

# 流溪河水库底泥重金属污染记录

张华俊<sup>1,2</sup>, 薛现光<sup>2</sup>, 彭亮<sup>2</sup>, 顾继光<sup>2</sup>

(1. 黔南民族师范学院旅游与资源环境学院, 贵州 都匀 558000;

2. 暨南大学水生生物研究所, 广东 广州 518040)

**摘要:**为了探究流溪河水库建库以来底泥重金属污染特征,于2013年3月在流溪河水库采集泥柱,测定泥柱中的重金属含量指标,进行多元统计分析并结合已有水质、水文等数据,综合分析了该水库底泥对人类活动的记录。结果表明,流溪河水库底泥早期未受到重金属污染,而中后期水库底泥重金属污染逐渐加剧。流溪河水库底泥对其流域内环境变化及人类活动做出了较好响应记录,与资料、文献记载具有较高吻合度。底泥记录了该水库5个时段重金属含量变化的历史时期,第I时段(20世纪50-60年代),未受重金属污染;第II时段(20世纪70年代),较弱的重金属污染,底泥重金属开始缓慢富集;第III时段(20世纪80年代),人类活动对重金属含量影响已开始显现,其含量开始有较大增加;第IV时段(20世纪90年代),底泥记录了一个显著的重金属含量上升过程,指示该时段重金属主要来源于人类活动,重金属含量变化比较大,指示污染最严重时期;第V时段(2000年后)指示重金属污染得到较好控制,由于污染积累部分重金属含量仍高于建库早期时段,该时段重金属主要是降低含量的人为污染及大气输送。研究结果能为大型水库水质管理提供长期数据支持及预警服务。

**关键词:**流溪河水库;重金属污染;底泥;记录

**中图分类号:**X825 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2020)04-0116-09

底泥重金属记录不仅能反映来源于大气沉降的污染,同样可以揭示过去流域状况的变化(Oldfield et al, 2003; Yang & Rose, 2005),是人类活动的指示器(Von Gunten et al, 1997; Avila-Pérez et al, 1999; Christensen & Juracek, 2001)。底泥已被用于重建人为输入水体重金属的历史变化研究(Lepane et al, 2007; Karageorgis et al, 2009; Barros de Oliveiraa et al, 2012),如流域内采矿活动排放的大量重金属最终沉积在水底,底泥中会有采矿活动的清晰记录,可建立一个底泥重金属污染年代序列(Grayson & Plater, 2009)。快速的沉积速率和较深的水体使水库底泥较少受到早期成岩作用和生物扰动影响,为重金属输入提供了保存条件(Calender, 2000; Müller et al, 2000; Audry, 2004);越来越多的学者开展了一系列关于水库底泥重金属的研究(Kähkönen, 1998; Arnason & Fletcher,

2003; 郭云等, 2018)。底泥重金属通过再悬浮、生物扰动、水位降低、洪水或酸化等能重新进入泥-水界面(Blasco, 2000; Arnason & Fletcher, 2003; Audry, 2004),进而危害生物健康(刘良和张祖陆, 2013; 郭云等, 2018)。因此,研究水库底泥重金属记录以了解水环境长期变化,具有重要的现实意义。

本文选择南亚热带地区的流溪河水库为对象,研究该水库底泥重金属记录的流域内环境变化过程,记录底泥对该水库流域内人类活动的特征,了解水库建库以来的环境变化过程,可为水体修复和管理制定合理目标给予数据支持。

## 1 材料与方法

### 1.1 水库概况

流溪河水库位于广东省从化市东北部(23°45'N, 113°46'E),建于1956年,是一座典型峡谷型水库,以发电为主,兼顾防洪、饮用水源地、灌溉功能。水库面积15.25 km<sup>2</sup>,平均水深21 m,最大水深73 m,正常蓄水位高程235 m,对应库容3.25 × 10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>,死水位高程213 m,对应死库容0.86 × 10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>,水力滞留时间170 d。流溪河水库流域属典型的南亚热带季风气候,年均温19.5~21.4℃,降雨充沛,年均降雨量1 800~2 200 mm。入库流量主要来自上游的吕田河与玉溪河,占总库流量的60%

收稿日期:2018-11-09

基金项目:国家自然科学基金项目(U0733007);广东省科技计划项目(2013B080500022)。

作者简介:张华俊,1983年生,男,博士,高级工程师,主要从事淡水生态学与水环境生态修复工程研究。E-mail:jnuzhanghua@126.com

通信作者:顾继光,1966年生,男,副教授,主要从事污染生态学研究。E-mail:gujiguang@163.com

以上;其中吕田河集雨面积 264.4 km<sup>2</sup>,年均流速 11.4 m/s,玉溪河集雨面积 192.3 km<sup>2</sup>,年均流速 7.9 m/s。该水库是广州市重要的供水水源地,年供水量占广州市需水量的 70%左右,水库流域内水土保持良好(林国恩等, 2009)。

## 1.2 水库及样点分布

水库湖泊区物质沉降速度慢且底泥受外界干扰小,具有较好的保存效果,故在该区域选择采样点,如图 1 所示。



图 1 流溪河水库采样点

Fig.1 Location of the sampling site in Liuxihe reservoir

## 1.3 样品采集处理与指标测定

于 2013 年 3 月 9 日,用奥地利产(Uwitec)重力采泥器在流溪河水库湖泊区较深(>40 m)且地势平缓处设置样点(23°45'45"N;113°46'47"E),采集平行柱状底泥 2 根,选择纹理清晰且未经干扰泥柱为研究对象,泥柱表层与上覆水保持完好,表层未经扰动,上覆水清澈,采用虹吸管小心吸走上覆水后,现场以 1 cm 为单位对泥柱切割,切割后样品采用美国产无菌样品袋(NASCO whirl-pak)装好后,避光低温保存,迅速运回实验室,进行湿重测量后置于 4℃ 冰箱保存。采用一根泥柱样品进行研究,另一根低温保存备用。底泥样品经真空冷冻干燥器(Telstar Cryodos-80)干燥,测量干重后经玛瑙研钵研磨过 100 目塑料筛,样品置于干燥器中保存直至处理分析。

重金属采用强酸消解,ICP-AES 测定(张华俊, 2015)。有机质含量 LOI<sub>550</sub>采用马弗炉烧失量灼烧法获得(Heiri et al, 2001)。孔隙度按下列公式计算:

$$\Phi = W \times d_s / [(1 - W)d_w] + W \times d_s$$

式中: $W$  为底泥水分含量(%); $d_s$  为底泥的平均密度(2.65 kg/m<sup>3</sup>); $d_w$  为水的密度(1 000 kg/m<sup>3</sup>)。

底泥含水率测定采用重量差值法(Murray et

al, 2006);粒度采用 Mastersizer 2000E 型激光粒度分析仪进行测定,划分标准参考相关文献(史凯等, 2009;沈吉等, 2010)。

## 1.4 重金属污染水平评价标准

以地积累指数(Müller, 1969)和 NYSDEC 标准(Pataki & Cahi, 1999)两种评价体系来评价水库底泥重金属污染水平。地累积指数评价其计算公式如下:

$$I_{geo} = \log_2 [C_n / k \times B_n]$$

式中: $I_{geo}$  为地积累指数; $C_n$  为元素  $n$  在底泥中的实测含量值(mg/kg); $B_n$  为底泥中该元素的地球化学背景值; $k$  为考虑成岩作用可能会引起背景值变动而设定的系数(一般取 1.5);根据  $I_{geo}$  值的大小,可将底泥重金属污染程度划分为 7 个等级,各等级划分参见 Müller(1969)。本文选取广东省土壤背景值作为地积累指数评价参比值,Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 的背景值分别为 50.5、17、14.4、36、47.3 mg/kg。

NYSDEC 标准是美国纽约州环境保护部门的标准(Pataki & Cahi, 1999)。该标准建议 Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 的最低作用浓度(LEL)分别为 26、16、31、16、120 mg/kg;其严重作用浓度(SEL)分别为 110、110、110、50、270 mg/kg。

## 1.5 数据处理

本文采用 Origin 8.0 软件作图,采用 SPSS 20 软件进行回归分析,采用 R 语言软件进行多元统计分析及部分作图。

## 2 结果与分析

### 2.1 底泥物理属性

如图 2 所示,流溪河水库泥柱各层含水率在 43.7%~74.1%,表现出随沉积深度增加而递减的趋势。在 38 cm 以下,底泥含水率随沉积深度的增加而缓慢降低;38~6 cm,表现出了较为稳定的趋势,而在 6 cm 至表层则又缓慢增加。所对应的孔隙度值为介于 67.3%~88.3%,与含水率回归分析具有显著相关( $P < 0.01$ ),表现出一致的垂直分布规律,两者分布符合底泥自然压实作用规律。

流溪河水库底泥以细粉砂为主,整个泥柱中其含量占比 31.44%~50.14%,其余依次为粗粘土、细粘土、中粉砂、粗粉砂和砂,其组分含量分别为 20.09%~36.01%、18.10%~34.31%、0.41%~12.00%、0.09%~5.92%、0.00%~5.47%。流溪河水库泥柱粒度相对丰度组成见表 1。

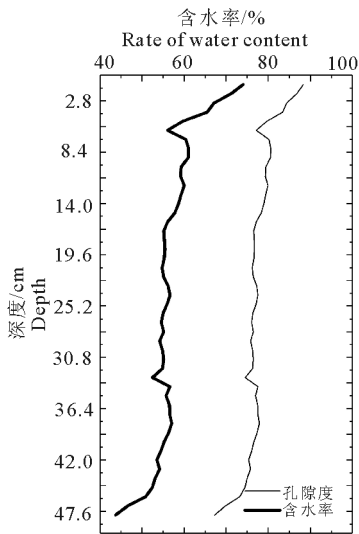


图2 流溪河水库柱状底泥含水率与孔隙度垂直分布

Fig.2 Vertical profiles of sediment moisture content and porosity in Liuxihe reservoir

表1 流溪河水库泥柱粒度相对丰度组成 %

Tab.1 Percentage of particle size fractions in the sediment core of Liuxihe reservoir

指标	细粘土	粗粘土	细粉砂	中粉砂	粗粉砂	砂
最大值	34.31	36.01	50.14	12.00	5.92	5.47
最小值	18.10	20.09	31.44	0.41	0.09	0.00
平均值	28.39	30.68	38.07	2.10	0.62	0.15
标准差	4.00	3.17	4.68	2.29	0.97	0.79
变异系数	14.1	10.3	12.3	109.1	157.5	543.6

由图3可知,流溪河水库底泥粗颗粒组分较小,尤其是砂的比例很小,多数情况下为0,只在22 cm处粗颗粒物含量较高,可能与大洪水事件有关(王晟,2012;夏伟,2013)。整体而言,细粉砂、中粉砂和粗粉砂组分比例的垂直分布规律较一致,泥柱底层三者比例较大,随着沉积深度的降低,比例逐渐降低,但在某些深度出现异常高值,同时三者的高值和低值都出现在相同位置,表现出了较好的一致性。粒度组成能反映底泥形成时的水动力、物源、沉积环境及输送介质等,是底泥特征的重要指标之一。通常砂的含量高,表明水动力强,沉积环境稳定性差;反之粘土含量越高,水动力越弱。深水区或非常平静的水域往往还会存在一定量极细小的粘土颗粒。水体物理能量是控制底泥粒度分布的主要因素,细、粗粒底泥分别代表了水体物理能量降低和增强的阶段,即粒度直接反映水动力条件。模型表明,在流溪河水库中大颗粒物要想运输到湖泊区沉降,必须要借助较大的水动力输送,表明底泥中大粒度比例较大所对应的年代与水库较大排水量时间相对应(王晟,2012)。在流溪河水库底泥中,以细颗粒的

粘土和细粉砂组分为主,占据了83.86%~99.30%的比例,表明该样点水动力条件总体较弱,底泥保存较好,但特定时段大水动力条件下的沉积物粒度组成具有很好的时间记录作用。

## 2.2 水库底泥年代确立

Liu等(2012)采用柱状底泥年纹层和硅藻壳丰度等指标结合降雨、水位、排水量等数据,计算出流溪河水库湖泊区沉积速率为0.78 cm/a,确立了水库年代。本研究参考上述研究结果,结合水库排水量数据与底泥粒度组成分布,推导部分重大历史事件时期以建立粗略水库底泥年代框架。利用水库水位及排水历史记录和底泥粒度组成对主要历史时期判定如下:在7、10、14、15、22、37 cm处的粗颗粒比率高,泥样中值粒径也较大,细颗粒比重低,通常只有水库在较大排水时才可能将大量粗颗粒物质运输到此处,历史记载这些泥层所对应的具体时间为2001年、1997年、1993年、1992年、1983年和1968年,以此计算各段时间内的平均沉积速率与Liu等(2012)的结果较接近。两者对应如图4所示。

## 2.3 泥柱重金属含量分布

图5表明,泥柱中Cr含量在11~70.4 mg/kg,整体表现出随沉积深度降低而逐渐降低的趋势,最大值出现在泥柱最底层,该规律同Ni一致,Ni含量在5.4~22.6 mg/kg。重金属Cu、Pb和Zn含量总体表现出随沉积深度降低而增加的趋势,从13 cm到表层则呈现出相反的变化规律。Fe含量比较稳定,其含量在泥柱中的变异系数为9.9%,Zn在所有重金属中的含量层间变化最大,变异系数达到50.3%。采用CONISS分析法对重金属含量进行分析,结合实际可以将泥柱划分为5个不同的区间: I区(49~39 cm),在该区Cr、Cu和Ni三者含量垂直分布规律一致,都表现出随深度增加而降低的趋势,而Fe、Pb和Zn表现出与前者相反的规律,但三者含量增加的幅度不大。II区(39~21 cm),该区中Cr、Cu、Pb和Zn表现出了明显的增加趋势,Fe和Ni的分布规律较一致,先增加、后逐渐降低。III区(21~15 cm),该区中,Cr、Cu、Fe和Ni含量逐渐降低,而Pb和Zn含量仍持续增加。IV区(15~6 cm),所有6种重金属含量均表现出了先增加、后降低的规律,表明该区所对应时段内重金属输入量大增,重金属含量增加到最大值后又开始降低。V区(6~0 cm),所有重金属含量在降到低值后,均表现出恒定或较微弱增加的趋势,表明该区时段内重金属污染得到较好控制。

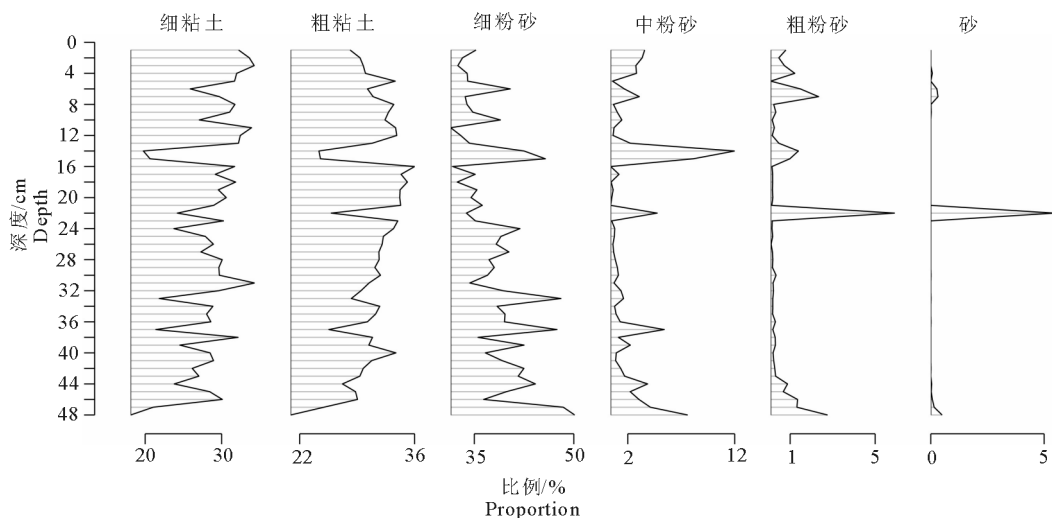


图 3 流溪河水库泥柱粒度组成分布

Fig.3 Vertical distribution of different particle size fractions in the sediment core of Liuxihe reservoir

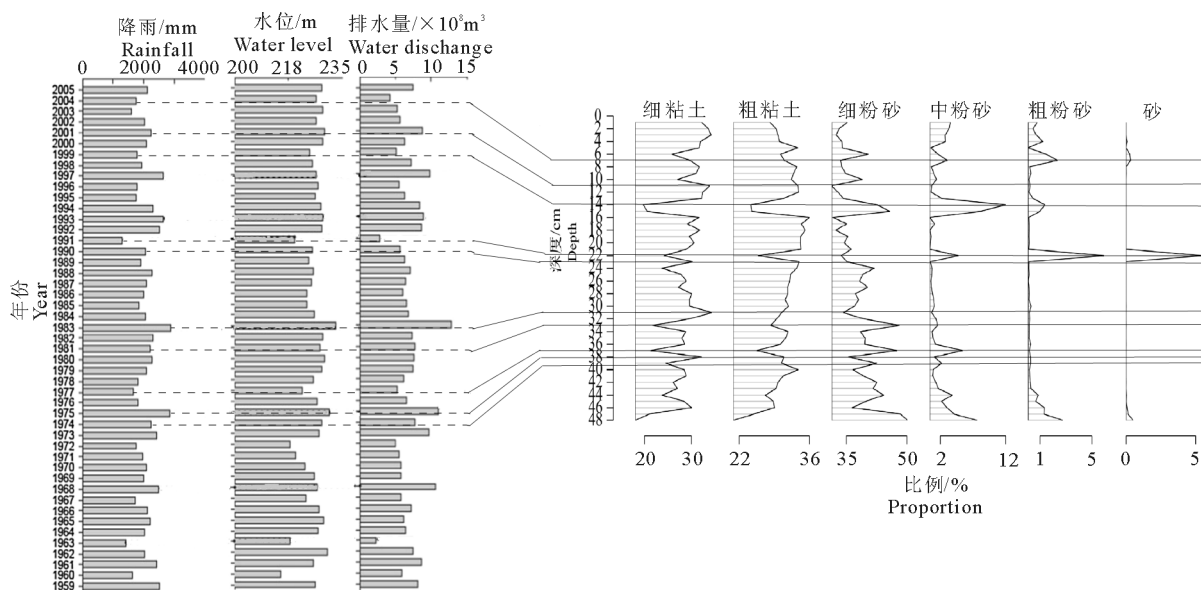


图 4 流溪河水库泥柱年代框架

Fig.4 Chronological framework of the sediment core in Liuxihe reservoir

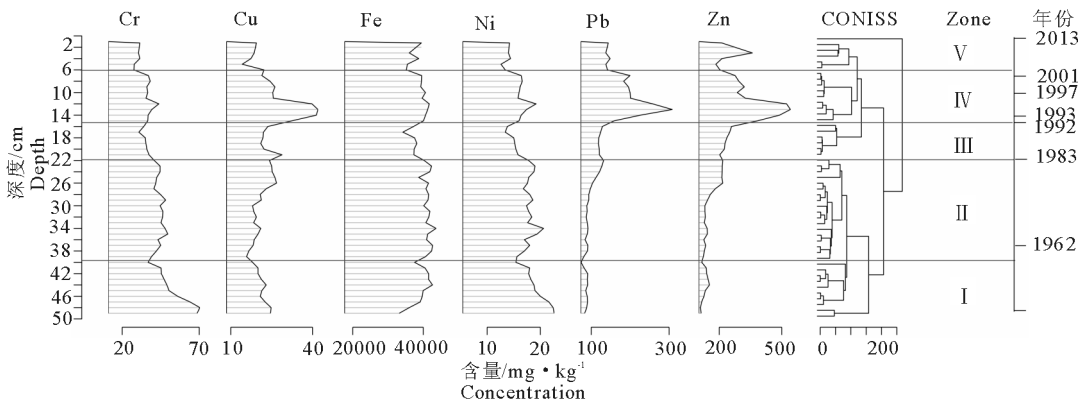


图 5 流溪河水库泥柱重金属含量垂直分布

Fig.5 Vertical distribution of different heavy metals in the sediment core of Liuxihe reservoir

## 2.4 重金属含量及其与有机质含量的相关性

研究表明,具有显著相关性的重金属可能同源,具有类似物源和分布规律,也可能还共同受到沉积速率、通量、粒度等的影响。在分层对应的前提下,利用 SPSS 软件对水库沉积物重金属进行 Pearson 相关性分析。在流溪河水库中,Cu 和 Cr 不存在显著相关性( $P>0.01$ ),而与其他重金属具有较显著的正相关性( $P<0.05$ ),Ni、Fe 分别与 Pb、Zn 的相关性均较差,其余重金属间则具有较好的相关关系( $P<0.01$ ),相关性较差的两金属间具有不同的来源或所受的影响条件、程度不一致,表明流溪河水库底泥各重金属含量所受的影响因素更复杂,导致各重金属具有不同的分布规律。在流溪河水库中,泥柱有机质与重金属 Cr、Ni 和 Fe 含量之间存在极显著的负相关关系( $P<0.01$ ),其余重金属则与有机质含量相关性较弱,该水库底泥重金属含量受多种因素的影响,削弱了有机质分解释放重金属的作用(表 2)。通过拟合建立模型: $LOI_{550} = 3.74 - 0.1Cr - 0.03Cu + 0.18Ni$ ,  $R_{adj}^2 = 0.48$ ,  $P = 6.83 \times 10^{-7}$ ,  $n = 48$ ,表明重金属 Cr、Cu、Ni 和有机质含量间关系最为紧密,有机质在底泥重金属的富集中起了关键作用。有机质影响着一系列生物化学过程,是控制氧化还原条件、底层水体溶氧负荷、磷等其他营养盐及重金属循环最重要的因素。大部分元素均与  $LOI_{550}$  相关,也说明了沉积物中有机质对这些金属元素比较强地吸附、聚集作用。

表 2 流溪河水库泥柱重金属含量相关性

Tab.2 Pearson correlation analysis among different heavy metal concentrations in the sediment core of Liuxihe reservoir

重金属	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
Cr	1	0.138	0.731**	0.950**	-0.272	-0.276
Cu		1	0.349*	0.315*	0.760**	0.836**
Fe			1	0.856**	0.075	0.062
Ni				1	-0.077	-0.082
Pb					1	0.929**
Zn						1

注: \*\* 表示  $P<0.01$ (双尾检验); \* 表示  $P<0.05$ (双尾检验)。

Note: \*\* indicates a highly significant correlation ( $P<0.01$ );

\* indicates a significant correlation( $P<0.05$ ).

图 6 表明,在流溪河水库中,沉积物泥柱有机质与各重金属之间较少有显著正相关性( $P>0.05$ ),重金属 Cr 和 Fe 与有机质含量之间存在较显著的负相关关系( $P<0.01$ )。表明该水库沉积物重金属含量受多种因素的影响,削弱了有机质分解释放重金属的作用。该水库沉积物重金属受外界干扰的因素更多,所记录的情况也复杂些。Cu 是生物必须的营养元素,具有生物累积效应与有机物具有较强的结合能力。在该水库有机质与重金属所建立的模型中与 Cu 具有重要的关系。

养元素,具有生物累积效应与有机物具有较强的结合能力。在该水库有机质与重金属所建立的模型中与 Cu 具有重要的关系。

## 2.5 柱状底泥重金属污染水平

地积累指数评价表明(图 7),流溪河水库底泥中 Cr、Cu 及 Ni 的  $I_{geo}$  值除 Ni 在 47~49 cm 外,所有泥层中均小于 0,表明流溪河水库底泥并未受到这些重金属的严重污染,Pb 在 26 cm 以下其  $I_{geo}$  值介于 0~1,26 cm 以上则  $1<I_{geo}<2$ ,Pb 处于中等污染水平,Zn 则在 30 cm 处呈现污染水平的转换,以上两种重金属在流溪河水库中污染较其他重金属严重,也表现出了污染加重后又降低的趋势。通过 NYSDEC 标准评价可知,流溪河水库泥柱中 Cr 含量介于 LEL 与 SEL 之间,但是距离 LEL 水平较近,污染程度较低,Cu 与 Cr 含量特征相似,其污染程度也较低,在某些泥层其含量小于 LEL,Ni 在所有泥层中没有受到污染,均低于 LEL,Pb 的污染较重,含量基本超过 SEL,但在表层有降低的趋势。Zn 在底层 47 cm 以下小于 LEL,其他泥层介于两者之间;表明除 Pb 外,流溪河水库底泥重金属总体污染水平较低,这可能与该地区的 Pb 本地值较高也有关系(广东省土壤普查办公室,1993)。

## 3 讨论

### 3.1 水库底泥重金属低污染时期记录

底泥重金属含量是多因素作用的结果,如水体周边岩床、土壤析出物、大气干湿沉降及底泥有机物与无机物比例等(Christensen & Juracek, 2001)。在流溪河水库泥柱所划分的各时段中,第 I、II 时段记录了水库的重金属低污染时期。其中第 I 时段,Cr、Cu、Ni 含量随时间推移而降低,Fe、Pb、Zn 含量随时间推移而缓慢增加,该时段处于 20 世纪 70 年代之前,工农业规模小,重金属主要来源于自然;同时,该时段泥柱颜色较浅,泥层包括较多碎屑物质和  $CaCO_3$ ,痕量物质含量可能被高浓度的  $CaCO_3$  供给和沉积速率稀释,导致含量降低。Banbury 湖底泥中 Pb 和 Ca 的显著负相关性,暗示了 Pb 被  $CaCO_3$  稀释的事实(Yang & Rose, 2005)。早期流溪河水库和 Lagoa Vermelha 一样位于相对孤立地区,被森林包围,大气沉降是重金属进入水库主要途径之一(Barros de Oliveiraa et al, 2012),但此途径进入的量不多。第 II 时段惰性元素 Fe 含量稳定,大多数重金属含量缓慢增加,该时段时间跨度较长,20 世纪 70 年代后,工农业规模有所增加,但也不足以导

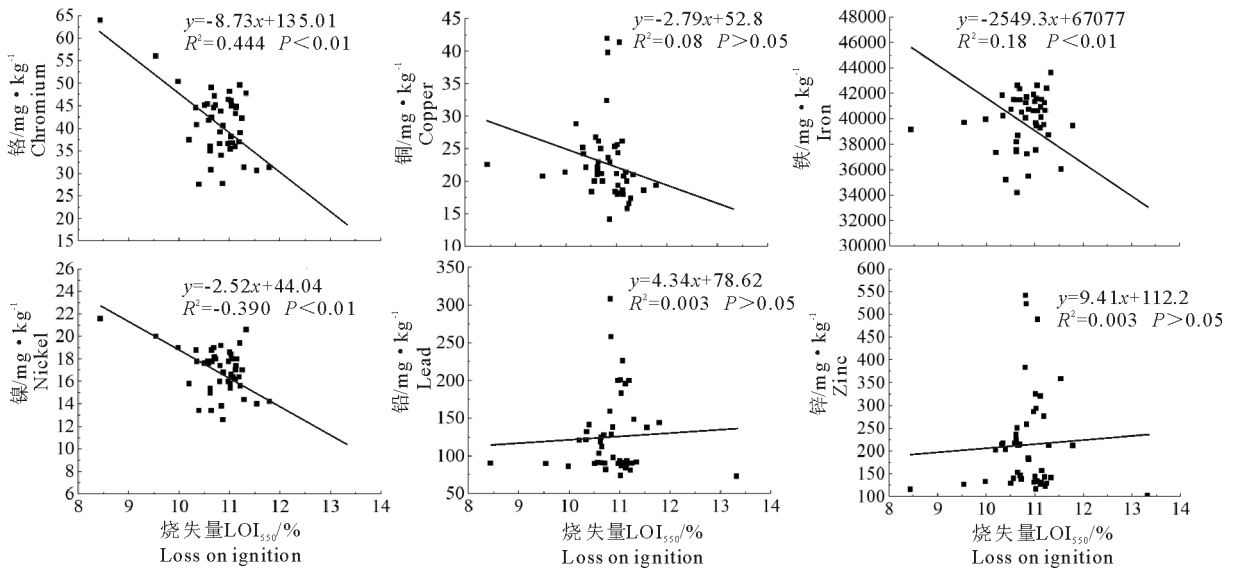


图 6 流溪河水库中泥柱重金属与有机质间的回归分析

Fig.6 Regression analysis of OM and heavy metals in the sediment core of Liuxihe reservoir

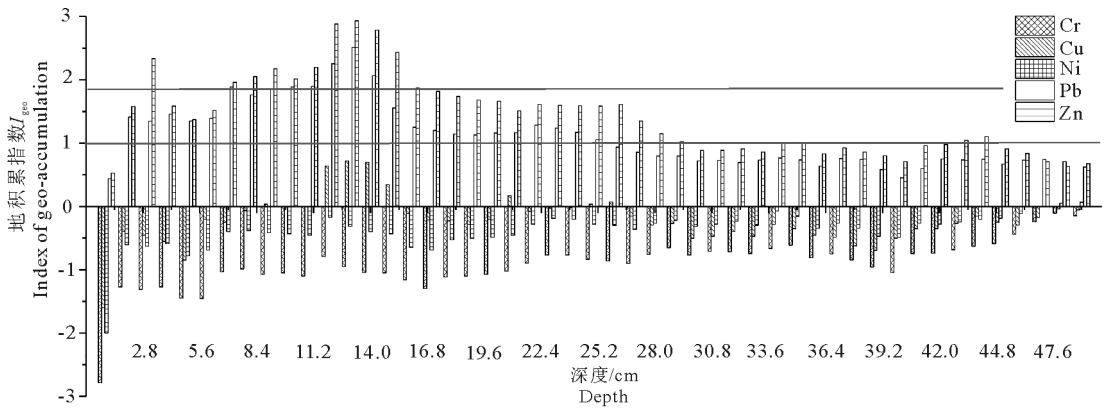


图 7 水库柱状底泥重金属地积累指数

Fig.7 Geoaccumulation index of heavy metals in Liuxihe reservoir sediment core

致大规模重金属污染,由于长期自然和人类活动输入影响,底泥重金属开始缓慢富集。该时段底泥重金属仍以自然源为主,如流域侵蚀。惰性元素 Fe 和 Mn 对 Pb 展现了消极的应对,随 Pb 含量的增加而降低,出现这种现象主要是其与有机质相关联,随碎屑矿物质增加而降低(Grayson & Plater, 2009)。

### 3.2 水库底泥重金属污染加重时期记录

泥柱第 III、IV 时段记录了水库重金属污染加重时期,其中第 III 时段人类活动对重金属含量的影响已表现出来,Pb、Zn 快速增加,Cu 缓慢增加及 Cr、Ni 缓慢降低。全球 Pb 循环中约 95% 来自人类活动,铅的采矿和冶炼已在各地广泛开展(Grayson & Plater, 2009);同时,Pb 作为汽油添加剂也给环境带入了大量负荷(Kähkönen et al, 1998),最终通过大气沉降进入水库。Cu、Zn 含量增加可能与流域工业排放有关,如电镀业(刘恩峰等, 2004),或来

源于采矿等;此外,该时段内(20 世纪 80 年代)流溪河公园开放(陈秋菊, 2012),随着船只增加,汽油和柴油燃烧排出都会加剧水体污染。从化市内矿产资源丰富,但存在各种非法采矿,导致污染加剧,底泥对此都做出了响应。评价表明,该时段各重金属污染达到轻度到中度水平(图 7)。第 IV 时段大多数重金属含量先增大、后降低的趋势。该时段底泥记录了显著的重金属含量增加过程,重金属自然源所占比例已很小,主要来源于人类活动。含量峰值被认为是大污染事件的结果(Yang & Rose, 2005),所测重金属含量都在 12~13 cm 表现出了峰值,指示了它们共同的来源或相同时刻发生在这些重金属上的相同作用。1997-2000 年,流溪河水库周边人口数量急剧增加(图 8),对应该时期的重金属含量增加到最大,该时间对应第 III 时段与第 IV 时段前半段,Cu、Ni、Pb、Zn 等重金属含量与人口数量表现

出了极显著正相关性( $P < 0.01$ )。含 Pb 汽油的使用导致大气中 Pb 含量快速增加(Kähkönen et al, 1998);另外,用煤也呈现增加态势。Cr、Ni、Cu 与冶炼、垃圾焚烧、化石燃料消耗等有关。城市中 Cu 可能来源于汽车刹车片,Zn 可能来源于汽车轮胎,Zn 也广泛使用在电镀行业,Zn、Pb、Cu 等管道和设备用于新的布水系统中。该时段后期,底泥重金属含量表现了降低趋势,响应了重金属污染的减弱;该时期由于污染控制,进入水库的重金属减少,但其含量仍高于以前时段,重金属污染仍存在仅仅减弱而已。污水处理厂运作、工业产品和方法的提升、更加严格的法律法规、日益提高的公众意识等(Von Gunten et al, 1997);此外,我国从 20 世纪 90 年代开始逐步淘汰含 Pb 汽油(王婉等, 2003),上述措施降低了重金属污染。在东太湖 DQG 和 DJZ 钻孔研究同样表明,自 2000 年初以来,Pb 通量以及人为污染的 Pb 通量出现下降,这可能与禁用含 Pb 汽油有关(姚书春和薛滨, 2012)。

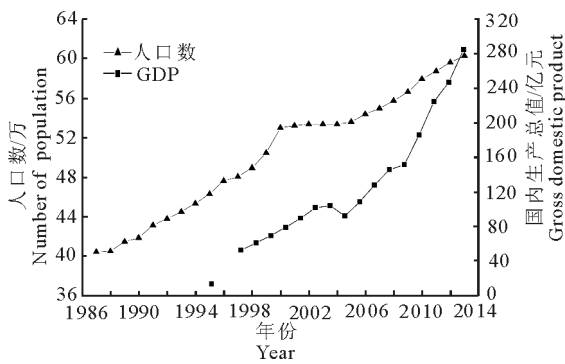


图 8 从化市人口数量和 GDP 增长(从化市年鉴)

Fig.8 Growth of population and GDP in Conghua City (1986 - 2014)

### 3.3 水库底泥重金属污染控制时期记录

离现在最近的第 V 时段记录了流溪河水库底泥重金属含量的较低水平,该时段人口和 GDP 虽有较大增长率(图 8),但重金属含量较低且维持恒定。统计表明,该时段内重金属含量与人口数、GDP 都表现出了显著负相关性( $P < 0.01$ ),表明该时段内重金属污染得到较好控制,但由于前期污染积累,Pb、Zn 等含量仍要高于建库初期。该时段进入水库的重金属主要是降低污染程度的人为来源,由于加强了流溪河水库及其流域的保护力度,减少了重金属的输入(从化市人民政府, 1999),水库重金属污染又降到轻度或轻-中度水平。该水库受较复杂的人类活动影响,导致各重金属含量之间并没有很好的相关性(表 4),同时也大大削弱了有机质与重金

属含量之间的相关性(图 6),该水库底泥对这些人类活动均做出了较好地响应和记录。

## 4 结论

(1)地积累指数评价表明,流溪河水库底泥早期未受重金属污染,而后期重金属污染逐渐加剧,达到中度污染。通过 NYSDEC 标准可知,流溪河水库底泥重金属污染水平较低,但 Pb 含量较高,与 Pb 本底值较高有关。

(2)流溪河水库底泥记录了 5 段历史时期,第 I 时段未见重金属污染;第 II 时段水体弱重金属污染,底泥重金属开始缓慢富集;第 III 时段人类活动的影响开始显现,重金属含量有较大增长;第 IV 时段记录了显著的重金属含量上升过程,其主要来源于人类活动;第 V 时段重金属污染得到较好控制,由于前期积累,部分重金属含量仍高于建库时段,主要来自降低程度的人为污染及大气输送。

(3)流溪河水库泥柱重金属对其流域环境历史和人类活动变化做出了一致响应并记录。

## 参考文献

- 陈秋菊, 2013. 近 50 年来人类活动对流溪河水库富营养化进程的影响[D]. 广州: 暨南大学.
- 从化市人民政府, 1999-2013. 从化市年鉴[M]. 广州: 广东人民出版社.
- 广东省土壤普查办公室, 1993. 广东土壤[M]. 北京: 科学出版社.
- 郭云, 陈都, 王铭, 等, 2018. 阿哈水库沉积物中重金属分布特征及潜在生态风险评价[J]. 水生态学杂志, 39(4): 24-30.
- 林国恩, 望甜, 林秋奇, 等, 2009. 广东流溪河水库湖沼学变量的时空动态特征[J]. 湖泊科学, 21(3): 387-394.
- 刘恩峰, 沈吉, 朱育新, 等, 2004. 太湖沉积物重金属及营养盐污染研究[J]. 沉积学报, 22(3): 507-512.
- 刘良, 张祖陆, 2013. 南四湖表层沉积物重金属的空间分布、来源及污染评价[J]. 水生态学杂志, 36(4): 7-14.
- 沈吉, 薛滨, 吴敬禄, 等, 2010. 湖泊沉积与环境演化[M]. 北京: 科学出版社.
- 史凯, 戴雪荣, 师育新, 等, 2009. 苏州澄湖 SC7 孔沉积物粒度特征及其古环境意义[J]. 湖泊科学, 21(5): 741-748.
- 王晟, 2012. 水库水环境动态特征及其对区域气候变化和人工调控的响应—以广东省流溪河水库为例[D]. 南京: 南京大学.
- 王婉, 刘威德, 赵立蔚, 等, 2003. 用同位素方法评估天津市汽油无铅化进程[J]. 中国环境科学研究, 23(6): 627

- 630.
- 夏伟, 2013. 流溪河水库流域半个世纪以来的环境演变及意义[D]. 广州: 暨南大学.
- 姚书春, 薛滨, 2012. 东太湖钻孔揭示的重金属污染历史[J]. 沉积学报, 30(1): 158 - 165.
- 张华俊, 2015. 基于沉积物记录的南亚热带典型大型水库水环境长期变化研究[D]. 广州: 暨南大学.
- Arnason J G, Fletcher B A, 2003. A 40+ year record of Cd, Hg, Pb, and U deposition in sediments of Patroon Reservoir, Albany County, NY, USA[J]. Environmental Pollution, 123(3): 383 - 391.
- Audry S, Schäfer J, Blanc G, et al, 2004. Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France)[J]. Environmental Pollution, 132(3): 413 - 426.
- Avila-Pérez P, Balcázar M, Zarazúa-Ortega G, et al, 1999. Heavy metal concentrations in water and bottom sediments of a Mexican reservoir[J]. Science of the Total Environment, 234(1/3): 185 - 196.
- Barros de Oliveiraa S M, Ruiz Pessendab L C, Teixeira Favaroc D I, et al, 2012. A 2400-year record of trace metal loading in lake sediments of Lagoa Vermelha, south-eastern Brazil[J]. Journal of South American Earth Sciences, 33 (1): 1 - 7.
- Blasco J, Sáenz V, Gómez-Parra A, 2000. Heavy metal fluxes at the sediment-water interface of three coastal ecosystems from southwest of the Iberian Peninsula[J]. Science of the Total Environment, 247 (2/3): 189 - 199.
- Callender E. Geochemical effects of rapid sedimentation in aquatic systems: minimal diagenesis and the preservation of historical metal signatures[J]. Journal of Paleolimnology, 2000, 23(3): 243 - 260.
- Christensen V G, Juracek K E, 2001. Variability of metals in reservoir sediment from two adjacent basins in the central Great Plains[J]. Environmental Geology, 40 (4/5): 470 - 481.
- Grayson R P, Plater A J, 2009. A lake sediment record of Pb mining from Ullswater, English Lake District, UK [J]. Journal of Paleolimnology, 42(2): 183 - 197.
- Heiri O, Lotter A F, Lemcke G, 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: Reproducibility and comparability of results [J]. Journal of Paleolimnology, 25(1): 101 - 110.
- Kähköen M A, Suominen K P, Manninen P K G, et al, 1998. A 100 Years of Sediment Accumulation History of Organic Halogens and Heavy Metals in Recipient and Nonrecipient Lakes of Pulping Industry in Finland[J]. Environmental Science and Technology, 32(12): 1741 - 1746.
- Karageorgis A P, Katsanevakis S, Kaberi H, 2009. Use of Enrichment Factors for the Assessment of Heavy Metal Contamination in the Sediments of Koumoundourou Lake, Greece[J]. Water Air and Soil Pollution, 204 (1/4): 243 - 258.
- Lepane V, Varvasb M, Viitaka A, et al, 2007. Sedimentary record of heavy metals in Lake Rõuge Liinjärv, southern Estonia[J]. Estonian Journal of Earth Sciences, 56 (4): 221 - 232.
- Liu J, Lin Z W, Zhang H J, et al, 2012. Hydrodynamic change recorded by diatoms in sediments of Liuxihe Reservoir, southern China[J]. Journal of Paleolimnology, 47(1): 17 - 27.
- Müller G, 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River[J]. GeoJournal, 2: 108 - 118.
- Müller J, Ruppert H, Muramatsu Y, et al, 2000. Reservoir sediments-a witness of mining and industrial development (Malter Reservoir, eastern Erzgebirge, Germany) [J]. Environmental Geology, 39(12): 1341 - 1351.
- Murray L G, Mudge S M, Newton A, et al, 2006. The effect of benthic sediments on dissolved nutrient concentrations and fluxes[J]. Biogeochemistry, 81(2): 159 - 178.
- Oldfield F, Asioli A, Accorsi C A, et al, 2003. A high resolution late Holocene palaeo environmental record from the central Adriatic Sea [J]. Quaternary Science Reviews, 22(2/4): 319 - 342.
- Pataki G E, Cahill J P, 1999. Technical Guidance for Screening Contaminated Sediments[S]. New York State Department of Environmental Conservation Division of Fish, Wildlife and Marine Resources, Albany, New York.
- Von Gunten H R, Sturm M, Moser R N, 1997. 200-year record of metals in lake sediments and natural background concentrations[J]. Environmental Science and Technology, 31(8): 2193 - 2197.
- Yang H D, Rose N, 2005. Trace element pollution records in some UK lake sediments, their history, influence factors and regional differences[J]. Environment International, 31 (1): 63 - 75.



## Long-term Change in Heavy Metal Pollution of Sediments in Liuxihe Reservoir

ZHANG Hua-jun<sup>1,2</sup>, XUE Xian-guang<sup>2</sup>, PENG Liang<sup>2</sup>, GU Ji-guang<sup>2</sup>

(1.School of Tourism and Resource Environment, Qiannan Normal University for Nationalities, Duyun 558000, P.R.China;

2.Institute of Hydrobiology, Jinan University, Guangzhou 510632, P.R.China)

**Abstract:** Sediment records of heavy metal pollution are an indicator of anthropogenic activity, reflecting temporal pollution trends of the regional atmosphere and variations in the river basin environment. Studying these sediment records in reservoirs is a means of exploring long term variation of the aquatic environment. In this study, we analyzed the sediment record of heavy metal pollution in Liuxihe reservoir. The results were combined with existing water quality and hydrology data, and multivariate analysis was applied to show how human activities in the river basin are reflected in the sediment record of the reservoir. The study provides important data for supporting the restoration and management of this important water body. Liuxihe reservoir, constructed in 1956, is located in northeastern Conghua City of Guangdong Province and is an important drinking water source for Guangzhou City. In March of 2013, undisturbed sediment core samples were collected in the deep pelagic zone of the reservoir and the physical index, heavy metal concentrations and mass loss on ignition at 550°C (LOI<sub>550</sub>) of the samples were measured. Heavy metal concentrations in the sediments were low and no heavy metal pollution was detected immediately after impoundment, but concentrations gradually increased, indicating pollution by heavy metals. The historical record of the heavy metals pollution in Liuxihe reservoir responded to environmental changes induced by human activities in the watershed and coincided well with historical data and documentation. Cluster analysis indicated five time periods in the sediment record of heavy metal pollution: Period 1 (1950s–1960s), unpolluted; Period 2 (1970s), slightly polluted; Period 3 (1980s), heavy metal pollution increased rapidly and the impact of human activities became apparent; Period 4 (1990s), significant increases in heavy metal concentrations and the most intense pollution, primarily due to the human activities; Period 5 (after 2000), heavy metal pollution is well controlled, but concentrations remain above those in the early period after the impoundment due to heavy metal accumulation in the sediment. Heavy metals in the fifth period were mainly from alleviated anthropogenic sources and atmospheric transport/deposition. These results provide long-term data support and can serve as an early warning system for water quality management of large reservoirs in south China.

**Key words:** Liuxihe reservoir; heavy metals pollution; sediment core; record