

# 苏南村镇河道疏浚底泥农用对水稻生长、产量及品质的影响<sup>①</sup>

薄录吉<sup>1,2</sup>, 王德建<sup>1\*</sup>, 冉景<sup>1,2</sup>, 郑继成<sup>1,2</sup>

(1 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘要:** 随着人们对农村环境污染的重视以及农村河道底泥疏浚工程的不断增加, 疏浚底泥的处置也成为日益严峻的问题。本研究以江苏省常熟市辛庄镇河道疏浚底泥为研究对象, 通过盆栽试验研究了4种底泥农用对水稻生长、产量及品质的影响。结果表明, 底泥种植的水稻株高、穗数、生物量和籽粒产量均低于普通土壤, 水稻生物量、产量与底泥碱解氮含量呈显著正相关(0.585<sup>\*</sup>、0.556<sup>\*</sup>), 与底泥可溶性盐含量呈极显著负相关(-0.914<sup>\*\*</sup>、-0.897<sup>\*\*</sup>), 与底泥 Eh 呈极显著正相关(0.887<sup>\*\*</sup>、0.857<sup>\*\*</sup>)。通径分析表明, 底泥可溶性盐和 Eh 是影响水稻生长和产量的主要限制因子。稻米重金属平均富集因子顺序为 Zn(0.23) > Cu(0.09) = Cd(0.09) > Cr(0.005) > Ni(0.0025) > Pb(0.0017), 逐步回归分析表明稻米重金属的积累与土壤有效态重金属、pH 和有机质有关。稻米单一重金属目标风险系数值均小于 1, 其顺序为: Cu > Zn > Cd > Pb > Ni > Cr, 而稻米重金属复合目标风险系数值大于 1, 表明食用该类底泥栽种的稻米可能存在潜在健康风险, 并且成人食用稻米的重金属复合目标风险系数值高于儿童。

**关键词:** 底泥; 水稻; 重金属; 风险评价

**中图分类号:** X705

河道底泥是黏土、泥沙、有机质及各种矿物的混合物在水体传输的作用下, 经过长期的物理、化学及生物的共同作用后, 沉积于水体底部而形成的疏松状、富含有机质、营养盐及多种污染物的灰黑色淤泥<sup>[1]</sup>。底泥中积累的营养盐和污染物在适当条件下会重新释放, 成为影响和制约水质的主要二次污染源<sup>[2-4]</sup>。并且, 随着底泥的增加, 河道水体深度会逐渐下降, 这不仅影响了农村居住水体环境的质量, 也影响了农田排涝灌溉、水产养殖及航运等<sup>[5]</sup>。因此, 多河道分布地区特别是农村河道地区迫切需要治理水环境, 定时实施河道清淤。2002年以来, 江苏省做出了加快实施县乡河道疏浚整治工程的决策, 全省农村河道疏浚整治成效逐渐显现, 如海门、金坛、张家港等地<sup>[7-9]</sup>。“十一五”以来, 经过连续的疏浚治理, 农村河道排水灌溉能力明显增强, 水质明显改善, 村容村貌明显改观, 农村生产生活条件和农民的生存质量得到了显著提高。

实践证明, 清淤是延长河道寿命, 减少环境污染和提高河水水质的重要措施<sup>[6]</sup>, 但清淤使得河道在得到治理的同时, 也堆积出大量淤泥。以金坛市为例<sup>[9]</sup>, 2003—2007年, 共实施了两次河塘清淤, 清淤土方达

290.04万m<sup>3</sup>, 这些底泥不仅占用大量土地, 而且还极易被雨水冲刷产生二次污染。在倡导环境保护与农业可持续发展的今天, 合理、恰当地解决清淤底泥的资源化利用问题将具有重要而深远的意义。近年来, 许多研究者提出了将底泥应用于农田, 这的确适合我国人多地少的国情<sup>[10]</sup>, 也为解决清淤底泥提供了一种有效的途径, 它不仅充分利用了底泥中所含的丰富养分, 同时也避免资源的浪费以及堆放可能产生的二次污染和土地占用问题, 但底泥直接投放农田后可能会释放重金属、有机物等有毒物质, 对作物的产量和品质产生一定影响<sup>[11-12]</sup>。因此, 本研究通过对比底泥与土壤的理化性质及污染物成分, 分析疏浚底泥农用对水稻生长、产量和品质的影响, 来评价底泥农用的可行性, 为底泥资源化利用提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

试验所用底泥为江苏省常熟市辛庄镇河道疏浚底泥, 其地理坐标分别为: 1<sup>#</sup>底泥(31°32'117"N, 120°41'028"E)、2<sup>#</sup>底泥(31°31'791"N, 120°39'926"E)、3<sup>#</sup>底泥(31°33'109"N, 120°37'026"E)、4<sup>#</sup>底泥(31°33'555"N,

基金项目: “十二五”国家科技支撑项目(2012BAJ24B06)资助。

\* 通讯作者(djwang@issas.ac.cn)

作者简介: 薄录吉(1985—), 男, 山东临沂人, 博士研究生, 研究方向为污染生态过程与防治技术。E-mail: ljbo@issas.ac.cn

120°37'561"E), 试验所用对照土壤为当地种植草坪土壤。采集的底泥和土壤, 经风干, 过 2 mm 筛后备用。

### 1.2 试验方法

为了明确河道疏浚底泥农用的安全性和可行性, 本研究设计了 4 个不同位点的底泥与对照土壤 5 个处理的比较试验, 每个处理 3 次重复。将过筛后的底泥及土壤分别装入直径为 25 cm 的塑料桶中, 每桶装入 4 kg, 于 2012 年 7 月 17 日在温室中进行水稻盆栽试验, 每桶移栽 2 穴 4 棵秧苗, 水稻于 10 月 31 号收获, 在水稻的整个生长期没有补施任何肥料。收获后测定水稻穗数、生物量、籽粒产量, 水稻根、茎及籽粒重金属含量以及一些底泥和土壤的常规指标。

### 1.3 分析方法

土壤基本理化性质分析参照《土壤农业化学分析方法》<sup>[13]</sup>。pH 测定采用电位法; Eh 测定采用复合电极法; 可溶性盐含量测定采用电导法; 有机质含量测定采用重铬酸钾容量法; 碱解氮含量测定采用碱解扩散法; 速效磷含量测定采用 NaHCO<sub>3</sub> 浸提、全磷采用 HF-HClO<sub>4</sub> 消解, 钼锑抗比色法; 速效钾含量测定采用醋酸氨浸提、全钾采用 HF-HClO<sub>4</sub> 消解, 火焰光度法。籽粒全氮采用浓 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 消化, 凯氏蒸馏定氮法测定; 土壤重金属(Cu、Pb、Zn、Cd、Ni、Cr) 采用 HF-HClO<sub>4</sub>-HNO<sub>3</sub> 消解, 籽粒重金属采用 HNO<sub>3</sub> 消解, 土壤有效态重金属采用 DTPA 提取, 原子吸收光谱仪测定。

### 1.4 生物富集因子

生物富集因子(bioconcentration factor, BCF)是指农作物可食部位重金属含量与土壤重金属含量的比值, 即: 生物富集因子=农作物可食部位重金属含量(mg/kg)/土壤重金属总量(mg/kg), 可大致反映出农作物对重金属的吸收和富集情况<sup>[14]</sup>。

### 1.5 目标危害系数

目标危害系数(the target hazard quotient, THQ)是美国环保部(USEPA)于 2000 年建立的一种评价人群健康风险的方法, 可同时评价单一污染物和多种污

染物复合暴露的健康风险<sup>[15]</sup>。该方法假定污染物吸收剂量等于摄入剂量, 以测定的污染物人体摄入量与参考剂量的比值作为评价标准, 如果该值<1, 则说明暴露人群没有明显的健康风险, 反之, 则存在健康风险, 计算公式如下<sup>[15]</sup>:

单一重金属目标危害系数:

$$THQ = \frac{E_F \times E_D \times F_{IR} \times C}{RfD \times BW \times AT} \quad (1)$$

重金属复合目标风险系数:

$$TTHQ = \sum_{i=1}^6 THQ \quad (2)$$

式中:  $E_F$  指暴露频率(365 d/a);  $E_D$  指暴露持续时间(70 a);  $F_{IR}$  指 1 天稻米摄入量(g/d), 成人每天摄入 389.2 g, 儿童每天摄入 198.4 g;  $C$  指稻米重金属含量(mg/kg);  $BW$  指人体体重(kg), 成人体重 55.9 kg, 儿童 32.7 kg;  $AT$  指非致癌性平均暴露时间(25 550 d);  $RfD$  指参考摄入量( $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ ), Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的参考摄入量分别为 1、1 500、40、20、3.5 和 300  $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ <sup>[16]</sup>。

### 1.6 数据计算与分析

数据计算和分析采用 Microsoft Excel 2007 和 SPSS 13.0。

## 2 结果与分析

### 2.1 底泥的养分特征及污染特征

表 1 是 1<sup>#</sup>~4<sup>#</sup>底泥及土壤的基本理化性质。底泥黏粒和粉砂粒含量较高, 干旱时容易发生板结, 不适宜种植旱地作物, 可种植根部具有发达通气组织的水稻。底泥可溶性盐总量均高于土壤可溶性盐总量。有研究表明, 当土壤可溶性盐含量小于 1 000 mg/kg 时, 对大多数作物生长是没有影响<sup>[13]</sup>, 但不同作物对盐分的耐受程度不同, 所以土壤盐分对作物生长的影响有待进一步研究。不同底泥有机质、全氮、速效钾、速效氮含量变化幅度较大, 全磷(2<sup>#</sup>底泥除外)含量与土壤大致相当; 速效磷含量均高于土壤, 其中 2<sup>#</sup>底泥速效磷含量最高, 如果处理不当, 有产生磷流失而污染水体的风险。

表 1 底泥与土壤基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of sediments and soils

样品	pH	可溶性盐 (mg/kg)	碱解氮 (mg/kg)	速效磷 (mg/kg)	速效钾 (mg/kg)	全氮 (g/kg)	全磷 (g/kg)	全钾 (g/kg)	有机质 (g/kg)	黏粒 (g/kg)	粉砂 (g/kg)	砂粒 (g/kg)
土壤	6.8	80	158	22.6	142	1.71	0.79	19.8	26.8	289	437	274
1 <sup>#</sup> 底泥	6.9	241	56	32.6	195	0.99	0.91	19.2	18.5	315	452	233
2 <sup>#</sup> 底泥	7.0	262	92	117.0	95	1.39	3.29	18.7	22.9	304	443	253
3 <sup>#</sup> 底泥	6.5	155	152	29.9	280	2.21	0.83	18.1	38.1	336	447	217
4 <sup>#</sup> 底泥	6.3	165	134	27.0	212	1.54	0.72	18.4	26.1	308	409	283

表 2 底泥和土壤的重金属含量(mg/kg)  
Table 2 Contents of heavy metals in sediments and soils

样品	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn
土壤	0.3	40.8	104.2	48.9	38.1	104.7
1#底泥	0.1	31.2	89.1	43.0	31.0	86.2
2#底泥	1.5	51.0	138.1	149.6	36.5	115.5
3#底泥	0.2	41.7	101.3	43.3	45.1	117.9
4#底泥	0.1	38.8	98.5	45.2	39.1	100.7
土壤环境二级质量标准	0.3	100	300	50	300	250

底泥与土壤的重金属含量如表 2 所示,按照《农用污泥中污染物控制标准》,底泥中重金属含量均符合农田应用标准。此外,根据《土壤环境质量标准》及《无公害水稻产地土壤标准》,除 2#底泥的 Cd、Ni 超出二级土壤质量标准及无公害水稻产地土壤环境质量要求外,其他重金属含量均在安全标准范围以内,符合农田利用土壤标准。

## 2.2 底泥农用对水稻生长及产量的影响

使用河道疏浚底泥种植的水稻,无论从株高、穗数、籽粒数,还是地上部分生物量及根部生物量均显著低于土壤处理(表 3)。这可能是因为,土壤经长期耕作熟化,养分比较协调,可溶性盐含量适中,有利于水稻生长,而底泥因长期沉积于河流底部,一方面因长期与氧气接触少而使得底泥中很多物质通常处于还原状态,还原性物质如  $Mn^{2+}$ 、 $Fe^{2+}$ 、 $H_2S$  等会对水稻根系产生毒害作用,进而影响水稻根系生长及养分吸

收<sup>[17-18]</sup>;另一方面可能因为水体中的可溶性盐通过各种物理化学作用沉积到底泥中,增加了底泥的可溶性盐含量,抑制水稻的生长。除此之外,不同底泥处理之间水稻生长及产量指标差异也较为明显。为了深入阐明引起这种差异的原因,本研究首先对水稻生长、产量等指标与底泥养分含量、可溶性盐含量、pH 及 Eh 进行了相关性分析,结果表明水稻的生长和产量指标与碱解氮、可溶性盐含量和 Eh 呈显著或者极显著相关,而与其他指标相关性较差(表 4),这说明碱解氮、可溶性盐和 Eh 可能是影响水稻生长产量的主要因素。

为了进一步揭示底泥养分、可溶性盐及 Eh 对水稻生长和产量的影响,本研究对所选指标进行了曲线回归分析,选用二次回归方程(图 1)。从方程的决定系数来看,可溶性盐和 Eh 分别与水稻产量、生物量具有较高的拟合度,进一步明确了底泥可溶性盐和 Eh 是影响水稻生长的限制因素。

表 3 水稻生长及产量指标  
Table 3 Indicators of rice growth and yield

处理	株高 (cm)	穗数 (个/盆)	籽粒数 (个/盆)	根重 (g/盆)	生物量 (g/盆)	籽粒产量 (g/盆)
土壤	80.7 a	15.3 a	1388.7 a	8.0 a	71.2 a	36.9 a
1#底泥	74.3 b	4.0 e	288.7 d	2.3 c	18.2 e	7.6 e
2#底泥	75.0 b	5.7 d	422.3 c	3.5 c	24.9 d	11.4 d
3#底泥	74.0 b	10.7 c	701.7 b	6.3 b	38.5 c	17.7 c
4#底泥	73.3 b	12.7 b	821 b	5.6 b	44.1 b	20.9 b

注:同列不同字母表示处理间差异在  $P < 0.05$  水平显著,下同。

表 4 水稻生长、产量等指标与底泥养分含量、pH 及 Eh 的关系  
Table 4 Correlations among indicators of rice growth, yield, quality and nutrient contents, soluble salts of sediments

	全氮	全磷	全钾	碱解氮	速效磷	速效钾	可溶性盐	pH	Eh
株高	0.055	-0.083	0.586*	0.202	-0.095	-0.544*	-0.436	0.313	0.321
生物量	0.477	-0.430	0.390	0.585*	-0.490	-0.481	-0.914**	-0.067	0.887**
穗数	0.616*	-0.515*	0.200	0.671**	-0.600*	-0.315	-0.946**	-0.298	0.973**
籽粒产量	0.440	-0.406	0.425	0.556*	-0.461	-0.509	-0.897**	-0.030	0.857**
根系重	0.730**	-0.424	0.100	0.785**	-0.530*	-0.251	-0.896**	-0.432	0.927**
稻粒数	0.464	-0.431	0.414	0.574*	-0.493	-0.483	-0.910**	-0.052	0.865**

注:\*表示在  $P < 0.05$  水平显著相关;\*\*表示在  $P < 0.01$  水平极显著相关。

表 5 底泥碱解氮、可溶性盐及 Eh 对水稻生物量、产量的直接相关和间接相关  
Table 5 Direct and indirect effects of alkali-hydrolyzable nitrogen, soluble salts and Eh of sediments on yield and biomass of rice

底泥特征指标	水稻生物量				水稻产量			
	简单相关系数	通径分析			简单相关系数	通径分析		
		碱解氮	可溶性盐	Eh		碱解氮	可溶性盐	Eh
碱解氮	0.585*	-0.085	0.449	0.221	0.556*	-0.101	0.512*	0.145
可溶性盐	-0.914**	0.056	-0.667**	-0.294	-0.897**	0.067	-0.771**	-0.193
Eh	0.887**	-0.059	0.634*	0.314	0.857**	-0.071	0.722**	0.206

注：下划线表示直接相关系数。

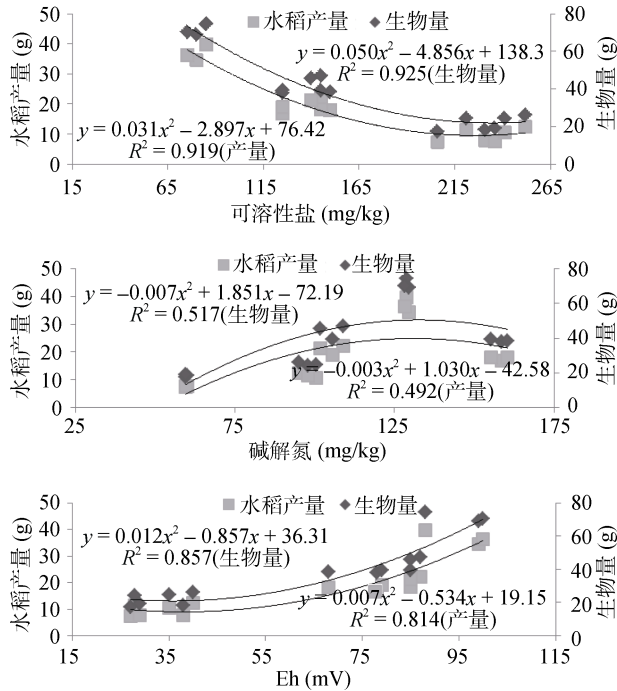


图 1 水稻产量、生物量与底泥碱解氮、可溶性盐及 Eh 的回归方程关系图

Fig. 1 Estimation models of yield, biomass of rice and alkali-hydrolyzable nitrogen, soluble salts and Eh of sediments

为此，假设：可溶性盐和 Eh 主要是通过抑制水稻根系对养分的吸收从而影响水稻的生长。我们采用通径分析来验证这一假设(表 5)。通径分析可以把简单相关系数进一步分为 1 个直接相关系数和 2 个间接相关系数。结果表明，可溶性盐和 Eh 对水稻生物量直接相关系数的绝对值分别为 0.667 和 0.314，对水稻产量直接相关系数的绝对值分别为 0.771 和 0.206，

均大于碱解氮对水稻生物量和产量直接相关系数的绝对值(分别为 0.085 和 0.101)，说明可溶性盐和 Eh 对水稻生长的直接影响大于碱解氮对水稻生长的影响。此外，碱解氮对水稻生物量的间接相关系数(通过可溶性盐和 Eh，分别为 0.449 和 0.221)大于碱解氮对水稻生物量的直接相关系数(-0.085)，碱解氮对水稻产量的间接相关系数(通过可溶性盐和 Eh，分别为 0.512 和 0.145)大于碱解氮对水稻产量的直接相关系数(-0.101)，说明碱解氮对水稻生长的影响主要来自可溶性盐和 Eh 的双重作用，并且可溶性盐对水稻生长的影响大于 Eh 对水稻生长的影响。

针对可溶性盐含量较高的底泥或者污泥，在其农用过程中可以通过调整底泥用量<sup>[19]</sup>或者添加砂性土壤、作物秸秆<sup>[12]</sup>等措施降低可溶性盐对作物的影响。Diaz 和 Darmody<sup>[19]</sup>研究表明，当污泥用量在 50%以下时，可降低可溶性盐含量对菜豆的影响；苏德纯等<sup>[12]</sup>研究表明，疏浚底泥经过加入砂质土壤、玉米秸秆处理材料后，成为了适合植物生长的介质。由此可见，通过相应的措施可以改变底泥可溶性盐，进而使其成为适宜作物生长的基质，这也为底泥农业资源化利用提供了空间。

### 2.3 底泥农用对稻米重金属积累的影响

2.3.1 底泥农用对稻米重金属富集能力的影响 表 6 列出了不同底泥农用下稻米重金属富集因子。1<sup>#</sup>底泥处理稻米重金属富集因子与对照土壤处理稻米重金属富集因子差异显著，其他底泥(2<sup>#</sup>、3<sup>#</sup>和 4<sup>#</sup>)处理稻米富集因子与对照土壤处理稻米富集因子无明显差

表 6 重金属在土壤-稻米体系中的富集因子  
Table 6 Mean bioconcentration factors of heavy metals on the basis of soil total metals from soil to rice

处理	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
土壤	0.06 b	0.006 ab	0.10 b	0.003 ab	0.002 b	0.22 bc
1 <sup>#</sup> 底泥	0.20 a	0.004 c	0.13 a	0.004 a	0.002 a	0.30 a
2 <sup>#</sup> 底泥	0.08 b	0.004 bc	0.08 c	0.002 c	0.002 a	0.23 b
3 <sup>#</sup> 底泥	0.05 b	0.006 a	0.07 c	0.003 ab	0.001 b	0.17 c
4 <sup>#</sup> 底泥	0.06 b	0.004 c	0.07 c	0.002 bc	0.002 b	0.21 bc
平均	0.09	0.005	0.09	0.002 5	0.001 7	0.23

异, 稻米重金属平均富集因子顺序为  $Zn(0.23) > Cu(0.09) = Cd(0.09) > Cr(0.005) > Ni(0.0025) > Pb(0.0017)$ , 这与蔬菜对重金属的富集顺序有一定的差异<sup>[23]</sup>。

**2.3.2 稻米重金属富集因素分析** 表 7 为稻米重金属富集因素分析。相关性分析表明, 稻米 Cd、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量与对应底泥有效态重金属含量呈显著或者极显著正相关, 稻米 Cd、Cr 和 Ni 含量分别与对应底泥重金属总量呈显著或者极显著正相关, 稻米 Cu、Ni 和 Zn 含量分别与底泥 pH 呈显著或者极显著正相关, 稻米 Cr、Cu 和 Zn 含量分别与底泥有机质(OM)含量呈显著正相关、极显著负相关和显著负

相关。逐步回归分析表明, 底泥有效态重金属(Cd、Cu、Ni 和 Pb)对稻米重金属含量的影响显著, 底泥 Cr 总量对水稻 Cr 含量的影响显著, 此外, 底泥 pH 对稻米 Cr 和 Ni 含量以及底泥 OM 对稻米 Cd、Cr 和 Zn 含量也有一定的影响, 这是因为底泥 pH 能影响重金属的有效性, 而 OM 与重金属结合也能影响重金属的有效性, 这与中国东部影响温室蔬菜重金属含量因素的研究相似<sup>[20]</sup>。通过以上分析可以看出, 底泥有效态重金属含量比重金属总量更能反映重金属在稻米体内的积累, 并且底泥 pH 和 OM 在水稻重金属积累的过程中也起到一定的促进作用。

表 7 重金属在土壤-稻米间转移的逐步回归分析模型及稻米重金属与相关土壤参数的相关性分析  
Table 7 Stepwise regression models for evaluation of heavy metal transfer in soil-vegetable system and single linear correlation coefficients between metal concentrations in rice and related soil parameters

稻米重金属	逐步回归分析		相关分析			
	方程	$R^2$	有效态重金属	重金属总量	pH	OM
Cd	$Cd = 0.032 + 0.017 \text{ 6DTPA} - Cd - 0.001 \text{ OM}$	0.985	0.983**	0.980**	0.447	-0.334
Cr	$Cr = -5.34 + 0.001 \text{ 3Total} - Cr + 0.019 \text{ OM} + 0.078 \text{ 9pH}$	0.808	0.433	0.602*	-0.083	0.567*
Cu	$Cu = 0.979 + 0.511 \text{ DTPA} - Cu$	0.787	0.887**	-0.003	0.846**	-0.689**
Ni	$Ni = -1.011 + 0.040 \text{ DTPA} - Ni + 0.179 \text{ pH}$	0.848	0.895**	0.845**	0.610*	-0.458
Pb	$Pb = 0.015 + 0.017 \text{ DTPA} - Pb$	0.513	0.709**	-0.085	0.147	-0.087
Zn	$Zn = 36.54 - 0.386 \text{ OM}$	0.401	0.625*	-0.241	0.597*	-0.633*

注: \* 表示在  $P < 0.05$  水平显著相关; \*\* 表示在  $P < 0.01$  水平极显著相关。

## 2.4 稻米食用健康风险评价

稻米重金属目标风险系数见表 8, 在对照土壤、1<sup>#</sup>底泥、3<sup>#</sup>底泥和 4<sup>#</sup>底泥中, 稻米单一重金属目标风险系数均小于 1, 顺序为:  $Cu > Zn > Cd > Pb > Ni > Cr$ , 说明稻米单一重金属含量均不足以引起成人或者儿童的食用健康风险。尽管单一重金属目标风险系数小于 1, 但稻米重金属复合目标风险系数均大于 1, 对成人或者儿童而言, 均存在潜在的食用健康风险。此外, 成人食用稻米重金属复合目标风险系数大于儿

童食用稻米重金属复合目标风险系数值, 这是因为成人食用稻米的数量比儿童多, 引起潜在健康风险也比儿童高, 其中引起潜在健康风险的重金属主要是 Cu 和 Zn, 这与长江三角洲地区(如常熟)稻米食用健康风险调查结果相一致<sup>[15,21]</sup>。在所有底泥中, 2<sup>#</sup>底泥处理稻米重金属复合目标风险系数值最高, 主要是由于 Cd 含量高的缘故, 这与其污染评价结果相符合, 说明底泥中重金属含量越高, 稻米食用健康风险越高。

表 8 稻米重金属目标风险系数  
Table 8 Target hazard quotients of heavy metals in rice

人群		THQ						TTHQ
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
成人	土壤	0.12	0.002	0.75	0.04	0.10	0.57	1.59
	1 <sup>#</sup> 底泥	0.16	0.001	0.72	0.05	0.11	0.62	1.66
	2 <sup>#</sup> 底泥	0.75	0.003	0.72	0.07	0.15	0.63	2.33
	3 <sup>#</sup> 底泥	0.06	0.003	0.53	0.04	0.11	0.47	1.22
	4 <sup>#</sup> 底泥	0.06	0.002	0.54	0.03	0.11	0.51	1.25
儿童	土壤	0.11	0.002	0.70	0.04	0.10	0.54	1.49
	1 <sup>#</sup> 底泥	0.15	0.001	0.67	0.05	0.10	0.58	1.55
	2 <sup>#</sup> 底泥	0.71	0.002	0.67	0.07	0.14	0.59	2.18
	3 <sup>#</sup> 底泥	0.07	0.003	0.57	0.04	0.12	0.50	1.31
	4 <sup>#</sup> 底泥	0.05	0.002	0.50	0.03	0.10	0.48	1.17

对于重金属含量高的底泥,其农用过程中一定要考虑到重金属带来的健康风险和环境风险,如重金属会在作物体内积累<sup>[22-23]</sup>以及对地表径流和地下水产生污染<sup>[24]</sup>。朱广伟等<sup>[22]</sup>就曾利用运河(杭州段)底泥进行青菜盆栽试验,发现底泥用量超过 1 350 t/hm<sup>2</sup>时,青菜中 Cu 和 Zn 含量均超过食品卫生安全标准;邵立明等<sup>[24]</sup>在研究中度受污染底泥作为绿化用土时则发现底泥中硝酸盐及重金属 Cd、Hg 对地表径流和地下水产生不利影响。对于重金属含量低的底泥,其农用过程中也要考虑到重金属在作物中的长期累积效应,减少或者降低对人体或者环境的潜在危害。

### 3 结论

(1) 研究区域河道疏浚底泥具有土壤的基本属性,除个别底泥 Cd、Ni 超标外,其他重金属含量均在安全标准范围之内。

(2) 底泥直接栽种水稻,其株高、穗数、产量及生物量均低于土壤处理,底泥可溶性盐含量和 Eh 是影响水稻生长和产量的主要限制因子。

(3) 稻米重金属平均富集因子顺序为 Zn>Cu=Cd>Cr>Ni>Pb;底泥有效态重金属含量、pH 和 OM 是影响重金属在稻米中积累的主要因素。

(4) 稻米单一重金属目标风险系数不足以引起成人和儿童的食用健康风险,但稻米重金属复合目标风险系数能引起成人和儿童食用健康风险,成人比儿童更易遭受因摄食稻米导致的重金属健康风险。

### 参考文献:

- [1] Singh M, Ansari AA, Müller G, Singh IB. Heavy metals in freshly deposited sediments of the Gomati River (a tributary of the Ganga River): Effects of human activities[J]. Environmental Geology, 1997, 29(3): 246-252
- [2] Correll DL, Sharpley A. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review[J]. Journal of Environmental Quality, 1998, 127(2): 261-266
- [3] 丘耀文,王肇鼎,高红莲.大亚湾养殖海区沉积物中营养盐的解吸-吸附[J]. 热带海洋, 2000, 19(1): 76-80
- [4] Carpenter B, Haltmeier R, Wilde C. Dredged sediments disposal[J]. Water Environment Technology, 1997, 9(11): 47-50
- [5] 孙俊. 农村河道底泥污染成因及治理措施[J]. 农技服务, 2010, 27(8): 1 053-1 055
- [6] Kim LH, Euiso C, Michael K. Stenstrom. Sediment characteristics, phosphorus types and phosphorus release rates between river and lake sediments[J]. Chemosphere, 2003, 50(1): 53-61
- [7] 石武乙. 海门市农村水环境污染现状与对策措施[J]. 环境科学与技术, 2003, 26(12): 32-34
- [8] 朱炳荣,钱秀华,秦建岳. 张家港市河道清淤与环境整治相结合[J]. 中国水利, 1999, (2): 32
- [9] 蒋建君,姚锁洪. 金坛市河道清淤、村庄河道整治现状分析及对策探讨[J]. 江苏水利, 2007, (11): 36-38
- [10] 陈百明. “中国土地资源生产能力及人口承载力”项目研究方法概论[J]. 自然资源学报, 1991, 6(3): 197-205
- [11] 魏岚,刘传平,邹献中,杨少海,孙丽丽,陈勇,巫金龙,宁建凤. 水库疏浚底泥农用对芥菜生长和品质的影响[J]. 生态环境学报, 2010, 19(2): 438-443
- [12] 苏德纯,胡育峰,宋崇渭,吴飞龙,刘培斌. 官厅水库坝前疏浚底泥的理化特征和土地利用研究[J]. 环境科学, 2008, 28(6): 1 319-1 323
- [13] 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, 1999: 175-181
- [14] Sipter E, Rózsa E, Gruiz K, Tátrai E, Morvai V. Site-specific risk assessment in contaminated vegetable gardens[J]. Chemosphere, 2008, 71(7): 1 301-1 307
- [15] Hang XS, Wang HY, Zhou JM, Ma CL, Du CW, Chen XQ. Risk assessment of potentially toxic element pollution in soils and rice (*Oryza sativa*) in a typical area of the Yangtze River Delta[J]. Environment Pollution, 2009, 157(8-9): 2 542-2 549
- [16] US-EPA, IRIS. January 2008. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris>. 2008
- [17] 梁峥,汤佩松. 硫化氢和低温对水稻幼苗生长和呼吸的影响[J]. 植物生理学通讯, 1980(6): 19-23
- [18] 廉平湖,林世成,梁峥,王发珠,汤佩松. 水稻烂秧的原因及其防止措施的原则[J]. 植物生理学通讯, 1963(2): 10-14
- [19] Diaz, DR, Darmody R. Illinois River dredged sediment and biosolids used as greenhouse soil mixtures[R]. Illinois: University of Illinois Urbana-Champaign, 2004
- [20] Yang LQ, Huang B, Hu WY, Chen Y, Mao MC, Yao LP. The impact of greenhouse vegetable farming duration and soil types on phytoavailability of heavy metals and their health risk in eastern China[J]. Chemosphere, 2014, 103: 121-130
- [21] 杭小帅,周健民,王火焰. 常熟市高风险区水稻籽粒重金属污染特征及评价[J]. 中国环境科学, 2009, 29(2): 130-135
- [22] 朱广伟,陈英旭,王凤平,周根娣. 景观水体疏浚底泥的农业利用研究[J]. 应用生态学报, 2002, 13(3): 335-339
- [23] 马伟芳,赵新华,王洪云,邢永杰. 排污河道的疏浚底泥在园林中的应用研究[J]. 中国给水排水, 2006, 22(23): 74-77
- [24] 邵立明,何品晶,洪祖喜. 受污染疏浚底泥用作植物培植土的环境影响分析[J]. 环境科学研究, 2004, 17(3): 51-54, 74

## Effects of Agricultural Use of Dredged Sediment from Rural Rivers on Rice Growth, Yield and Quality in Southern Jiangsu Province

BO Lu-ji<sup>1,2</sup>, WANG De-jian<sup>1\*</sup>, RAN Jing<sup>1,2</sup>, ZHENG Ji-cheng<sup>1,2</sup>

(1 *Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China;*

2 *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*)

**Abstract:** With widespread attention to rural environmental pollution and the increase of rural river sediment dredging project, the disposal of dredged sediment has become an increasingly serious problem. Pot experiment in greenhouse was carried out and multivariate statistical analysis was used to explore the effects of agricultural use of dredged sediment from rural river on rice growing, yield and quality. The results indicated that the height, spike numbers, biomass and grain yield of rice growing in sediments were lower than those growing in soil. Significant positive correlations were obtained between alkali-hydrolyzable nitrogen and plant biomass (0.585\*), and alkali-hydrolyzable nitrogen and grain production (0.556\*). In addition, both biomass and grain yield of rice showed extremely significant negative correlation with soluble salts (−0.914\*\* and −0.897\*\* respectively) and extremely significantly positive correlation with Eh (0.887\*\* and 0.857\*\* respectively). Path analysis showed that soluble salts and Eh were the key limiting factors in sediment agricultural use. The bioconcentration factors of heavy metals in rice followed the order of Zn(0.23) > Cu(0.09) = Cd(0.09) > Cr(0.005) > Ni(0.002 5) > Pb(0.001 7). Stepwise regression analysis showed that the accumulations of heavy metals in rice were related to soil available heavy metals, pH and organic matter. The target hazard quotient (THQ) value of the single heavy metal was lower than 1 and the order was Cu > Zn > Cd > Pb > Ni > Cr. However, the total target hazard quotient (TTHQ) value of heavy metals was higher than 1 and the TTHQ value through consumption of rice for adults was higher than that for children. This indicated that adults and children may experience adverse health effects and the risk of non-carcinogenic effects for adults is slightly higher than that for children.

**Key words:** Sediment, Rice, Heavy metal, Risk assessment