知,供试绿洲土壤中各形态 Zn 对胡萝卜块茎和茎叶吸收 Zn 量贡献最大的分别是碳酸盐结合态和铁锰氧化态。而对 Ni 元素来说,对胡萝卜各器官吸收贡献最大的都是铁锰氧化态 Ni。这种结果主要是因为绿洲碱性土壤中 Zn、Ni 元素主要以铁锰氧化态为主要存在形态,故而胡萝卜吸收量主

要和铁锰氧化态有关。尽管相关研究证实<sup>[18,19,8]</sup>,植物直接吸收的应该是可交换态重金属,但如果可交换量少,那么这部分则极有可能被量大的形态所包裹而使其暂时失去活性,然后随着土壤吸附—解析动态平衡的发展而逐渐释放其活性<sup>[20,21]</sup>。再者,土壤中各形态重金属之间是处于一种不断的转移和循环过程中的,可溶部分被植物吸收减少后,粘粒和腐殖质所吸附的部分就会来补充<sup>[22]</sup>。此外,在外源重金属胁迫下,根际分泌物的数量和组成的改变会导致根际土壤中 Ph、Eh 以及有机酸含量的变化<sup>[22]</sup>,土壤微生物活性也会得到加强<sup>[23]</sup>,这又会活化根际中的重金属进而促进其生物有效性<sup>[3]</sup>。

表 4 不同形态重金属分配系数对胡萝卜吸收重金属量的逐步回归分析结果

Table 4 The results of multiple regression analysis between the concentration of heavy metals in tissues of *Daucus carota* and distribution coefficients of forms in soils

重金属元素	多元逐步回归方程	F 值	R <sup>2</sup>
Cd	块茎中 Cd	-	-
	茎叶中 Cd	-	-
Zn	块茎中 Zn	$Y_{\text{root}} = 8.213 + 18.650X_{\text{CAB}}$	7.971 0.816 *
	茎叶中 Zn	$Y_{\text{shoot}} = -44.229 + 0.744X_{\text{FMO}}$	19.177 0.856 *
Ni	块茎中 Ni	$Y_{\text{root}} = -23.336 + 1.140X_{\text{FMO}}$	8.98 0.826 **
	茎叶中 Ni	$Y_{\text{shoot}} = -38.623 + 1.549X_{\text{FMO}}$	13.167 0.829 **

注: \* 表示显著性水平为  $P < 0.05$ ; \*\* 表示显著性水平为  $P < 0.01$

## 4 结 论

(1) 原状土壤中 Cd、Zn、Ni 均以稳定的残渣态形式存在,随着可溶态金属处理量的增加,非残渣态含量逐渐增大,所占比例也明显提高,而残渣态含量变化幅度均不大,这表明本试验中绿洲碱性土壤在重金属外源污染下,可被钝化的重金属量非常有限,大部分量仍以生物可利用态或者潜在可利用态的形式出现,该结论和很多学者认为的碱性土壤中重金属大部分以沉淀形式被固定的观点<sup>[3,23,26]</sup>正好相反,值得关注。

(2) 在不同的浓度剂量水平下,三种金属在土壤中赋存形态的变化规律为:低剂量水平下,土壤中残渣态 Cd、Zn 为优势形态,铁锰氧化态 Ni 为优势形态;中剂量水平下,碳酸盐态 Cd 为优势形态,铁锰氧化态 Zn、Ni 为优势形态;高剂量水平下,可交换态 Cd 为优势形态;铁锰氧化态 Zn、Ni 仍为优势形态,这和有机质含量较低的中性潮褐土<sup>[22]</sup>的形态分布特征一致。

(3) 在各剂量组合下,可交换态和碳酸盐结合

态对不同元素的吸附次序为  $\text{Cd} > \text{Ni} > \text{Zn}$ ;铁锰氧化态和有机物结合态对不同元素的吸附次序为  $\text{Ni} > \text{Zn} > \text{Cd}$ ,说明这 3 种元素在绿洲碱性土壤中的活性大小依次为  $\text{Cd} > \text{Ni} > \text{Zn}$ 。

(4) 供试绿洲土壤中各形态 Zn 对胡萝卜块茎和茎叶吸收 Zn 量贡献最大的分别是碳酸盐结合态和铁锰氧化态。对 Ni 元素来说,对胡萝卜各部位吸收贡献最大的是镍的铁锰氧化态。

**致谢:**感谢中国科学院甘肃临泽农田生态系统国家野外科学观测研究站给予的大力支持!

## 参考文献 (References):

- [1] Deng Mingjiang, Dong Xinguang, Guo Chunhong. Monitoring and evaluation system on oasis water circulation of inland river basin in arid zone[J]. *Water Resources Protection*, 2004, (6): 16-21. [邓铭江,董新光,郭春红.干旱区内陆河流域绿洲水循环监测及评价系统[J]. *水资源保护*, 2004, (6): 16-21.]
- [2] Ding Wenhui, Meng Bao. Analysis of effect of dry land water environment on oasis urbanization[J]. *Journal of Baoji University of Arts and Sciences (Natural Science)*, 2005, 5(4): 315-317. [丁文晖,孟宝.水环境约束下的干旱区绿洲城镇化[J]. *宝鸡文理学*

院学报:自然科学版,2005,5(4):315-317.]

- [3] Wang Xuefeng, Yang Yanqin. Progresses in research on speciation and bioavailability of heavy metals in soil-plant system[J]. *Environmental Protection of Chemical Industry*, 2004, 24(1):24-28. [王学锋, 杨艳琴. 土壤—植物系统重金属形态分析和生物有效性研究进展[J]. 化工环保, 2004, 24(1):24-28.]
- [4] Huang P M, Adriano D C, Logan T J, *et al.* Soil Chemistry and Ecosystem Health[M]. Madison, WI: Soil Science Society of America, SSSA Special Publication, 1998.
- [5] Shan Xiaoquan, Wang Zhongwen. Speciation analysis and bioavailability[J]. *Analytical Laboratory*, 2001, 20(6):103-108. [单孝全, 王仲文. 形态分析与生物可给性[J]. 分析实验室, 2001, 20(6):103-108.]
- [6] Risto Pöykiö, Hannu Nurmesniemi, Toivo Kuokkanen, *et al.* The use of a sequential leaching procedure for assessing the heavy metal leachability in lime waste from the lime kiln at a causticizing process of a pulp mill[J]. *Chemosphere*, 2006, (65):212-219.
- [7] Ren Fumin, Zhou Yusong, Niu Muchen, *et al.* Characteristics analysis and environmental assessment on heavy metals in the sludge of sewage[J]. *Journal of Beijing Jiaotong University*, 2007, 31(1):102-105. [任福民, 周玉松, 牛牧晨, 等. 污泥中的重金属特性分析和生态风险评估[J]. 北京交通大学学报, 2007, 31(1):102-105.]
- [8] Yang Qingwei, Lan Chongyu, Shu Wensheng. Chemical speciation and bioavailability of cadmium in paddy soils contaminated by mining wastewater from a lead-zinc mine, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(2):500-504. [杨清伟, 蓝崇钰, 束文圣. 铅锌矿废水污染水稻土 Cd 的化学形态与生物有效性研究[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2):500-504.]
- [9] Filgueiras A V, Lavilla I, Bendicho C. Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2002, 4:823-857.
- [10] He Yuan, Wang Xian, Chen Lidan, *et al.* Forms of heavy metals in the typical soils of Zoumadai of Quanzhou[J]. *Soils*, 2007, 39(2):257-262. [何园, 王宪, 陈丽丹, 等. 泉州走马埭典型土壤重金属的赋存形态分析[J]. 土壤, 2007, 39(2):257-262.]
- [11] Lu Rukun, ed. The Agriculture Chemistry Analysis Method of Soil[M]. Beijing: Chinese Agriculture Science and Technology Press, 1999:147-211. [鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科学出版社, 1999:147-211.]
- [12] Tessier A, Campbell P, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51(7):844-850.
- [13] Allace A. Dose-response curves for zinc, cadmium and nickel in combination of one, two, or three[J]. *Soil Science*, 1989, 147:401-410.
- [14] Wang Xin, Zhou Qixing. Distribution of forms for cadmium, lead, copper and zinc in soil and its influences by modifier[J]. *Journal of Agro-environmental Science*, 2003, 22(5):541-545. [王新, 周启星. 外源镉铅锌在土壤中形态分布特性及改性剂的影响[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(5):541-545.]
- [15] Dou Lei, Zhou Yongzhang, Gao Quanzhou, *et al.* Methods and environmental implications of measuring bioavailability of heavy metals in soil environment[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2007, 38(3):576-583. [窦磊, 周永章, 高全洲, 等. 土壤环境中重金属生物有效性评价方法及其环境学意义[J]. 土壤通报, 2007, 38(3):576-583.]
- [16] Mengel K, Kirkby E A, Principles of Plant Nutrition(5th edition)[M]. Dordrecht, The Netherlands: KluwerAcademic Publishers, 2001:849.
- [17] Zhu Bo, Wang Tao, Wang Yanqiang, *et al.* Competitive sorption of zinc and cadmium in purple soil[J]. *China Environmental Science*, 2006, 26(suppl.):73-77. [朱波, 汪涛, 王艳强, 等. 镉、铜在紫色土中的竞争吸附[J]. 中国环境科学, 2006, 26(增刊):73-77.]
- [18] Yang Hongwei, Zhang Yi. Study on the chemical speciation of Cu, Pb, Zn, Cd in sediments from Yellow river (La Mawan section)[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2002, 18(5):13-16. [杨宏伟, 张毅. 黄河(喇嘛河段)沉积物中铜、铅、锌、镉的化学形态研究[J]. 中国环境监测, 2002, 18(5):13-16.]
- [19] Cui Yan, Ding Yongsheng, Gong Weimin, *et al.* Study on the correlation between the chemical forms of the heavy metals in soil and the metal uptake by plant[J]. *Journal of Dalian Maritime University*, 2005, 31(2):59-63. [崔妍, 丁永生, 公维民, 等. 土壤中重金属化学形态与植物吸收的关系[J]. 大连海事大学学报, 2005, 31(2):59-63.]
- [20] Filgueiras A V, Lavilla I, Bendicho C. Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2002, 4:823-857.
- [21] Zhu Bo, Qing Changle, Mou Shusen. Bioavailability of exotic zinc and cadmium in purple soil[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(5):555-558. [朱波, 青长乐, 牟树森. 紫色土外源镉、铜形态的生物有效性[J]. 应用生态学报, 2002, 13(5):555-558.]
- [22] Liu Xia, Liu Shuqing, Tang Zhaohong. The relationship between Cd and Pb forms and their availability to rape in major soils of Hebei province[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(10):1688-1694. [刘霞, 刘树庆, 唐兆宏. 河北主要土壤中 Cd、Pb 形态与油菜有效性的关系[J]. 生态学报, 2002, 22(10):1688-1694.]
- [23] Cao Qiuhua, Pu Shaoping, Xu Weihong, *et al.* Progress in research on speciation and bio-availability of heavy metals in rhizosphere[J]. *Guangzhou Environmental Sciences*, 2006, 21(3):1-4. [曹秋华, 普绍苹, 徐卫红, 等. 根际重金属形态与生物有效性研究进展[J]. 广州环境科学, 2006, 21(3):1-4.]
- [24] Song Fei, Guo Yuwen, Liu Xiaoyi, *et al.* Effect of compound pollution of cadmium, zinc and lead on spinach in brown Earth[J]. *Agro-Environmental Protection*, 1996, 15(1):9-14. [宋菲, 郭玉文, 刘孝义, 等. 镉、锌、铅复合污染对菠菜的影响[J]. 农业环境保护, 1996, 15(1):9-14.]
- [25] He Zhenli, ed. Soil-Chemical Balances of Pollution and Beneficial Elements[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1998:409-416. [何振立主编. 污染及有益元素的土壤化学平

衡[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998: 409-416. ]

- [26] Zhi Yingbiao, Wang Zailan, Ma Zhong, *et al.* The speciation and bioavailability of heavy metals pollutants in soil along highway in erdos[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(5): 2 030-2 039. [智

颖飙, 王再岚, 马中, 等. 鄂尔多斯地区公路沿线土壤重金属形态与生物有效性[J]. *生态学报*, 2007, 27(5): 2 030-2 039. ]

## Experiments on Speciation and Bioavailability of Selected Heavy Metals in Arid Oasis Soil, Northwest of China

ZHAO Zhuanjun, NAN Zhongren, WANG Shengli, LIU Xiaowen, TAO Yan

(Key Laboratory of Western China's Environmental System (Ministry of Education), College of Resource and Environment, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China)

**Abstract:** Using the Tessier A method, the three chemical forms of selected heavy metals were determined to investigate the speciation and bioavailability of selected heavy metals in arid oasis soil-plant system. The findings showed that the chemical form contents of metal Cd, Zn, and Ni mainly existed in residual fraction in untreated soils, while in treated oasis soils those about the exotic metal Cd, Zn, and Ni were found predominantly in carbonate forms to element Cd, and Fe-Mn oxides bound forms to metal Zn and Ni. The passivation of these heavy metals in oasis soil fluctuated smoothly and the activity order of selected heavy metals was Cd > Ni > Zn. According to the results of regression analysis, it was found that CAB-Zn and FMO-Zn made the significant contribution to the accumulation of metal Zn in the tuber and stem of *Daucus Carota*, and FMO-Ni to the accumulation of metal Ni in both tissues.

**Key words:** Oasis soils; Cd, Zn and Ni; Speciation analysis; Composite Action; Bioavailability.

## IODP Shatsky 洋脊航次召集船上科学家

由 IODP 美国执行机构 (IODP-USIO) 负责实施的 IODP Shatsky 航次现在开始召集船上科学家。该航次预计在 2009 年 9~11 月在西北太平洋海区实施钻探。该航次主要科学目标为: 对 Shatsky 洋脊上的火山丘进行钻探取样, 研究海台形成的年代、物源和演化, 以此来验证控制火山台地形成的科学假说。更详细信息请参考 IODP 第 654 号建议书: [http://iodp.tamu.edu/scienceops/expeditions/shatsky\\_rise.html](http://iodp.tamu.edu/scienceops/expeditions/shatsky_rise.html)。

中国 IODP 鼓励中国科学家积极申请参加航次, 有意申请者请在截止日期前提交个人英文简历及航次申请表 (可在中国 IODP 网站下载: <http://www.iodp.cn/chs/html/2005/02/20050216154752-1.htm>)。

联系人: 拓守廷 电话: 021-65982198

E-mail: [iodp\\_china@tongji.edu.cn](mailto:iodp_china@tongji.edu.cn)

截止日期: 2009 年 1 月 20 日

中国 IODP 办公室  
2008 年 10 月 20 日