

洞庭湖退田还湖区不同土地利用方式下土壤重金属分布特征

王月容^{1,2} 卢琦¹ 周金星¹ 周志翔²

1. 中国林业科学研究院荒漠化研究所, 北京 100091; 2. 华中农业大学园艺林学学院, 武汉 430070

摘要 以洞庭湖退田还湖区杨树林地、园地、旱地(包括棉花地、甘蔗地及玉米地)、水田、荒地等为研究对象,考察不同土地利用方式下的土壤重金属(Cu、Zn、Mn、Pb、Cd、As、Hg)的分布、污染及其影响因子。结果表明:0~25 cm土层中Cu、Zn、Pb、As和Hg含量以9 a杨树人工林地最高,Mn、Cd含量分别以2 a杨树人工林地和水田最高;25~50 cm土层中Cu、Mn、Hg含量以2 a杨树人工林地最高,Zn、As含量以水田最高,Pb、Cd含量分别以甘蔗地、4 a杨树人工林地最高;4 a和6 a杨树人工林地、甘蔗地、水田土壤已受到Cd污染;不同土地利用方式综合污染指数以水田最高,荒地最低;主成分分析及双重筛选逐步回归分析表明,土壤重金属分布与土壤理化性质密切相关。

关键词 土壤重金属; 污染评价; 土地利用方式; 洞庭湖; 退田还湖

中图分类号 S 714. 2; X 53 **文献标识码** A **文章编号** 1000-2421(2011)06-0734-06

土壤重金属污染主要来源于工业“三废”排放及农业生产中农药、化肥及污泥的使用以及污染的灌溉^[1-2]。通过各种途径进入土壤的重金属污染物自然净化过程十分漫长,具有隐蔽性和不可逆性,难以被微生物降解,迁移性小而发生污染累积,并经水、植物等介质进入人体,最终影响到人类的健康和可持续发展,因而土壤重金属污染及其修复日益受到关注^[3-6]。

洞庭湖位于湖南省北部,是我国第二大淡水湖泊,也是承纳湘、资、沅、澧四水,吞吐长江的洪道型湖泊。由于人为的围湖造田以及自然的泥沙淤积,洞庭湖水体面积大幅减少的同时,也造成调蓄洪功能严重下降、钉螺滋生、生物多样性丧失和湖区生态环境退化^[7]。退田还湖工程的实施,有利于增加湖区库容,恢复和改善洞庭湖原有生态功能。然而,在非蓄洪年份的单退垸(即将原来封闭的围垸垦殖方式改造为半封闭式)的避洪耐渍型种养业在集约化经营条件下的各种土地利用方式下的土壤存在不同程度的重金属污染威胁。国内外对于不同类型土壤重金属含量、分布、污染评价及修复技术等方面已开展了较深入研究^[8-11],而针对洞庭湖退田还湖区这

一特殊区域不同土地利用方式下的土壤重金属的研究则鲜见报道。

本研究以洞庭湖区钱粮湖单退垸为例,对不同土地利用方式下的土壤重金属含量分布、污染状况以及影响因子进行研究和评价,旨在为退田还湖过程中的土壤质量保育、土地利用方式优化和可持续利用提供基础数据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

钱粮湖垸位于东洞庭湖西侧(N 29°25'00"~N 29°27'30",E 112°37'30"~E 112°41'15"),总面积228.47 hm²。该垸地处洞庭湖凹盆地北缘,地势北高南低,中部丘岗隆起,东西低平开阔,微向东洞庭湖倾斜,地貌分区特征较为明显,按高程可分为岗地、丘陵、平原3类;东北部为低山丘陵区,间有溪谷平原,中南部为丘岗区,其余为平原;由外围山丘向内部平原减少,平均海拔35~100 m。气候属北亚热带湿润性大陆季风气候,年均日照时数4 425.9 h,年均气温16.6℃,年均无霜期276.8 d,年均降水量1 100~1 400 mm,4~6月降水量占年

收稿日期: 2011-03-28

基金项目: 国家自然科学基金项目(41071334)和国家“十一五”科技支撑项目(2006BAD03A15)

王月容,博士,讲师.研究方向: 森林生态与景观生态学. E-mail: wyr-2002@163.com

通讯作者: 周金星,博士,副研究员.研究方向: 水土保持与流域生态学. E-mail: zjxqsy@caf.ac.cn

总降水量的50%~65%。土壤主要由石灰性河湖沉积物发育而成,少数由第四纪红色粘土、花岗岩发育,土壤肥沃、层次分明、发育完整、耕性好、保水保肥力强、有效养分含量丰富。钱粮湖垸主要景观类型有道路、林地、水域、园地、水田、旱地、建设用地等7大类。其中,集中成片的林地主要为杨树人工林,园地以柑橘为主,水田种植早稻、晚稻,旱地则种植棉花、甘蔗、玉米等。

1.2 研究方法

1) 土样采集与分析。2008年11月10日至14日对林地(I)、园地(II)、旱地(III)、水田(IV)、荒地(V,对照CK)等5种土地利用类型采集土样。其中,林地包括4种不同年龄阶段的杨树人工林(I₁:9 a生,株行距2 m×3 m,平均胸径13.2 cm,平均树高16.8 m; I₂:6 a生,株行距2 m×3 m,平

均胸径11.6 cm,平均树高12.8 m,林下间作棉花; I₃:4 a生,株行距3 m×5 m,平均胸径12.0 cm,平均树高12.5 m,间作南瓜; I₄:2 a生,株行距4 m×4 m,平均胸径10.0 cm,平均树高8.2 m,间作棉花);旱地根据栽培作物的不同分为3种(III₁:棉花; III₂:甘蔗; III₃:玉米)。环刀分层(0~25 cm、25~50 cm)采集原状土,每种土地利用类型3次重复,测定土壤水分物理性质,同时在不同土层按对角线五点混合法分别取混合土样1 kg,分成2份,1份鲜样去杂、过筛后分析土壤微生物数量,另1份风干、去杂、过筛后测定土壤相关理化性质(表1)及各类酶活性。土壤中重金属元素铜、锌、锰、铅、镉采用原子吸收分光光度法测定,砷用二乙基二硫代氨基酸银分光光度法测定,汞用冷原子吸收法测定^[12]。

表1 不同土地利用方式下土壤基本理化性质¹⁾

Table 1 Physical and chemical characteristics under different land use patterns

类型 Patterns	$x_1/(g/cm^3)$	$x_2/\%$	$x_3/\%$	$x_4/\%$	$x_5/\%$	$x_6/\%$	x_7	$x_8/(g/kg)$	$x_9/(g/kg)$	$x_{10}/mg/kg)$	$x_{11}/(g/kg)$	$x_{12}/(mg/kg)$	$x_{13}/(g/kg)$	$x_{14}/(mg/kg)$
I ₁	1.31	46.91	3.96	50.87	26.56	36.10	8.21	15.88	8.62	46.20	41.88	6.47	26.40	112.86
I ₂	1.29	50.02	2.97	52.99	27.11	40.05	8.03	15.03	7.46	33.60	51.65	30.30	24.17	157.77
I ₃	1.35	45.58	3.70	49.27	22.37	34.20	8.16	21.41	6.69	29.75	54.93	9.13	22.11	95.39
I ₄	1.48	42.66	2.34	45.00	19.51	31.21	8.21	6.07	6.06	31.68	41.23	23.06	20.72	125.44
II	1.14	33.53	23.74	57.27	36.05	29.70	8.43	23.45	5.97	32.73	53.42	18.88	18.43	57.90
III ₁	1.32	45.10	5.06	50.15	23.34	34.42	8.19	25.69	5.26	42.62	60.11	72.45	22.53	183.87
III ₂	1.47	44.06	3.97	48.03	20.71	32.73	8.2	25.37	8.05	41.30	50.87	14.37	23.15	100.22
III ₃	1.41	45.32	2.75	48.07	22.54	31.48	8.27	22.69	4.84	80.50	54.34	61.85	21.96	78.22
IV	1.21	54.68	2.93	57.60	31.04	50.10	8.19	29.35	6.89	50.23	54.60	62.07	29.19	75.36
V	1.59	38.21	2.28	40.49	17.54	25.20	8.28	19.34	3.13	18.03	31.60	15.96	17.18	50.65

1) x_1 :土壤密度 Soil bulk density; x_2 :毛管孔隙度 Capillary porosity; x_3 :非毛管孔隙度 Non-capillary porosity; x_4 :总孔隙度 Total porosity; x_5 :自然含水量 Natural water content; x_6 :毛管持水量 Water storage in capillary porosity; x_7 :pH; x_8 :有机质 Organic matter; x_9 :全氮 Total N; x_{10} :水解氮 Available N; x_{11} :全磷 Total P; x_{12} :速效磷 Available P; x_{13} :全钾 Total K; x_{14} :速效钾 Available K. 下同 The same as below.

2) 土壤重金属污染评价方法。以《土壤环境质量标准》为依据,采用适合于农田土壤环境的二级指标为评价标准,进行重金属单项污染指数及综合污染指数评价^[13],并以综合污染指数为依据,对钱粮湖垸土壤环境质量进行分级。以综合污染指数为依据,将钱粮湖垸不同土地利用类型土壤污染划分为安全级($P \leq 0.7$)、警戒级($0.7 < P \leq 1.0$)、轻污染($1.0 < P \leq 2.0$)、中污染($2.0 < P \leq 3.0$)、重污染($P > 3.0$)5个等级^[14]。

1.3 统计分析

土壤重金属含量的单因素方差分析、LSD多重比较、Pearson相关系数计算、主成分分析以及双重

筛选逐步回归分析均应用SPSS统计分析软件的相关程序。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量及相关性

钱粮湖垸林地、园地、旱地、水田及荒地等不同土地利用类型不同土壤层次重金属含量、方差分析及多重比较结果见表2。0~50 cm土壤重金属元素Cu、Zn、Mn、Pb、Cd、As、Hg的含量变化范围分别为27.54~51.81、68.68~113.77、386.18~464.56、30.63~67.91、0.19~0.74、5.33~13.88和0.06~0.32 mg/kg。

表 2 土壤重金属含量、方差分析及多重比较¹⁾

Table 2 Total contents, ANOVA and ANOVA-LSD of soil heavy metals

mg/kg

类型 Patterns	0~25 cm							25~50 cm						
	Cu	Zn	Mn	Pb	Cd	As	Hg	Cu	Zn	Mn	Pb	Cd	As	Hg
I ₁	51.81 a	113.77 a	442.48 a	67.91 a	0.66 a	13.88 a	0.32 a	50.95 a	99.80 a	464.56 a	40.90 bc	0.47 b	8.10 a	0.31 a
I ₂	39.49 bc	96.46 b	431.73 a	43.30 bc	0.61 ab	9.34 a	0.29 a	34.90 c	96.19 ab	448.99 a	55.52 a	0.66 a	9.30 a	0.16 b
I ₃	44.17 b	91.84 b	445.31 a	46.78 b	0.49 b	7.88 a	0.17 ab	45.80 b	88.78 b	445.97 a	53.44 a	0.74 a	7.92 a	0.10 b
I ₄	39.53 bc	84.04 c	449.38 a	45.20 b	0.19 c	7.43 a	0.13 b	35.40 c	84.20 bcd	422.84 a	43.91 bc	0.61 ab	8.42 a	0.12 b
II	29.84 c	77.64 cd	389.69 a	47.91 b	0.58 ab	6.87 a	0.12 b	27.54 d	68.68 d	386.18 a	40.32 bc	0.61 ab	5.33 a	0.14 b
III ₁	43.56 bc	92.99 b	428.72 a	48.49 b	0.48 b	7.84 a	0.13 b	43.09 bc	87.48 b	444.63 a	52.74 ab	0.48 b	8.46 a	0.21 ab
III ₂	41.07 bc	90.13 bc	440.15 a	44.91 bc	0.61 ab	7.49 a	0.15 b	44.94 b	90.44 b	441.88 a	57.87 a	0.68 a	7.68 a	0.07 b
III ₃	32.33 c	76.80 d	417.92 a	30.63 c	0.45 b	6.10 a	0.18 ab	41.20 bc	83.40 bcd	412.24 a	44.36 b	0.62 ab	5.95 a	0.08 b
IV	44.80 b	98.80 b	431.92 a	52.16 b	0.74 a	8.98 a	0.13 b	45.86 b	100.01 a	434.25 a	38.36 c	0.57 ab	9.86 a	0.24 ab
V	30.62 c	78.16 cd	401.80 a	47.17 b	0.51 b	6.84 a	0.23 ab	27.77 d	78.60 cd	425.79 a	51.60 ab	0.52 b	7.27 a	0.06 b
F	6.174 0	2.748 0	0.551 0	4.517 0	2.153 3	0.447 1	1.014 0	8.330 0	1.832 0	0.493 0	2.286 0	1.976 0	0.667 3	1.525 9
P	0.049 6**	0.072 8*	0.776 6	0.068 0*	0.077 9*	0.905 2	0.198 3	0.008 2***	0.092 4*	0.869 2	0.070 9*	0.092 1*	0.741 0	0.098 9*

1) *: $P < 0.1$; **: $P < 0.05$; ***: $P < 0.01$; 不同小写字母表示差异达 0.05 显著水平 Different small letters mean significant difference at 0.05 level.

不同土地利用方式 0~25、25~50 cm 土层土壤 Cu 含量差异分别达到较显著($P=0.0496$)、极显著差异($P=0.0082$)、Zn($P=0.0728$ 、 0.0924)、Pb($P=0.0680$ 、 0.0709)、Cd($P=0.0779$ 、 0.0921)均达显著水平;0~25 cm 土层 Hg 含量差异不显著($P > 0.1$)、25~50 cm 土层 Hg 差异达显著水平($P=0.0989$);Mn、As 含量在各土层差异均不显著($P > 0.1$)。

0~25 cm 土层中,Cu、Zn、Pb、As 和 Hg 含量均以 9 a 生杨树人工林(I₁)最高,分别为 51.81、113.77、67.91、13.88、0.32 mg/kg;Mn、Cd 含量则分别以 2 a 生杨树人工林(I₄)、水田(IV)最高,为

449.38、0.74 mg/kg。25~50 cm 土层中,Cu、Mn、Hg 含量以 9 a 生杨树人工林(I₁)最高,分别为 50.95、464.56、0.31 mg/kg;Zn、As 含量以水田(IV)最高,分别为 100.01、9.86 mg/kg;Pb、Cd 含量则分别以甘蔗(III₂)、4 a 生杨树人工林(I₃)最高,分别为 57.87、0.74 mg/kg。

由土壤重金属相关性研究(表 3)结果可知,Cu 与 Zn、Mn、Zn 与 Mn、As、Hg、As 与 Mn、Hg 达极显著相关($P < 0.01$);As 与 Cu、Pb 达较显著相关($P < 0.05$);Pb 与 Zn、Mn 达显著相关($P < 0.1$)。重金属元素之间的显著相关性,表明这些元素的来源可能相同。

表 3 土壤重金属含量的 Pearson 相关系数

Table 3 Pearson correlation coefficients among soil heavy metals

	Cu	Zn	Mn	Pb	Cd	As	Hg
Cu	1.000						
Zn	0.876 5***	1.000					
Mn	0.850 9***	0.844 3***	1.000				
Pb	0.489 3	0.586 5*	0.618 5*	1.000			
Cd	0.219 3	0.343 1	0.070 5	0.191 7	1.000		
As	0.748 9**	0.951 2***	0.774 3***	0.642 6**	0.199 3	1.000	
Hg	0.535 9	0.783 8***	0.492 4	0.509 5	0.156 9	0.866 5***	1.000

2.2 土壤重金属污染评价

由表 4 和表 5 可知,单项污染指数以 Cd 较高,其中 6 a 生杨树人工林(I₂)、4 a 生杨树人工林(I₃)、甘蔗(III₂)、水田(IV)的污染指数均大于 1,分别为 1.058 3、1.025 0、1.075 0 和 1.091 7,表明

这类土地利用方式下土壤已受到 Cd 污染。其他土地利用方式下各重金属元素的单项污染指数均小于 1,表明土壤并无受污染迹象。单项污染指数平均值以 Cd 最高,Pb 最低,大小排序为 Cd > As > Cu > Zn > Hg > Pb。

表 4 土壤重金属含量平均值与背景值¹⁾

Table 4 Average values and background values of soil heavy metals

mg/kg

类型 Patterns	Cu	Zn	Mn	Pb	Cd	As	Hg
I ₁	51.38	106.79	453.52	54.41	0.57	10.99	0.32
I ₂	37.20	96.33	440.36	49.41	0.64	9.32	0.23
I ₃	44.99	90.31	445.64	50.11	0.62	7.90	0.14
I ₄	37.47	84.12	436.11	44.56	0.40	7.93	0.13
II	28.69	73.16	387.94	44.12	0.60	6.10	0.13
III ₁	43.33	90.24	436.68	50.62	0.48	8.15	0.17
III ₂	43.01	90.29	441.02	51.39	0.65	7.59	0.11
III ₃	36.77	80.10	415.08	37.50	0.54	6.03	0.13
IV	45.33	99.41	433.09	45.26	0.66	9.42	0.19
V	29.20	78.38	413.80	49.39	0.52	7.06	0.15
S _i	100	250	/	300	0.60	20	1.0

1) S_i: 国家二级标准值 National secondary standard.

表 5 不同土地利用方式下土壤重金属污染指数及污染评价¹⁾

Table 5 Pollution indexes and evaluation of soil heavy metals in different land use patterns

类型 Patterns	P _i						P _t	污染等级 Pollution level
	Cu	Zn	Pb	Cd	As	Hg		
I ₁	0.513 8	0.427 1	0.181 4	0.941 7	0.549 5	0.315 0	0.750 0	A
I ₂	0.372 0	0.385 3	0.164 7	1.058 3	0.466 0	0.225 0	0.811 9	A
I ₃	0.449 9	0.361 2	0.167 0	1.025 0	0.395 0	0.135 0	0.783 9	A
I ₄	0.374 7	0.336 5	0.148 5	0.666 7	0.396 3	0.125 0	0.529 6	S
II	0.286 9	0.292 6	0.147 1	0.991 7	0.305 0	0.130 0	0.745 7	A
III ₁	0.433 3	0.360 9	0.168 7	0.800 0	0.407 5	0.165 0	0.629 1	S
III ₂	0.430 1	0.361 1	0.171 3	1.075 0	0.379 3	0.110 0	0.816 4	A
III ₃	0.367 7	0.320 4	0.125 0	0.891 7	0.301 3	0.130 0	0.678 9	S
IV	0.453 3	0.397 6	0.150 9	1.091 7	0.471 0	0.185 0	0.837 2	A
V	0.292 0	0.313 5	0.164 6	0.858 3	0.352 8	0.145 0	0.656 6	S

1) P_i: 单项污染指数 Monomial pollution index; P_t: 综合污染指数 Integration pollution index; A: 警戒级 Alert level; S: 安全级 Safe level.

综合污染指数以水田(IV)最高, 2 a 生杨树人工林(I₄)最低, 分别为 0.837 2 和 0.529 6。10 种土地利用模式下, 土壤污染状况均处于清洁或尚清洁状态, 但仅 I₄、III₁、III₃、V 的污染等级为安全级, 其余均已达警戒级。杨树人工林与旱地综合污染指数平均值分别为 0.718 9、0.708 1, 不同土地利用方式下高低排序为 IV > I > III > II > V, 荒地的综合污染指数最低, 水田最高。

2.3 土壤重金属影响因子主成分分析

对影响土壤重金属含量、分布的 14 个主要土壤理化性质指标(表 1)进行主成分分析。

经主成分分析求得各主成分特征向量、特征根、方差贡献率及方差累积贡献率, 结果见表 6。4 个主成分的特征根分别为 5.560 5、3.709 9、1.969 0 和

1.151 4, 贡献率分别为 39.72%、26.50%、14.06% 和 8.25%, 其累积贡献率为 88.53%, 因此, 可以用这 4 个成分来代替 14 个原始因子, 其提取结果比较理想。

第 1 主成分中, 土壤密度、毛管孔隙度、总孔隙度、自然含水量、毛管持水量、全氮、全磷及全钾的系数较大, 是对第 1 主成分影响较大的特征向量, 可以综合为土壤结构-水分-全量养分因子; 第 2 主成分中, 土壤密度、毛管孔隙度、非毛管孔隙度、自然含水量、pH 值的系数较大, 综合为土壤结构-水分-pH 值因子; 第 3 主成分中, 有机质、全氮、全磷、速效磷的所占比重较大, 可命名为养分因子; 第 4 主成分中, 速效钾是主要决定因子, 可以命名为速效钾因子。主成分分析结果表明, 钱粮湖垸不同土地利用方式

下重金属与土壤物理结构、水分性质以及化学养分密切相关,仅水解氮的影响较小。

表6 入选主成分的特征向量、特征根及贡献率¹⁾

Table 6 Eigenvectors, eigenvalue and variance proportion of principal components selected

因子 Factors	PC1	PC2	PC3	PC4
x_1	-0.772 5	-0.552 9	0.205 5	-0.136 0
x_2	0.726 4	-0.643 5	0.039 6	-0.196 2
x_3	0.030 4	0.960 5	-0.183 4	0.190 2
x_4	0.850 5	0.481 4	-0.185 3	0.018 2
x_5	0.639 0	0.693 5	-0.237 7	-0.022 2
x_6	0.896 9	-0.238 3	-0.093 9	-0.208 3
x_7	-0.357 2	0.830 2	0.223 0	-0.198 5
x_8	0.460 5	0.356 3	0.510 1	-0.223 5
x_9	0.582 4	-0.169 2	-0.646 1	-0.100 8
x_{10}	0.465 6	-0.052 3	0.587 6	-0.188 5
x_{11}	0.738 1	0.204 0	0.306 5	0.394 1
x_{12}	0.493 0	-0.078 2	0.774 7	0.235 2
x_{13}	0.846 6	-0.384 6	-0.114 5	-0.296 6
x_{14}	0.314 3	-0.504 9	-0.109 8	0.763 8
特征根 Eigenvalue	5.560 5	3.709 9	1.969 0	1.151 4
贡献率/% Variance proportion	39.72	26.50	14.06	8.25
累积贡献率/% Cumulative proportion	39.72	66.22	80.28	88.53

1)PC1,PC2,PC3,PC4:主成分1,2,3,4 Principal component 1, 2,3,4, respectively.

2.4 土壤重金属主导因子方程

在主成分分析剔除水解氮因子的基础上,以其余13个因子作为自变量,以土壤重金属元素含量Cu(y_1)、Zn(y_2)、Mn(y_3)、Pb(y_4)、Cd(y_5)、As(y_6)、Hg(y_7)为因变量,进行双重筛选逐步回归分析,得到5组土壤重金属主导因子方程:

第1组回归方程:

$$y_1 = -3.217 3 - 1.080 6x_6 + 3.553 5x_{13};$$

第2组回归方程:

$$y_2 = 24.488 0 - 0.537 7x_2 - 4.452 9x_9 - 0.323 2x_{12} + 5.033 7x_{13} + 0.124 6x_{14};$$

第3组回归方程:

$$y_3 = 389.959 7 - 1.882 1x_3 + 6.258 4x_9 + 0.106 6x_{14};$$

第4组回归方程:

$$y_4 = 40.828 7 + 0.027 4x_3 + 0.218 9x_6 + 0.737 2x_8 - 0.439 0x_9 - 0.418 7x_{11} - 0.203 1x_{12} + 0.134 4x_{14};$$

$$y_5 = 0.172 8 - 0.000 9x_3 + 0.006 5x_6 + 0.006 9x_8 - 0.000 4x_9 + 0.002 8x_{11} - 0.002 5x_{12} - 0.000 3x_{14};$$

$$y_6 = 4.541 0 + 0.006 9x_3 + 0.156 4x_6 + 0.057 5x_8 + 0.255 1x_9 - 0.132 7x_{11} - 0.010 6x_{12} + 0.021 1x_{14};$$

第5组回归方程:

$$y_7 = 2.895 0 - 1.145 7x_1 - 0.026 7x_4 - 0.004 4x_{11} +$$

0.016 9x_{13}。

由计算结果可知,土壤Cu含量及分布与毛管持水量及全钾密切相关;Zn与毛管孔隙度、全氮、速效磷、全钾和速效钾密切相关;Mn与非毛管孔隙度、全氮和速效钾密切相关;Pb、Cd及As受相同自变量影响,密切相关因子包括非毛管孔隙度、毛管持水量、有机质、全氮、全磷、速效磷和速效钾;Hg主要受土壤密度、总孔隙度、全磷和全钾影响。

3 讨论

土壤中重金属元素含量既与母岩及成土母质有密切关系,又受到局部环境状况、地形地貌、生物地球化学循环以及人类活动的深刻影响^[2,4]。本研究中,0~50 cm土层范围内杨树人工林土壤重金属含量较高,这主要是由于杨树人工林主要分布于垵外湖滩及垵内地势低洼、地下水位较高的地方,污泥淤积较为深厚,重金属经地表或土壤中径流易于聚集成“汇”;园地重金属含量较低,表明其遭受重金属污染程度较轻^[7]。

研究土壤中重金属的相关性可以推测其来源是否相同,若重金属含量有显著的相关性,说明其同源的可能性较大,否则来源不止一个^[5]。本研究中,Cu与Zn、Mn,Zn与Mn、As、Hg,As与Mn、Hg达极显著相关;As与Cu、Pb达较显著相关;Pb与Zn、Mn达显著相关。重金属元素之间的显著相关性,表明这些元素的来源可能相同。

本研究中,土壤重金属单项污染指数以Cd较高,且6 a生杨树人工林(I₂)、4 a生杨树人工林(I₃)、甘蔗(III₂)、水田(IV)的污染指数均大于1,土壤已受到Cd污染。不同土地利用方式综合污染指数以水田(IV)最高,荒地最低,表明土地利用方式是造成土壤重金属污染的重要驱动力,而水田最高,已成为威胁作物污染和人类健康的来源。

钱粮湖垵不同土地利用方式土壤重金属与土壤物理结构、水分性质以及化学养分密切相关,仅水解氮的影响较小。因此,在钱粮湖垵土地利用过程中,应采取秸秆覆盖、免耕少耕、深松土壤等保护性耕作技术^[15-16],以改善土壤的物理特性及化学养分状况,以减少土壤重金属的分布累积,提高土地承载力。

参 考 文 献

[1] 郭丹,朱维琴,林娟.杭州市主要地区农田土壤重金属污染评价

- 及关联特征研究[J]. 杭州师范大学学报:自然科学版,2009,8(2):138-143.
- [2] 周启星,魏树和,张倩茹,等.生态修复[M].北京:中国环境科学出版社,2006.
- [3] LOMBARDI L, SEBASTIAN I L. Copper toxicity in *Prunus cerasifera*: growth and antioxidant enzymes responses vitro grown plants[J]. Plant Science, 2005, 168:797-802.
- [4] SHARMA S S. Combination toxicology of copper, zinc, and cadmium in binary mixtures: concentration dependant antagonistic, nonadditive, and synergistic effects on root growth in *Silene vulgaris* [J]. Environmental Toxicology Chemistry, 1999, 18(2):348-355.
- [5] 陈守莉,孙波.污染水稻土中有效态重金属的空间分布及影响因素[J].土壤,2008,40(1):66-72.
- [6] 李法云,藏树良,罗义.污染土壤生物修复技术研究[J].生态学杂志,2003,22(1):35-39.
- [7] 王月容,周金星,周志翔,等.不同土地利用方式下洞庭湖退田还湖区土壤物理特性[J].华中农业大学学报,2010,29(6):306-311.
- [8] NADAL M, SCHUBMACHER M, DOMINGO J L. Metal pollution of soils and vegetation in an area with petrochemical industry[J]. The Science of the Total Environment, 2004, 321(1/3):59-69.
- [9] 王笑峰,蔡体久,张思冲,等.不同类型工矿废弃地地质肥力与重金属污染特征及其评价[J].水土保持学报,2009,23(2):157-161.
- [10] GEOFF R M, CLAUDIA E K, SIMON P B. Accumulation and partitioning of heavy metals in mangroves: a synthesis of field-based studies[J]. Chemosphere, 2007, 69(9):1454-1464.
- [11] 宁晓波,项文化,方晰,等.贵阳花溪区石灰土林地土壤重金属含量特征及其污染评价[J].生态学报,2009,29(4):2169-2177.
- [12] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2005:242-400.
- [13] GB 15618-1995. 中华人民共和国土壤环境质量标准[S].北京:中国标准出版社,1995.
- [14] 中国环境监测总站.中国土壤元素背景值[M].北京:中国环境科学出版社,1990.
- [15] 肖军,秦志伟,赵景波.农田土壤化肥污染及对策[J].环境保护科学,2005,31(5):32-34.
- [16] 肖嫩群,张杨珠.几种保护性耕作技术的土壤生态学效应[J].湖南农业科学,2009(10):20-24.

Distribution and pollution of soil heavy metals of different land-use patterns under converting polder back into wetlands at Dongting Lake Area

WANG Yue-rong^{1,2} LU Qi¹ ZHOU Jin-xing¹ ZHOU Zhi-xiang²

1. Research Institute of Desertification, CAF, Beijing 100091, China;

2. College of Horticulture and Forestry Sciences, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China

Abstract Based on plot data of poplar forestland soil (I₁, 9 a; I₂, 6 a; I₃, 4 a; I₄, 2 a), garden-land soil (vegetable soil and fruit soil) (II), nonirrigated farmland soil (III₁, cotton soil; III₂, sugar cane soil; III₃, maize soil), irrigated farmland soil (rice soil) (IV) and wasteland soil (V) located at Qianlianghu polder, Dongting Lake Area, a research was carried out to investigate the distribution and pollution of soil heavy metals (Cu, Zn, Mn, Pb, Cd, As and Hg) in five typical land-use patterns mentioned above. The results showed that in the soil layer of 0 to 25 cm, the highest contents of Cu, Zn, Pb, As and Hg all occurred in I₁, and the highest contents of Mn and Cd in I₄ and IV, respectively. In the soil layer of 25 to 50 cm, the highest contents of Cu, Mn and Hg occurred in I₁, Zn and As in IV, Pb and Cd in III₂ and I₃, respectively. Soils of pattern I₂, I₃, III₂ and IV were polluted with Cd, and the highest integrated pollution index occurred in IV and the lowest one occurred in V. The interrelate regularities between heavy metals and soil physical and chemical properties were found through principal component analysis and double sieving stepwise regression analysis.

Key words soil heavy metal; pollution evaluation; land use pattern; Dongting Lake; converting polder back into wetlands

(责任编辑:陆文昌)