

三峡水库小江流域消落区土壤重金属时空分布与来源分析

邹曦¹, 郑志伟¹, 张志永¹, 安然², 胡莲¹, 万成炎¹, 胡红青²

(1. 水利部中国科学院水工程生态研究所, 水利部水工程生态效应与生态修复重点实验室, 武汉 430079;

2. 华中农业大学, 湖北 武汉 430070)

摘要:2010年3-9月对小江流域消落区5个断面的土壤重金属含量进行监测。结果表明,2010年小江流域消落区土壤Cu、Zn、Pb、Cr、Fe和Mn均值分别为28.90、72.73、23.58、20.70、35.58 × 10³和517.14 mg/kg。土壤综合污染指数为0.99,污染等级处于警戒级。小江消落区土壤重金属含量沿程分布以高阳站点较低,黄石站点较高,且大部分重金属含量随高程升高总体呈现升高的趋势。时间分布上以3月和7月各重金属均值含量较高。与2009年相比,2010年消落区土壤重金属Fe、Mn和Zn含量有所降低,Cu和Pb含量有所增高。利用相关性分析和因子分析对5种重金属的相关性和来源进行解析,结果表明Fe、Mn与其他重金属相关性显著($P < 0.05$ 或 $P < 0.01$),而Cu和Pb也显著相关($P < 0.01$),Cr与Fe、Mn之外的重金属的相关性都较弱,初步推断Fe、Mn和Zn属于“自然因子”类别元素,Cu和Pb属于“污染因子”类别元素。

关键词:小江流域;消落区;土壤重金属;时空分布;来源分析

中图分类号:X833 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2012)04-0033-07

大部分重金属在土壤中的溶解度非常小,可在土壤中长期滞留并在表层蓄积,且不能被微生物降解。重金属在土壤的累积不仅影响土壤的理化性状、降低土壤生物活性,并可通过食物链富集,危害人体健康(蔡立梅,2008)。三峡水库蓄水运行后,水位周期性大幅度涨落(坝前涨落幅度高达30 m),在库周形成面积302 km²的消落区。受三峡水库调度和上游来水的影响,消落区土壤处于干湿交替环境,受库水周期性的淹没、冲刷和淤积影响,消落区土壤可能成为库区水体重金属的源或汇(袁辉,2007)。库区汛期低水位运行,地表径流携带的重金属,周边垃圾、废水排放以及土地季节性利用产生的重金属将淤积在消落区;而蓄水期间,消落区土壤及沉积物蓄积的重金属受到江水浸泡,发生吸附和解吸,从而污染到库区水体,对库区水环境安全构成威胁。

目前,关于三峡水库消落区土壤重金属的研究集中在三峡水库消落区土壤重金属背景值调查、分

布特征和污染评价等(陈梓云,2001;许书军,2003;陈梓云,2003;李其林,2004;黎莉莉,2005;周谐,2006;叶琛,2010;杨启红,2011)。而对典型消落区土壤重金属连续调查分析的报道并不多见。本研究以小江流域消落区为研究对象,调查研究了2010年3-9月小江消落区不同断面、不同高程土壤重金属的分布特征,分析比较小江消落区土壤重金属年际变化情况,并对消落区土壤重金属污染进行综合评价,通过统计学分析判断重金属来源,以期对三峡库区水环境保护和重金属污染防治提供参考。

1 材料与方法

1.1 样品采集

在小江流域消落区设置渠口、养鹿、高阳、黄石和双江5个采样断面,见图1。采样时间为2010年3-9月,每月1次。根据地形条件在每个断面设置1个50 m × 50 m的样地,在样地海拔150、155、160、165和170 m处各设置3个1 m × 1 m样方,样方间距10~20 m,在样方内采用手动轻便式土壤取样套件采集0~20 cm表层土壤。土壤样本的采集及保存按照《土壤环境监测技术规范(HJ/T166-2004)》进行。各站点基本情况见表1。

1.2 样品分析与数据处理

土壤经消解处理后,采用ICP-AES法测定Cu、Zn、Pb、Fe、Mn和Cr等重金属含量;采用pH酸度计法测定土壤pH(HANNA,pH211酸度计);采用重铬酸钾容量法—外加热法测定土壤有机质含量。

收稿日期:2012-03-15

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项(2009ZX07104-003);国家自然科学基金项目(50979061);国家自然科学基金青年基金项目(51009100, 51009099);中德科技合作项目(2008DFA31550)。

通讯作者:万成炎,1964年生,男,研究员,主要从事水生态与环境保护研究。E-mail:chywan@mail.ihe.ac.cn

作者简介:邹曦,1982年生,女,助理研究员,主要从事污染防治技术研究。E-mail:zoux@mail.ihe.ac.cn

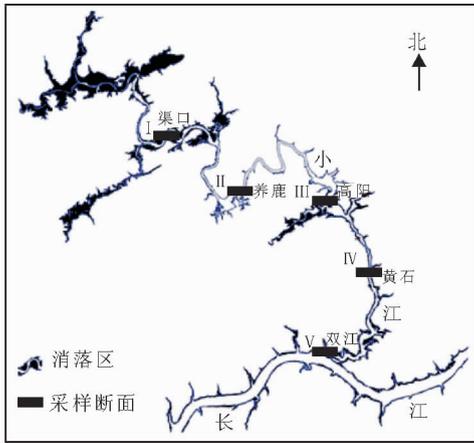


图1 小江消落区采样断面设置

Fig.1 Sampling sections set in water-level-fluctuation zone of Xiaojiang Watershed

表1 采样断面基本情况

Tab.1 Basic information of sampling sections

采样断面	地名	纬度	经度	坡度	土壤类型
I	渠口	N31°08.726'	E108°30.433'	30°	黄壤土
II	养鹿	N31°05.764'	E108°35.059'	22°	黄壤土
III	高阳	N31°05.159'	E108°40.080'	21°	紫色土
IV	黄石	N31°00.671'	E108°42.480'	30°	紫色土
V	双江	N30°57.155'	E108°39.140'	27°	紫色土

数据统计分析使用 SPSS 和 EXCEL 软件;土壤重金属的相关性分析采用 Pearson 相关系数,双尾检验;因子分析采用主成分分析法。

1.3 污染程度评价

1.3.1 单因子污染指数 单因子污染指数法是以土壤元素背景值为评价标准来评价重金属元素的累

积污染程度,是其他环境质量指数、环境质量分级和综合评价的基础。应用单因子污染指数法分别计算几种重金属的污染指数,计算公式如下:

$$P_i = C_i/S_i$$

式中, P_i 为 i 污染物的单因子污染指数, C_i 为 i 污染物的实际监测结果, S_i 为 i 污染物的评价标准。以三峡水库库区土壤重金属背景值为评价标准(唐将,2008),Cu、Zn、Pb 和 Cr 的背景值为 25、69.88、23.88 和 78.03 mg/kg, Mn 参照紫色土背景值(李健,1989),其均值为 344 mg/kg, Fe 无相关标准背景值数据。

1.3.2 综合污染指数 内梅罗综合污染指数法是将单因子污染指数按一定方法综合起来进行评价,其突出了高浓度污染物对土壤环境质量的影响,能反映出各种污染物对土壤环境的作用。因此,采用内梅罗综合指数法来评价几种重金属综合污染程度,其计算公式为:

$$P = \sqrt{\frac{1}{2}(P_{ave}^2 + P_{max}^2)}$$

式中, P 为土壤综合污染指数, P_{ave} 为土壤中各污染物指数的平均值, P_{max} 为土壤中单项污染物的最大污染指数。

1.3.3 污染评价标准 土壤重金属污染指数与污染程度之间相互关系(Mualem,1976)见表2。

1.4 重金属来源分析

根据6种土壤重金属含量、土壤有机质含量及pH的相关性分析和因子分析结果,初步判别土壤中的重金属来源。

表2 土壤污染分级标准

Tab.2 Soil pollution grading standards

等级	综合污染指数	单因子污染指数	污染等级	污染水平
I	$P \leq 0.7$	$P_i \leq 0.7$	安全	清洁
II	$0.7 < P \leq 1.0$	$0.7 < P_i \leq 1.0$	警戒级	尚清洁
III	$1.0 < P \leq 2.0$	$1.0 < P_i \leq 2.0$	轻度污染	土壤污染物超过背景值,视为轻度污染,作物开始污染
IV	$2.0 < P \leq 3.0$	$2.0 < P_i \leq 3.0$	中度污染	土壤、作物均受到中度污染
V	$P > 3.0$	$P_i > 3.0$	重度污染	土壤、作物受污染已经相当严重

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量及污染评价

三峡水库蓄水后,消落区土壤经过周期性的淹水和出露,土壤有机质、pH 和温度等理化性质和环境参数影响重金属的存在形态和迁移转化,加上小江流域近年来工农业的快速发展,废气、废水和废渣的大量排放以及农业面源污染,使流域土壤受到了不同程度的重金属污染。2010年3-9月对小江消

落区5个断面土壤重金属 Cu、Zn、Pb、Cr、Fe 和 Mn 的含量测试以及评价结果见表3。小江消落区土壤重金属综合污染指数 0.99,处于警戒级。

2.2 土壤重金属的空间分布

2.2.1 不同高程分布 2010年小江消落区高程 150~170 m 土壤重金属分布情况见图2。Cu、Zn、Pb、Cr、Mn 和 Fe 含量均值的沿高程变化范围分别为 22.42~29.73、68.37~96.95、14.64~37.22、17.14~26.63、460.26~555.37 和 $32.82 \times 10^3 \sim 37.35 \times$

10^3 mg/kg。重金属 Fe 和 Cr 含量均值随高程升高而升高; Mn 含量均值在高程 155 m 处最低,但总体趋势也是含量随高程升高而升高; Cu 含量均值在 150 m 最低,在其他高程变化不大; Pb 含量均值在 150 m 最低,在 160 m 最高,在其他高程变化不明显; Zn 含量均值在各个高程变化不大。Fe 和 Mn 在各高程的变异系数比较低,都低于 20%; Zn 其次,在各高程的变异系数都在 20% 左右; Cr 在各个高程的变异系数都高于 40%; Cu 和 Pb 在高的高程处变异系数大于低的高程处,在高程 165 和 170 m, Cu 和 Pb 变异系数都较高, Cu 的变异系数分别为 50.35% 和 62.81%, Pb 的分别为 45.39% 和 54.93%。

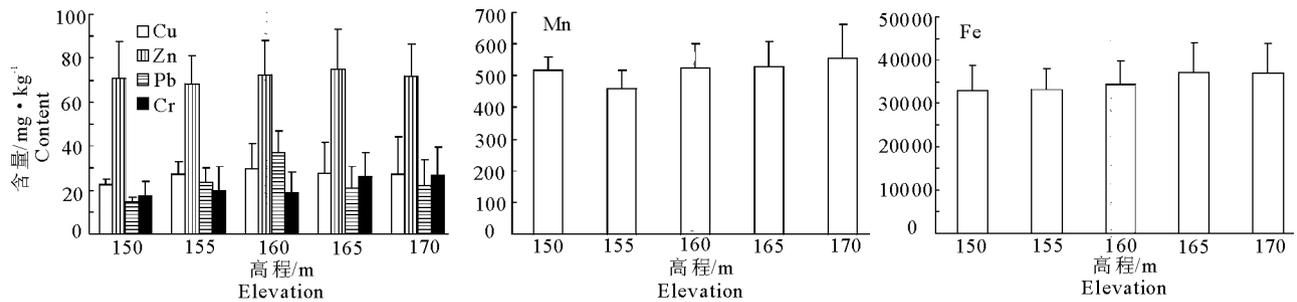


图2 小江流域消落区不同高程土壤重金属的分布

Fig.2 Distribution of soil heavy metals at different elevations in water-level-fluctuation zone of Xiaojiang watershed

2.2.2 流域沿程分布 2010 年小江上游到下游各断面重金属分布情况见图 3。Cu、Zn、Pb、Cr、Mn 和 Fe 含量均值的沿采样断面变化范围分别为 19.95 ~ 34.89、49.58 ~ 90.56、19.60 ~ 26.34、17.06 ~ 26.90、426.25 ~ 557.16 和 28.64×10^3 ~ 40.75×10^3 mg/kg。Cu、Zn、Cr、Mn 和 Fe 含量均值在高阳最小, Pb 含量均值在双江最小,高阳次之; Zn、Pb、Mn 和 Fe 含量均值在黄石最高, Cu 含量均值在渠口最高, Cr 含量均值在双江最高;各断面重金属含量均值在高阳总体偏低,在其他断面变化不大。Fe、Mn 和 Zn 在各个采样断面的变异系数较低,都低于 20%; 而 Cu、Pb 和 Cr 在各个采样断面的变异系数偏高,其中 Cu 在渠口断面的变异系数最高(53.25%), Pb 在高阳断面的变异系数最高(55.32%), Cr 在黄石断面的变异系数最高(57.89%)。

2010 年,小江消落区土壤重金属含量沿程分布以高阳站点较低,黄石站点较高,且大部分重金属含量随高程升高呈现升高的趋势。部分重金属如 Cu 和 Pb 在某些高程和断面上有较大的变异性,这与消落区在形成之前的土地利用情况有关,土地不同利用方式会导致土壤重金属含量的差异化;三峡水库运行后,水文条件改变,消落区反复出露和淹没,泥沙沿坡面存在较为明显的分选作用,其携带的重金

表3 2010 年小江消落区土壤重金属含量及污染评价
Tab.3 The content and contamination assessment of soil heavy metals in water-level-fluctuation zone of Xiaojiang watershed in 2010

重金属	含量/ mg · kg ⁻¹	单因子污染指数评价		综合污染指数评价	
		指数	等级	指数	等级
Cu	28.90	1.15	轻度污染		
Zn	72.73	1.04	轻度污染		
Pb	23.58	0.99	警戒级	0.99	警戒级
Cr	20.70	0.27	安全		
Mn	517.14	1.50	轻度污染		
Fe	35.58×10^3	-	-		

属在不同地域的沉降不同;低高程土壤在水体里淹没时间较长,重金属在土壤与水界面释放沉积、迁移转化,这可能也是低高程的重金属含量变化比较明显的原因之一。

2.3 土壤重金属的时间分布

2010 年小江流域 3-9 月消落区土壤重金属分布情况见图 4。随时间进程,7 月增加,9 月减少。Cu、Zn、Pb、Cr、Mn 和 Fe 含量均值的随时间变化范围分别为 13.08 ~ 41.94、70.63 ~ 77.39、14.34 ~ 34.08、14.94 ~ 29.47、452.70 ~ 593.50 和 31.46×10^3 ~ 41.51×10^3 mg/kg。Cu 含量均值在 3 月和 7 月偏高,在 8 月和 9 月偏低; Pb 含量均值在 3 月和 7 月偏高,在 6、8 和 9 月偏低; Fe、Cr 和 Mn 含量均值在 4 月和 6 月较低,其他各月变幅不大; Zn 含量均值比较稳定,在各月变化幅度不大。Fe 和 Mn 含量的变异系数低,各月基本都低于 20%; Pb 和 Zn 含量的变异系数其次,变幅 20% ~ 30%; Cu 在 4 月变异系数最高,为 50.23%,其他各月在 30% 左右; Cr 含量在各月的变异系数都较高,其中 5 月最高,为 57.78%。

从时间上来看,小江消落区在 2010 年 3 月和 7 月各重金属均值含量都较高,可能是由于 3 月是三峡水库水位由高水位缓慢下降时期,水体和消落区

土壤存在着离子迁移和转化,导致土壤部分重金属含量会增加,而7月可能是由于降雨量大,重金属随地表径流向消落区转移。

2.4 土壤重金属含量的统计分析

2.4.1 相关性分析 6种土壤重金属含量与土壤有机质和pH的相关性分析结果见表4。Fe、Mn与Cu、Zn、Pb、Cr的相关性极显著,其中Fe、Mn之间以及Fe、Zn之间的相关系数较大,分别为0.704和

0.712($P < 0.01$);Cu与Fe、Mn、Zn、Pb的相关性也极为显著,其中Cu和Pb之间的相关系数最高,为0.731($P < 0.01$);Pb与Fe、Cu极显著相关($P < 0.01$),与Mn、Zn显著相关($P < 0.05$);Cr与Fe、Mn极显著相关,与Cu、Zn和Pb的相关性都不显著;pH与Fe、Mn、Zn显著相关,与其他重金属相关性不显著;有机质与Cu、Pb、Fe、Cr呈正相关,与Mn和Zn呈负相关。

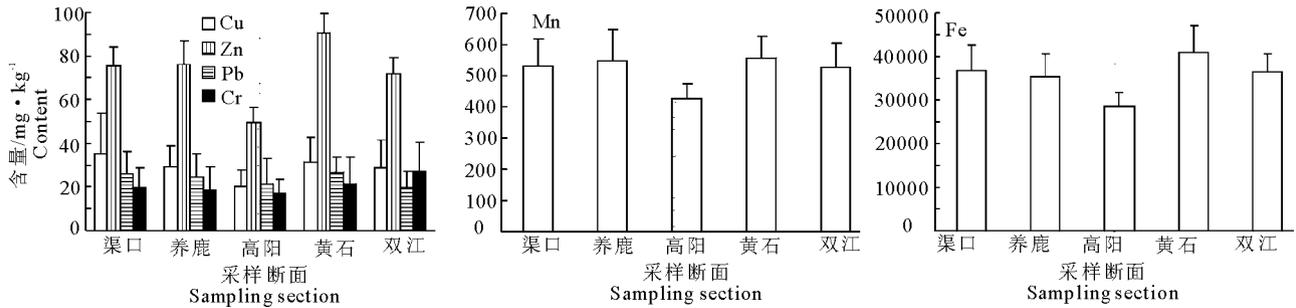


图3 小江流域消落区沿程土壤重金属的分布

Fig.3 Distribution of soil heavy metals along the Xiaojiang River in water-level-fluctuation zone of Xiaojiang watershed

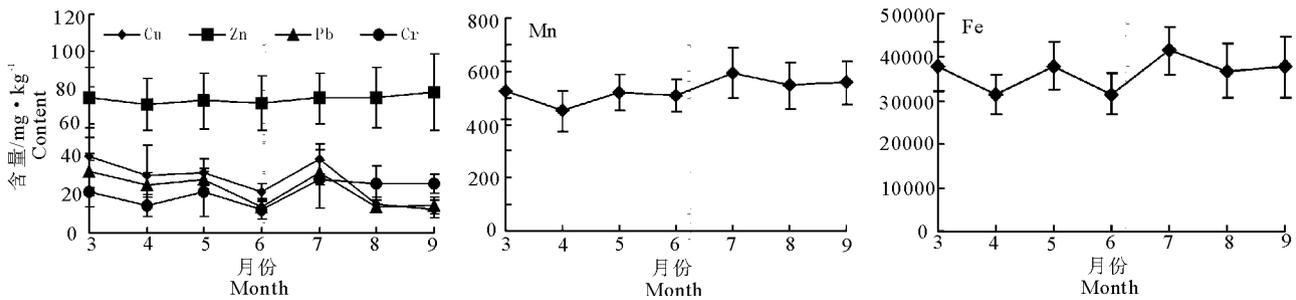


图4 小江流域消落区土壤重金属的时间分布

Fig.4 Temporal distribution of soil heavy metals in water-level-fluctuation zone of Xiaojiang watershed

表4 土壤重金属元素含量及土壤属性之间的Pearson相关系数

Tab.4 Pearson's correlation coefficient between the contents of heavy metal elements and soil properties

因子	pH	SOM	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Cr
pH	1	0.06	0.31**	0.45**	0.08	0.57**	0.01	0.005
SOM		1	0.08	-0.05	0.25**	-0.007	0.27**	0.12
Fe			1	0.70**	0.45**	0.71**	0.43**	0.43**
Mn				1	0.32**	0.60**	0.21*	0.29**
Cu					1	0.32**	0.73**	0.05
Zn						1	0.23*	0.12
Pb							1	0.12
Cr								1

* 显著相关($P < 0.05$); ** 极显著相关($P < 0.01$);SOM为土壤有机质含量。

2.4.2 因子分析 因子分析能把具有复杂关系的变量归结为数量较少的几个综合因子,通过降维的方法进行简化得到综合指标,在界定土壤或沉积物中元素的来源和分类方面应用广泛(Facchinelli, 2001)。为了确定成分的实际来源,还需进一步旋转因子,使每个变量尽量只负荷于一个因子之上。表5和表6列出了对2010年度小江消落区土壤样

本中重金属Fe、Mn、Cu、Zn、Pb和Cr6个变量因子分析的结果。通过因子分析,6种重金属可以由3个公因子反映86.4%,即对前3个主成分进行分析就可以反映6种重金属含量数据的大部分信息。第一因子的贡献率为50.3%,在Fe、Mn、Zn上有较高的正载荷,第二因子的贡献率为21.2%,在Cu和Pb上有较高的正载荷,第三因子贡献率为15.0%,在

Cr上有较高载荷。旋转变换后,各因子的构成同初始值基本没有变化。

表5 重金属含量因子分析的特征值和方差解释

Tab.5 Eigenvalues and variance explained for heavy metal contents

因子	初始			旋转变换后		
	特征值	贡献率/%	累积贡献率/%	特征值	贡献率/%	累积贡献率/%
1	3.02	50.30	50.30	2.26	37.65	37.65
2	1.27	21.16	71.46	1.81	30.08	67.73
3	0.90	14.96	86.42	1.12	18.69	86.42
4	0.39	6.47	92.89			
5	0.25	4.21	97.10			
6	0.17	2.90	100.00			

表6 重金属含量的因子负荷

Tab.6 Component matrixes for heavy metal contents

重金属	初始主成分因子			旋转变换后主成分因子		
	1	2	3	1	2	3
Fe	0.91	-0.22	0.001	0.80	0.34	0.34
Mn	0.77	-0.36	-0.19	0.84	0.11	0.20
Cu	0.68	0.63	0.034	0.25	0.89	-0.04
Zn	0.76	-0.26	-0.44	0.90	0.13	-0.07
Pb	0.63	0.66	0.22	0.11	0.93	0.10
Cr	0.40	-0.44	0.79	0.15	0.03	0.98

3 讨论

3.1 2009年与2010年重金属含量比较

2009年(杨启红,2011)和2010年小江流域消落区土壤重金属空间分布对比见图5。消落区土壤Fe、Zn含量都有所降低,Pb含量有所增高;Mn含量

在养鹿断面有所增高,在其他断面都略有下降;Cu含量在高阳断面有所降低,在其他断面略有增高。以上变化表明,2010年小江消落区土壤重金属Fe、Mn和Zn呈释放状态,而重金属Cu和Pb则是吸收状态。

2010年消落区土壤重金属Fe、Mn和Zn含量较2009年有所降低,Cu和Pb含量有所增高。金属离子在土壤和水体间存在一系列复杂的络合、吸附、解吸和沉积等物理化学过程,它们受土壤的特性、江水的重金属浓度和pH等诸多条件控制。由2年的调查结果可以推断,消落区淹水期间,土壤吸附了水体中部分重金属离子(Cu和Pb),也向水体释放了部分重金属离子(Fe、Mn和Zn)。由于不同的土壤类型和金属元素的性质不同,其变化规律也有差异。水环境中金属的释放能力依次为Cd>Cr>Pb>Cu>Zn>Ni>Mn>Fe(Modak,1994),因此经过一年的淹水周期后,消落区土壤重金属含量出现Fe、Zn和Mn降低,而Pb和Cu升高的现象。土壤中各重金属元素吸附解析的能力也有差异,例如土壤淹水后,在江水弱碱性环境下,Pb主要以难溶性的Pb(OH)₂、PbCO₃和Pb(PO₄)₂等形态出现,以固体形式吸附在土样各层,导致各层土样中Pb的总含量上升;而Fe和Mn是沉积物氧化还原体系的主要控制因素,在淹水的还原环境时,充当有机质降解的氧化剂,不断被还原释放成溶解态的Fe和Mn进入水体(罗莎莎,2001)。沉积物中Zn主要以铁锰氧化物

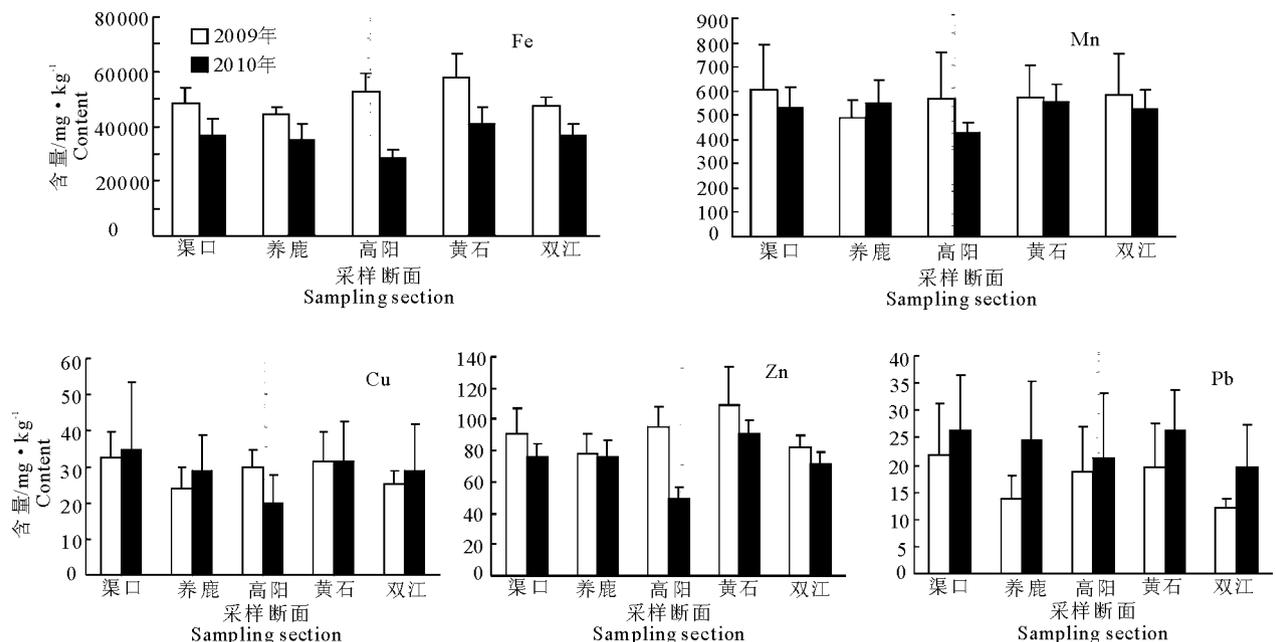


图5 2009年与2010年小江流域消落区各站点土壤重金属含量比较

Fig.5 Compared of soil heavy metals in water-level-fluctuation zone of Xiaojiang watershed between 2009 and 2010

结合态和碳酸盐结合态的形态存在,Cu 主要以有机结合态和残渣态的形态存在,2 者以可交换离子态形式存在的重金属含量很低,向水中释放量较小,并且 Zn 的释放能力稍大于 Cu(李鹏,2010)。

3.2 重金属来源分析

由于地球化学条件的相似性,且造成土壤污染的重金属元素共存于土壤中,导致重金属元素在总量上存在相关性(Romic,2003;陆安祥,2007)。Fe 和 Mn 是成土母质的重要元素,与其他重金属元素有着较好的相关性。Fe、Mn 水合氧化物是沉积物中重要的无机胶体,它们通过吸附、共沉淀等作用影响沉积物中重金属含量(Marchand,2006)。很多重金属元素以强的结合能力吸附在土壤或沉积物中的铁、锰氧化物上,重金属在向表层迁移和富集的过程中,铁、锰氧化物发挥了重要作用(Urasa,1996;张丽洁,2003)。对照小江消落区土壤重金属含量分布以及统计分析结果,构成第一因子的 Fe、Mn 和 Zn 都是土壤中含量较大的重金属元素,Fe 和 Mn 主要来源于自然源,是成土母质的重要元素,因此第一因子可视为“自然因子”,Zn 与 Fe、Mn 之间相关性较好,某种程度上表明 Zn 主要来自于自然背景;构成第二因子的 Cu 和 Pb 之间相关性极显著,推断 Cu 和 Pb 具有同源性。另外,Cu 和 Pb 同第一因子的 Fe、Mn、Zn 有较强的相关性,土壤 Cu、Pb 含量虽未超标,但其单因子污染评价指数也偏高,因此可以推断 Cu、Pb 一部分来源于自然源,同时也受到了外源输入的影响,且土壤有机质和 Cu、Pb 的相关性显著,表明消落区形成前土壤农业利用中有机化肥和农药的施用以及消落区形成后进入消落区的废水、垃圾、地表径流等可能是土壤 Cu、Pb 的重要来源(李继明,2002;李勇,2010)。在消落区土壤重金属 Fe、Mn、Cu、Zn 和 Pb 的年际变化中,Fe、Mn 和 Zn 是释放状态,Cu 和 Pb 是吸收状态,2 种不同的状态也说明了土壤重金属来源和流向的差异性,这也与之前的相关性分析结果一致。第三因子只有 Cr 有较高载荷,与其他重金属都不属于同一因子,在本研究中 Cr 只与 Fe、Mn 有一定的空间相关性,与其他重金属元素以及 pH、有机质相关性较弱,而小江消落区土壤 Cr 含量并不高(20.70 mg/kg),远远低于土壤背景值(90 mg/kg),可以推断主要来源于自然源,主要受成土母质控制,受外来污染影响较小。

整体来看,三峡水库小江消落区土壤重金属含量在时空分布上有一定的变化差异,呈现出一定的变化趋势,这与三峡水库运行情况、消落区形成前的

土地利用情况和地表径流等因素有关;消落区淹水期间,不同重金属在水土界面的吸附解析性能的不同也影响了消落区土壤重金属含量的年际变化;通过对调查数据进行统计学分析,初步确定小江消落区土壤重金属来源和类别。后续研究需展开进一步的动态监测,以分析消落区土壤重金属在周期性干湿交替条件下的变化趋势和动态特征,为三峡水库水环境安全和生态环境建设提供更多科学依据。

参考文献

- 蔡立梅,马瑾,周永章,等. 2008. 东莞市农业土壤重金属的空间分布特征及来源解析[J]. 环境科学,29(12): 3496-3502.
- 陈梓云,彭梦侠. 2001. 三峡库区消落带土壤中铅污染调查[J]. 土壤与环境,10(2):165-166.
- 陈梓云,彭梦侠. 2003. 三峡库区消落带土壤中镉污染调查及分析[J]. 西南民族大学学报:自然科学版,29(4): 494-495.
- 胡泉,樊耀波,王敏健. 1998. 影响有机污染物在土壤中的迁移、转化行为的因素[J]. 环境科学进展,7(5):14-22.
- 黎莉莉,张晟,刘景红,等. 2005. 三峡库区消落区土壤重金属污染调查与评价[J]. 水土保持学报,19(4):127-130.
- 李继明,叶学春,张全智,等. 2002. 农产品的肥料污染与对策[J]. 河南农业科学,(9):29-30.
- 李健,郑春江. 1989. 环境背景值数据手册[M]. 北京:中国环境科学出版社:321-322.
- 李鹏,曾光明,蒋敏,等. 2010. pH 值对霞湾港沉积物重金属 Zn、Cu 释放的影响[J]. 环境工程学报,4(11):2425-2427.
- 李其林,黄昀,刘光德,等. 2004. 三峡库区主要土壤类型重金属含量及特征[J]. 土壤学报,41(2):301-304.
- 李勇,周永章,窦磊,等. 2010. 基于多元统计和傅立叶和谱分析的土壤重金属的来源解析及其风险评价[J]. 地学前缘,17(4):253-261.
- 陆安祥,王纪华,潘瑜春,等. 2007. 小尺度农田土壤中重金属的统计分析与空间分布研究[J]. 环境科学,28(7): 1578-1583.
- 罗莎莎,万国江,Roland Schmidt. 2001. 奥地利 Wallersee 沉积物—水界面铁锰的循环和迁移特征[J]. 农业环境保护,20(3):137-140.
- 唐将,钟远平,王力. 2008. 三峡库区土壤重金属背景值研究[J]. 中国生态农业学报,16(4):848-852.
- 许书军,魏世强,谢德体. 2003. 三峡库区耕地重金属分布特征研究[J]. 水土保持学报,17(4):64-66.
- 杨启红,郑志伟,张志永,等. 2011. 三峡水库小江流域消落

- 区土壤重金属的时空分布[J]. 水生态学杂志,32(2): 11-15.
- 叶琛,李思悦,张全发. 2010. 三峡库区消落区蓄水前土壤重金属含量分析及生态危害评价[J]. 土壤学报, 47(6): 1264-1269.
- 袁辉,黄川,崔志强,等. 2007. 三峡库区消落带与水环境影响关系预测[J]. 重庆大学学报:自然科学版,30(9): 134-138.
- 张丽洁,王贵,姚德,等. 2003. 近海沉积物重金属研究及环境意义[J]. 海洋地质动态,19(3):6-9.
- 周谐,郑坚,张晟,等. 2006. 三峡库区重庆段淹没区土壤重金属分布及评价[J]. 中国环境监测,22(6):86-88.
- Facchinelli A, Sacchi E, Mallen L. 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils [J]. Environmental Pollution, 114(3): 313-324.
- Marchand C, Lallier-Verges E, Baltzer F, et al. 2006. Heavy metals distribution in mangrove sediments along the mobile coastline of French Guiana [J]. Marine Chemistry, 98:1-17.
- Modak D P. 1994. Mobile and bound forms of trace metals in sediments of the lower Ganges [J]. Water Research, 26(11):1541-1548.
- Mualem Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media [J]. Water Resource Res., 12(3): 513-522.
- Romic M, Romic D. 2003. Heavy metals distribution in agricultural top soils in urban area [J]. Environmental Geology, 43(7):795-805.
- Urasa I T, Macha S F. 1996. Speciation of heavy metals in soils, sediments, and sludge using DC-plasma atomic emission spectrometry coupled with ion chromatograph [J]. International Journal of Environment Analytical Chemistry, 64(2):83-95.

(责任编辑 杨春艳)

Temporal and Spatial Distribution and Sources Analyses of Soil Heavy Metals in Water-level-fluctuation Zone of Xiaojiang Watershed in Three Gorges Reservoir

ZOU Xi¹, ZHENG Zhi-wei¹, ZHANG Zhi-yong¹, AN Ran², HU Lian¹, WAN Cheng-yan¹, HU Hong-qing²

(1. Key Laboratory of Ecological Impacts of Hydraulic-Projects and Restoration of Aquatic Ecosystem of Ministry of Water Resources, Institute of Hydroecology, Ministry of Water Resources and Chinese Academy of Sciences. Wuhan 430079, P. R. China;
 (2. Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, P. R. China)

Abstract: Soil samples were collected from the surface of five sections in the water-level-fluctuation zone of Xiaojiang River from March to September in 2010. The average concentrations of Cu, Zn, Cd, Pb, Fe and Mn were 28.90, 72.73, 23.58, 20.70, 35.58×10^3 and 517.14 mg/kg. The integrated pollution index of heavy metals in water-level-fluctuation zone of Xiaojiang River was 0.99, and the pollution grade was on the alarm level. Along the Xiaojiang River, the average concentrations of soil heavy metals reduced in Gaoyang section, increased in Huangshi section. The average concentrations of most heavy metals were increased with the increasing of elevation. The average concentrations of soil heavy metals were the highest in March and July. Compared with 2009, the average concentrations of Fe, Mn and Zn were reduced, and those of Cu and Pb were increased in 2010. Further Correlation Analysis and Factor Analysis on Correlation and sources of heavy metals revealed that Fe, Mn and other heavy metals in soils took on positive correlations ($P < 0.05$ or $P < 0.01$), the correlations between Cu and Pb concentrations were significantly positive ($P < 0.01$), Cr had the poor correlations with other heavy metals except Fe and Mn. We deduced that the contaminations of Fe, Mn and Zn in the watershed of Xiaojiang River were caused by natural factors, and those of Cu and Pb were caused by pollution factors.

Key words: Xiaojiang watershed; water-level-fluctuation zone; soil heavy metals; temporal and spatial distribution; sources analyses