

# 河湖底泥对农田土壤性状及 DTPA 态重金属的影响

赵汝东<sup>1</sup>, 胡义镰<sup>1</sup>, Ed Barrett-Lennard<sup>2</sup>, Neil Coles<sup>2</sup>, 姜灿烂<sup>3</sup>, 吴嘉平<sup>4\*</sup>

(1.浙江大学环境与资源学院, 杭州 310058; 2.Institute of Agriculture, the University of Western Australia, Crawley, WA 6009, Australia; 3.南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095; 4.浙江大学海岛海岸研究所, 杭州 310058)

**摘要:**选取我国南方平原区有作物生长障碍的典型旱地和水田,采集土壤样品进行分析,诊断作物生长障碍因子。结果显示,施用底泥的水田和旱地土壤 pH 值均显著下降,而有效硫、电导率以及土壤 DTPA 态重金属(Ni、Zn、As、Cr、Co、Cu、Hg 和 Sn)均显著升高:土壤 pH 最低值为 3.63,有效硫最高值达 1 667.74 mg·kg<sup>-1</sup>,电导率为 2 216.67 μS·cm<sup>-1</sup>。分析表明,施用底泥引起的土壤酸化和部分 DTPA 态重金属(特别是 Ni、Zn、As 和 Cr)含量的升高是影响作物生长的主要因素,底泥中的盐分对其也可能有一定影响。因此,河湖库底泥农用前须进行分析和风险评估。

**关键词:**土壤重金属;DTPA;硫;酸化

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2015)01-0097-06 doi:10.11654/jaes.2015.01.014

## Effects of River and Lake Sediments on Cultivated Soil DTPA-extractable Heavy Metals and Other Properties

ZHAO Ru-dong<sup>1</sup>, HU Yi-lian<sup>1</sup>, Ed Barrett-Lennard<sup>2</sup>, Neil Coles<sup>2</sup>, JIANG Can-lan<sup>3</sup>, WU Jia-ping<sup>4\*</sup>

(1.College of Environment & Natural Resources, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China; 2.Institute of Agriculture, the University of Western Australia, Crawley, WA 6009, Australia; 3.College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 4. Institute of Islands and Coastal Ecosystems, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China)

**Abstract:** River sediment is rich in organic materials and could be used to amend cultivated soils. However, heavy metals in river sediment may threaten soil health and subsequently crop performance following the river sediment applied to soils. This study investigated DTPA-extractable heavy metals in cultivated soils amended with river sediment in river network plain area, Southern China. Soil samples were collected from selected paddy fields and dry land where river sediment had been applied (200~300 t·hm<sup>-2</sup>), soils from fields without river sediment application as controls. Soil pH decreased obviously (the lowest value was 3.63), while soil available sulfur, electric conductivity, and DTPA-extractable heavy metals (Ni, Zn, As, Cr, Co, Cu, Hg and Sn) increased obviously after sediment applications. The highest values of both soil available sulfur and electric conductivity were observed in dry land (1 667.74 mg·kg<sup>-1</sup> and 2 216.67 μS·cm<sup>-1</sup>, respectively). Statistical analysis (Correlation analysis, cluster analysis and principal component analysis) further showed that river sediment applications caused the enhancement of soil heavy metals in the fields. The present results suggest that accelerated soil acidification and high DTPA-extractable heavy metals (e.g., Ni, Zn, As, Cr, Co, Cu, Hg and Sn) contribute to the poor crop-performance. Additionally, the salinity from river sediment might also affect crop performance. This study shows that environmental safety assessment must be conducted before river and lake sediments can be applied into farming land.

**Keywords:** soil heavy metal; DTPA; sulfur; acidification

近年来,由于工农业的不合理发展,我国河湖的水体质量受到了严重威胁。底泥清理被认为是污染水

体较彻底的治理方式。河湖底泥含有大量的有机质和作物所需养分,因而常被用于农田改良<sup>[1-2]</sup>。然而,污染的底泥往往含有重金属,施入农田后可能会造成土壤的二次污染,影响作物生长,甚至威胁人类身体健康<sup>[3-4]</sup>。研究表明,底泥中的重金属会损害作物萌芽并影响作物生长<sup>[5]</sup>。底泥与土壤混合后,重金属形态变化还受土壤环境影响。相比氧化和酸性环境,微碱性

收稿日期:2014-07-22

基金项目:科技部国际合作项目(#KY-2012-09-05)

作者简介:赵汝东(1982—),男,河北邢台人,博士,主要从事土壤化学和土壤重金属污染研究。E-mail:zhrd255@gmail.com

\* 通信作者:吴嘉平 E-mail:jw67@zju.edu.cn

和厌氧环境能固定某些重金属并降低它们的活性<sup>[6]</sup>;在水田的还原条件下,重金属与硫结合为稳定的化合物,而氧化条件则利于重金属的释放<sup>[7]</sup>。实际上,土壤酸碱性、氧化还原条件和有机质含量均对重金属的有效性影响较大<sup>[8]</sup>。

DTPA 提取态可作为一种测定土壤重金属的有效性方法,且与重金属总量间也存在密切的正相关关系<sup>[8]</sup>,比用重金属总量为标准的评价方法能更直接反映重金属对土壤和作物的危害程度<sup>[9]</sup>。同时,土壤重金属的 DTPA 提取态含量可很好地指示重金属的植物有效态<sup>[10]</sup>。重金属全量并不能准确反映重金属的毒性及其生物吸收累积能力,而 DTPA 能够浸提出土壤水溶性、吸附态、交换态、有机固定态,以及部分氧化态等多种形态的重金属,而这部分与生物有效态高度相关<sup>[11]</sup>。

河湖底泥农用在我国南方河网平原区有悠久的历史,是一种简单有效的土壤培肥措施,也是我国精作农业文化的反映。20 世纪 80 年代以来,随着经济和社会的发展以及农业生产方式的转变,化肥主导了农田施肥方式,底泥农用法一度被摒弃。然而,由于工业排污和不合理的农业措施,该区河湖普遍表现出水质低下、富营养化的态势。2008 年 12 月至 2009 年 1 月间,该区某县开展了河湖疏浚治理和底泥农用的试点工程,但 2009 年 5 月,施用底泥的农田在种植作物后出现死苗和不长苗现象。鉴于此,本研究对施用底泥的农田土壤重金属开展调查,以期明确影响作物生长的重金属因素,为该区河湖底泥农用法提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域概况与采样

试点位于亚热带季风气候区域,年均温 15.9℃,年均降水量 1190 mm。该区农耕历史长达 1000 多年,河湖密布,水域面积达 8%;以水稻为主要作物,佐以棉花和豆类等旱地作物。试点农田底泥均匀施用,底泥施用量为 200~300 t·hm<sup>-2</sup>,作物种植前均匀翻耕。2009 年 8 月中旬,以施用底泥的水田(水稻)和旱地(大豆)为对象,各设置 3 个采样点(重复),每个采样点均按“之”字路线用聚乙烯取样器分两层(0~15 cm 和 15~25 cm)采取 5~7 点组成混合土样(1 kg 左右)。水田和旱地样地(分别标记为 PS 和 DS)的土壤类型分别为潜育水稻土和潮土。以同样的采样方式和方法采集毗邻的未施用底泥且作物生长正常的水稻和大

豆农田土样作为对照(分别标记为 PCK 和 DCK)。对照农田与施用底泥的农田土壤类型和耕作历史相同,且耕种制度、管理措施一致。土样采集过程保证土样未接触金属器具,并用聚乙烯自封袋保存。

### 1.2 土壤性质分析

土壤基本理化性质分析参照《土壤农业化学分析方法》<sup>[12]</sup>。土样自然风干、研磨、过筛后备用。其中,土壤有机质测定采用重铬酸钾容量-外加热法;土壤 pH 值(水土比 2.5:1)测定采用 pH 计(型号 PHS-3E)法;土壤有效硫测定采用 H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>-HAc 浸提-比浊法;土壤(水土比 5:1)电导率采用电导率仪(型号 DDS-307)测定。

土壤中的金属元素用二乙三胺五乙酸(DTPA)浸提。5 g 风干土样(2 mm)用 25 mL 0.005 mol·L<sup>-1</sup>的 DTPA 溶液(0.005 mol·L<sup>-1</sup> DTPA + 0.01 mol·L<sup>-1</sup> CaCl<sub>2</sub> + 0.10 mol·L<sup>-1</sup> TEA, 溶液 pH 已调至供试土壤平均 pH)振荡 1 h;然后,采用电感耦合等离子质谱仪(ICP-MS/G3271A)测定滤液中的 Co、Cu、Mn、Ni、Pb、Zn、As、Cd、Cr、Hg 和 Sn。

### 1.3 数据统计

不同处理间的指标比较采用方差分析(ANOVA-Tukey's HSD,  $P < 0.05$ )法;土壤理化性质间的简单相关性分析采用双尾相关性(Bivariate correlations) Pearson 方法检验。同时,在重金属元素间进行主成分分析(PCA)和聚类分析。上述统计均基于 SPSS 18.0 软件完成。

## 2 结果与分析

### 2.1 水田和旱地土壤基本理化性质分析

各处理土壤基本理化性质如表 1。在 0~15 cm 和 15~25 cm 两土层,旱地土壤有机质含量显著( $P < 0.05$ )增加,而水田土壤有机质含量变化不明显。这表明,河湖底泥能不同程度提高土壤有机质含量。两土层中,底泥增加了水田和旱地土壤有效硫含量,旱地土壤有效硫含量显著高于水田,原因在于水田处于还原条件下,部分硫与重金属生成难溶性硫化物<sup>[13]</sup>。旱地和水田土壤 pH 值因施用底泥均显著下降,且在 0~15 cm 土层下降明显,表明底泥在短时间内(约 7 个月)对表层土壤酸度影响较大。在 0~15 cm 土层,旱地土壤的 pH 值显著低于水田土壤,虽然旱地对照土壤 pH 值高于水田对照,原因是在旱地的氧化条件下,土壤中低价硫氧化后释放出酸性离子降低了土壤 pH 值<sup>[14]</sup>。因此,农田土壤施用底泥硫含量过高是一个明显特征。

表 1 各处理土壤样品基本理化性质  
Table 1 Soil basic properties of the treatments

| 深度<br>Depth/cm | 处理<br>Treatments | 有机质<br>Organic<br>matter/g·kg <sup>-1</sup> | 有效硫<br>Available<br>sulfur/mg·kg <sup>-1</sup> | pH    | 电导率 Electric<br>conductivity/<br>μS·cm <sup>-1</sup> |
|----------------|------------------|---------------------------------------------|------------------------------------------------|-------|------------------------------------------------------|
| 0~15           | PS               | 40.43cd                                     | 784.58e                                        | 3.99b | 1 015.67cd                                           |
|                | PCK              | 32.60abc                                    | 483.09ab                                       | 4.63e | 909.00b                                              |
|                | DS               | 46.40d                                      | 1 397.33d                                      | 3.63a | 1 809.33e                                            |
|                | DCK              | 30.64ab                                     | 513.24abc                                      | 5.25g | 1 041.00d                                            |
| 15~25          | PS               | 38.72bcd                                    | 717.87bc                                       | 4.29c | 969.67c                                              |
|                | PCK              | 32.18abc                                    | 344.93a                                        | 4.49d | 790.33a                                              |
|                | DS               | 46.18d                                      | 1 667.74d                                      | 4.24c | 2 216.67e                                            |
|                | DCK              | 27.30a                                      | 529.30abc                                      | 4.85f | 1 122.67d                                            |

注:PS,施用底泥的水田;PCK,未施用底泥的水田;DS,施用底泥的旱地;DCK,未施用底泥的旱地。同列相同字母表示差异不显著( $P<0.05$ )。下同。

Note:PS,paddy field amended with river and lake sediments;PCK,paddy field without river and lake sediments;DS,dry field amended with river and lake sediments;DCK,dry field without river and lake sediments. Those values followed by the same letters in each volume are not significantly different( $P<0.05$ ). The same below.

施用底泥后,水田和旱地的土壤电导率均高于对照,表明底泥提高了农田土壤的含盐量。

## 2.2 水田和旱地土壤重金属含量分析

各处理的重金属 DTPA 提取态含量如表 2。两土层中,水田和旱地土壤 Ni、Zn、As 和 Cr 含量均显著高于相应对照,而 Pb 和 Cd 含量则低于对照或与之差异不显著。这表明 Pb 和 Cd 不是影响作物生长的元素,但可能受淋洗影响并与两种元素的移动性有关,特别是 Cd 含量在下层土壤中显著高于上层土壤。两土层中,水田土壤 Co、Cu 和 Hg 含量均高于对照;而在旱地土壤 Co 和 Hg 仅在 15~25 cm 层高于对照,Cu 含量在两土层均与对照无显著差异。水田和旱地土壤 Sn 仅在 15~25 cm 层高于对照。因此,底泥可

提高农田(特别是水田)土壤 Co、Cu、Hg 和 Sn 的 DT-PA 提取态含量,但对土壤 Mn 无明显影响。

## 2.3 土壤重金属相关、聚类 and 主成分分析

相关分析、聚类分析和主成分分析可用来分析土壤重金属来源<sup>[15]</sup>。各元素及其与土壤基本性质间的相关系数如表 3。土壤有机质和有效硫与 Ni、Zn、As、Cr、Hg 间存在较好的正相关性,表明底泥中的有机质是这几种重金属的重要载体<sup>[16]</sup>,即底泥施用导致了硫与这几种元素间的紧密关系(见 2.1)。这 5 种重金属间也存在显著的正相关关系,表明它们来源相同。此外, Ni、Zn、As、Cr 与土壤 pH 值间的负相关关系也均达极显著水平( $P<0.01$ );结合上文(见 2.2)分析,可判断底泥施用是农田土壤 Ni、Zn、As、Cr 和 Hg 含量过高的原因。土壤 Co、Cu 和 Sn 间,以及它们与高出对照的 Ni、Zn、Cr 之间也存在明显的相关关系,但 Co、Cu 和 Sn 与土壤有机质、有效硫和 pH 值间的相关性均不显著。这说明,Co、Cu 和 Sn 来源相对单一并可能受人类活动和农田管理方式影响(如土层深度、氧化还原条件等,见 2.2)。总体而言,各重金属元素与电导率间的相关性不明显,但土壤盐分含量较高也可能是影响作物生长的因素。

根据重金属间的 Pearson 相关性采用最远邻元素法进行聚类分析(图 1)。8 种高出对照的元素可分为 3 类:Zn、Cr、Ni、As;Co、Sn、Cu;Hg。由图 1 还可知,这 3 类重金属又可合并为一个大类,以区分其他未高出对照的 Pb 和 Cd,表明这些元素均由底泥施用引起,同时也支持了它们之间存在的相关性。主成分分析可通过降维将多个变量用少数相互独立的综合因子表征,各综合因子能很好地反映变量的主要信息。对施用底泥的农田土壤中 11 个重金属指标进行主成分分析,特征值大于 1 的主成分共 3 个,其累积贡献率达 94.62%(表 4),表明提取这 3 个主成分能够解释重金

表 2 各处理土壤样品重金属含量  
Table 2 Soil heavy metal contents of the treatments

| 深度<br>Depth/cm | 处理<br>Treatments | Co/<br>mg·kg <sup>-1</sup> | Cu/<br>mg·kg <sup>-1</sup> | Mn/<br>mg·kg <sup>-1</sup> | Ni/<br>mg·kg <sup>-1</sup> | Pb/<br>mg·kg <sup>-1</sup> | Zn/<br>mg·kg <sup>-1</sup> | As/<br>μg·kg <sup>-1</sup> | Cd/<br>μg·kg <sup>-1</sup> | Cr/<br>μg·kg <sup>-1</sup> | Hg/<br>μg·kg <sup>-1</sup> | Sn/<br>μg·kg <sup>-1</sup> |
|----------------|------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| 0~15           | PS               | 1.01e                      | 87.33e                     | 41.10e                     | 233.33d                    | 0.16a                      | 54.13e                     | 7.10d                      | 24.33a                     | 42.33c                     | 0.23e                      | 1.32ef                     |
|                | PCK              | 0.38b                      | 30.33ab                    | 30.77bc                    | 68.33b                     | 0.27bc                     | 21.67c                     | 1.43b                      | 82.00b                     | 7.33a                      | 0.16b                      | 1.17ef                     |
|                | DS               | 0.09a                      | 21.33a                     | 11.20a                     | 218.00d                    | 0.36c                      | 32.9d                      | 11.62e                     | 21.67a                     | 23.33b                     | 0.16b                      | 0.40b                      |
|                | DCK              | 0.05a                      | 25.00a                     | 22.90ab                    | 15.67a                     | 0.56d                      | 14.4ab                     | 1.36b                      | 81.33b                     | 5.33a                      | 0.15ab                     | 0.37b                      |
| 15~25          | PS               | 0.81e                      | 47.00b                     | 27.57bc                    | 131.33c                    | 0.20ab                     | 32.03d                     | 3.30c                      | 95.33b                     | 17.67b                     | 0.28d                      | 1.38f                      |
|                | PCK              | 0.59b                      | 22.33a                     | 29.93bc                    | 61.00b                     | 0.20ab                     | 19.30bc                    | 0.60a                      | 65.33b                     | 6.67a                      | 0.18b                      | 0.77c                      |
|                | DS               | 0.55b                      | 25.00a                     | 30.33bc                    | 228.67d                    | 0.22ab                     | 46.03e                     | 6.39d                      | 80.67b                     | 38.33c                     | 0.34e                      | 1.13de                     |
|                | DCK              | 0.12a                      | 10.67a                     | 35.83bc                    | 7.00a                      | 0.6d                       | 11.33a                     | 0.35a                      | 80.33b                     | 2.67a                      | 0.11a                      | 0.13a                      |

表 3 土壤各指标间的相关系数(n=24)

|                              | Co       | Cu       | Mn     | Ni       | Pb       | Zn       | As       | Cd      | Cr       | Hg      | Sn     |
|------------------------------|----------|----------|--------|----------|----------|----------|----------|---------|----------|---------|--------|
| Cu                           | 0.785**  |          |        |          |          |          |          |         |          |         |        |
| Mn                           | 0.468*   | 0.397    |        |          |          |          |          |         |          |         |        |
| Ni                           | 0.479*   | 0.516**  | -0.092 |          |          |          |          |         |          |         |        |
| Pb                           | -0.827** | -0.561** | -0.150 | -0.621** |          |          |          |         |          |         |        |
| Zn                           | 0.690**  | 0.689**  | 0.180  | 0.912**  | -0.684** |          |          |         |          |         |        |
| As                           | 0.096    | 0.267    | -0.344 | 0.855**  | -0.284   | 0.703**  |          |         |          |         |        |
| Cd                           | -0.103   | -0.359   | 0.152  | -0.555** | 0.196    | -0.467*  | -0.701** |         |          |         |        |
| Cr                           | 0.584**  | 0.621**  | 0.176  | 0.927**  | -0.579** | 0.962**  | 0.725**  | -0.491* |          |         |        |
| Hg                           | 0.640**  | 0.338    | 0.147  | 0.631**  | -0.660** | 0.721**  | 0.321    | 0.129   | 0.692**  |         |        |
| Sn                           | 0.844**  | 0.655**  | 0.330  | 0.502*   | -0.848** | 0.660**  | 0.121    | 0.056   | 0.552**  | 0.726** |        |
| 有机质<br>Organic matter        | 0.288    | 0.265    | -0.243 | 0.867**  | -0.507*  | 0.730**  | 0.847**  | -0.400  | 0.776**  | 0.626** | 0.353  |
| 有效硫<br>Available sulfur      | 0.019    | -0.003   | -0.313 | 0.768**  | -0.210   | 0.619**  | 0.779**  | -0.266  | 0.692**  | 0.571** | 0.105  |
| 电导率<br>Electric conductivity | -0.352   | -0.395   | -0.169 | 0.360    | 0.280    | 0.204    | 0.454*   | -0.089  | 0.338    | 0.220   | -0.328 |
| pH                           | -0.390   | -0.365   | 0.202  | -0.872** | 0.598**  | -0.722** | -0.854** | 0.642** | -0.696** | -0.380  | -0.351 |

注：\* 在 0.05 水平显著相关；\*\* 在 0.01 水平显著相关。  
Note：\* means significant correlation between parameters at 0.05 level；\*\* means significant correlation between parameters at 0.01 level.

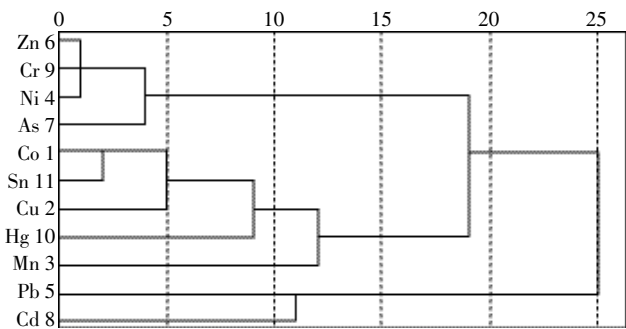


图 1 土壤重金属聚类分析树状图

Figure 1 Dendrogram based on cluster analysis of soil heavy metals

表 4 主成分分析特征值及其贡献率

| 主成分 | 特征值   | 贡献率/% | 累积贡献率/% |
|-----|-------|-------|---------|
| 1   | 7.200 | 60.00 | 60.00   |
| 2   | 2.569 | 21.41 | 81.41   |
| 3   | 1.585 | 13.21 | 94.62   |

属元素的绝大部分信息。前 3 个主成分的因子载荷量(表 5)显示:Co、Cu、Ni、Zn、As、Cr、Hg 和 Sn 均在主成分 1 中占有较大载荷;Zn、As 和 Cr 在主成分 2 中占有较大载荷;Hg 在主成分 3 中占有较大载荷。一种元素在主成分中的载荷(绝对值)越大,表明这一主成分对该元素的解释越充分。结合重金属元素含量的分析,农田土壤中高出对照的 Zn、As 和 Cr 在主成分 1 和 2 中均有较大载荷,而 Ni 仅在主成分 1 中有较大载荷;Co、Cu 和 Sn 只在主成分 1 有较大载荷,而 Hg 在主成分 1 和主成分 3 中均有较大载荷。同一类元素在性质上具有相似性<sup>[7]</sup>,因而可推断 Zn、As、Cr 和 Hg 虽源于底泥,但还受其他因素(如环境、耕作管理等)影响。

3 讨论

实地调查发现,试点河流上游沿岸开设的灯泡厂(现已搬离)和蔬菜腌制品加工厂是造成河流污染

表 5 前 3 个主成分(PC)载荷量(n=12)

| 主成分 | Co     | Cu    | Mn     | Ni    | Pb     | Zn    | As     | Cd     | Cr    | Hg     | Sn     |
|-----|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|--------|-------|--------|--------|
| 1   | 0.903  | 0.727 | 0.904  | 0.938 | -0.942 | 0.678 | -0.718 | 0.382  | 0.572 | 0.680  | 0.910  |
| 2   | -0.045 | 0.192 | 0.223  | 0.186 | 0.057  | 0.693 | 0.660  | -0.853 | 0.748 | -0.397 | -0.288 |
| 3   | -0.385 | 0.592 | -0.164 | 0.230 | 0.185  | 0.090 | 0.079  | 0.335  | 0.272 | 0.554  | -0.175 |

的主要源头,其中灯泡厂也是含硫化物、Cr、Zn 等的污染源。农田土壤酸化严重,土壤有效硫增加,表明底泥中存在较严重的硫污染,这在其他研究中亦有报道<sup>[14,18]</sup>。有效硫含量高是土壤严重酸化的主因<sup>[18]</sup>,而土壤酸度是土壤重金属最重要的影响因素<sup>[19]</sup>,较低的 pH 值和较高的硫含量直接和间接地影响了作物生长,这也解释了土壤 pH 值和有效硫与大部分重金属间存在显著的相关性。土壤有机质带负电荷的基团可吸附有效态的重金属阳离子,减少重金属流失,有利于 DTPA 浸提率<sup>[19-20]</sup>,因而有机质与含量较高的重金属元素间存在明显的相关性(表 2 和表 3)。换言之,底泥虽然能增加土壤有机质含量,但对于重金属污染严重的河湖底泥农用需谨慎。土壤中过量的硫在短时间能与重金属结合为稳定态,这对 DTPA 提取效率有一定负面影响<sup>[21]</sup>;但随着时间延长及耕作方式的影响,土壤中的稳定态重金属可能随着硫氧化而释放出来,从而对土壤和作物产生潜在的威胁,下一步的治理措施需对此予以考虑。此外,土壤盐分含量升高也可能影响作物种子萌芽和苗期生长<sup>[22]</sup>,特别对旱地土壤而言,该区地下水位仅 1 m 左右,干湿交替条件下,很可能会因土壤表面的蒸腾和毛细作用而加重盐分在表层土壤的聚集。

农田附近没有矿山等重金属污染源,底泥是重金属的唯一来源,因而主成分分析的主成分 1(Co、Cu、Ni、Zn、As、Cr、Hg 和 Sn)代表了底泥污染源。研究区域气候干湿交替,容易造成金属硫化物分解,从而  $\text{SO}_4^{2-}$  和 Zn 进入溶液<sup>[7]</sup>,而在亚热带的水田中,酸性条件下 Zn 具有较高的可溶性;Cr 有效态也易受酸性和通气条件的影响;水田土壤 pH 值高于旱地土壤条件下,As 可溶性会增大<sup>[13]</sup>,水田中 As 移动性较强、易流失。这也表明,主成分 2(Zn、As 和 Cr)代表了土壤环境因素。Hg 挥发性较强,因而土壤中含量较高的 Hg 的 DTPA 有效态可判定来自人类活动(机动车尾气、施肥等),换言之,主成分 3 代表了管理因素。有效态浓度较高时,土壤 Ni、Hg、Cr、Zn、As、Cu 等元素对作物种子萌发及幼苗生长有重要负面影响<sup>[5]</sup>。需要注意的是,土壤重金属有效含量对种子萌发和作物生长的影响并非绝对,因为浓度高时会抑制,浓度低时则不能<sup>[23]</sup>。因此,就 DTPA 有效态的土壤重金属影响作物生长的浓度阈值需进一步探讨。

有研究指出,旱地改水田可降低土壤还原态硫的氧化程度并减缓土壤酸化速度<sup>[18]</sup>,因而水田中由硫引起的土壤酸化经过晒垡-淋洗交替过程应能得到不同

程度的缓解。另有研究显示,稻田排水后土壤的还原条件变为氧化条件,土壤金属硫化物分解导致金属离子进入土壤<sup>[7]</sup>,但这一现象在本研究中并未观察到,即大部分土壤重金属含量在旱地并不比在水田土壤高(仅 As 在两土层均表现为旱地高于水田;表 2)。这可能与土壤重金属总量较高有关。总之,底泥疏浚是污染河湖治理的有效措施,河湖底泥农用须着重考虑底泥中重金属等污染物对土壤和作物的威胁。把传统的耕作文化与现代科学方法结合,对河湖疏浚底泥资源化利用应大有可为。

## 4 结论

底泥施用导致土壤 pH 值显著下降、一些重金属的 DTPA 提取态浓度陡然增加,是研究区试点农田作物死苗和不长苗的主要原因。其中, Ni、Zn、As 和 Cr 含量升高很明显, Co、Cu、Hg 和 Sn 含量也有显著增加。底泥施用使农田土壤盐分含量升高也可能抑制作物生长。底泥农用能增加土壤有机质含量,但这一措施在一些有潜在工业污染的区域要十分慎重,施用前必须进行环境安全监测分析和评估。

## 参考文献:

- [1] Albiach R, Canet R, Pomares F, et al. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years[J]. *Biore-source Technology*, 2001, 77(2): 109-114.
- [2] Coelho H A, Grassi Filho H, Romeiro J C T, et al. Agronomic performance of sewage sludge as a source of nitrogen in banana plant[J]. *Revista Agraria*, 2011, 4(13): 172-181.
- [3] Mosquera-Losada M R, Muñoz-Ferreiro N, Rigueiro-Rodríguez A. Agronomic characterisation of different types of sewage sludge: Policy implications[J]. *Waste Management*, 2010, 30(3): 492-503.
- [4] Muchuweti M, Birkett J W, Chinyanga E, et al. Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: Implications for human health[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2006, 112(1): 41-48.
- [5] Niu H, Li S, Shen J, et al. Characteristics of heavy metal accumulation on fly ash- and sewage sludge-amended calcareous soil[J]. *Chinese Journal of Geochemistry*, 2012, 31(2): 181-186.
- [6] Gambrell R P, Wiesepe J B, Patrick W H, et al. The effects of pH, redox, and salinity on metal release from a contaminated sediment[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1991, 57-58(1): 359-367.
- [7] de Livera J, McLaughlin M J, Hettiarachchi G M, et al. Cadmium solubility in paddy soils: Effects of soil oxidation, metal sulfides and competitive ions[J]. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(8): 1489-1497.
- [8] Zhou J M, Dang Z, Cai M F, et al. Soil heavy metal pollution around the

- Dabaoshan mine, Guangdong Province, China [J]. *Pedosphere*, 2007, 17(5):588-594.
- [9] 何忠俊, 梁社往, 洪常青, 等. 土壤环境质量标准研究现状及展望[J]. 云南农业大学学报, 2004, 19(6):700-704.
- HE Zhong-jun, LIANG She-wang, HONG Chang-qing, et al. Advance in the research on soil environmental quality standard in China and its prospect[J]. *Journal of Yunnan Agricultural University*, 2004, 19(6):700-704.
- [10] Ramachandran V, D'Souza T J. Plant uptake of cadmium, zinc, and manganese in soils amended with sewage sludge and city compost[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1998, 61(3):347-354.
- [11] 李永涛, 刘科学, 张 池, 等. 广东大宝山区重金属污染水田土壤的 Cu Pb Zn Cd 全量与 DTPA 浸提态含量的相互关系研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(6):1110-1114.
- LI Yong-tao, LIU Ke-xue, ZHANG Chi, et al. Relationships between total and DTPA extractable contents of Cu, Pb, Zn, Cd in trace metal-contaminated paddy soils of Dabaoshan, Guangdong[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2004, 23(6):1110-1114.
- [12] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000:12-14, 87-88, 107-108, 199-200.
- LU Ru-kun. Methods of soil and agricultural chemistry[M]. Beijing: China Agriculture Science and Technology Press, 2000:12-14, 87-88, 107-108, 199-200.
- [13] 杨 刚, 沈 飞, 钟贵江, 等. 西南山地铅锌矿区耕地土壤谷类产品重金属含量及健康风险评价[J]. 环境科学学报, 2011, 3(9):2014-2021.
- YANG Gang, SHEN Fei, ZHONG Gui-jiang, et al. Concentration and health risk of heavy metals in crops and soils in a zinc-lead mining area in southwest mountainous regions[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 3(9):2014-2021.
- [14] 李永涛, Becquer T, Quantin C, 等. 酸性矿山废水污染的水稻田土壤中重金属的微生物学效应[J]. 生态学报, 2004, 24(11):2430-2436.
- LI Yong-tao, Becquer T, Quantin C, et al. Effects of heavy metals on microbial biomass and activity in subtropical paddy soil contaminated by acid mine drainage[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(11):2430-2436.
- [15] Rodríguez Martín J A, Arias M L, Grau Corbí J M. Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain): Application of the multivariate geostatistical methods to study spatial variations[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 144(3):1001-1012.
- [16] 张 菊, 陈诗越, 邓焕广, 等. 山东省部分水岸带土壤重金属含量及污染评价[J]. 生态学报, 2012, 32(10):3144-3153.
- ZHANG Ju, CHEN Shi-yue, DENG Huan-guang, et al. Heavy metal concentrations and pollution assessment of riparian soils in Shandong Province[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(10):3144-3153.
- [17] Berg T, Røyset O, Steinnes E, et al. Atmospheric trace element deposition: Principal component analysis of ICP-MS data from moss samples [J]. *Environmental Pollution*, 1995, 88(1):67-77.
- [18] 王莉霞, 陈同斌, 宋 波, 等. 广西环江流域硫污染农田的土壤酸化与酸性土壤分布[J]. 地理学报, 2008, 63(11):1179-1188.
- WANG Li-xia, CHEN Tong-bin, SONG Bo, et al. Spatial distribution of acid soils in the Huanjiang River Valley, Guangxi[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2008, 63(11):1179-1188.
- [19] Baker D E. Heavy metals in soils[M]. New York: John Wiley, 1990:151-175.
- [20] Krishnamurti G S R. Speciation of heavy metals: An approach for remediation of contaminated soils in remediation engineering of contaminated soils[M]. New York: Marcel Dekker, 2000:693-713.
- [21] Morse J W, Luther III G W. Chemical influences on trace metal-sulfide interactions in anoxic sediments[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1999, 63(19-20):3373-3378.
- [22] 商学芳, 董树亭, 郑世英, 等. 玉米种子萌发过程中  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  和  $\text{Ca}^{2+}$  含量变化与耐盐性的关系[J]. 作物学报, 2008, 34(2):333-336.
- SHANG Xue-fang, DONG Shu-ting, ZHENG Shi-ying, et al. Relationship between changes of  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ , and  $\text{Ca}^{2+}$  contents during seed germination and salt tolerance in maize[J]. *Acta Agronomica Sinica*, 2008, 34(2):333-336.
- [23] 莫测辉, 吴启堂, 周友平, 等. 城市污泥对作物种子发芽及幼苗生长影响的初步研究[J]. 应用生态学报, 1997, 8(6):645-649.
- MO Ce-hui, WU Qi-tang, ZHOU You-ping, et al. A preliminary study on the effect of municipal sludge on crop seed germination and seedling growth[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1997, 8(6):645-649.