

乌江流域梯级水库中溶解无机碳及其同位素分异特征

喻元秀^{*}, 刘丛强^{**}, 汪福顺, 王宝利, 李军, 李思亮

中国科学院地球化学研究所, 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002;

上海大学环境与化工学院, 上海 201800;

中国科学院研究生院, 北京 100049

^{*} 联系人, E-mail: liucongqiang@vip.skleg.cn

2007-11-08 收稿, 2008-07-03 接受

国家重点基础研究发展计划(批准号: 2006CB403205)和国家自然科学基金(批准号: 90610037, 40571158, 40721002)资助项目

摘要 选择长江右岸最大支流乌江干流上三座不同时期建造的梯级水库作为研究对象, 于 2006 年 4 月、7 月、10 月和 2007 年 1 月按水体表层、水深 20, 40, 60 和 80 m 分别采集了三座水库的坝前水体分层水样. 分析其中水化学特征、溶解无机碳含量及其同位素组成. 水库表层水体中溶解无机碳(DIC)及其同位素($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$)组成总体特征表现为: DIC 浓度夏、秋季较低, 冬、春季较高; $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值则相反, 夏、秋季节偏正, 冬、春季相对偏负. 在垂直剖面上, 水体中 DIC 浓度随水深的增加逐渐上升, 而 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 随水体深度增加而偏负. 各水库的溶解无机碳同位素组成与天然河流中的差异较大, 而接近自然湖泊情况. 另外, 通过调查不同拦截时间的水库, 发现在水库的上层水体中, $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 随着水库库龄的增长而偏负, 水库的营养水平随着库龄的增长而逐渐增高. 上述结论表明水坝拦截后河流水化学性质发生了改变, 蓄水河流趋向于向湖沼化方向发展; 溶解无机碳同位素组成分异在一定程度上可用于示踪水库的演化过程.

关键词
溶解无机碳
碳同位素
水库演化
梯级水库

近年来, 河流的自然性质和作用过程受到流域内不断加强的人文活动的强烈冲击^[1~3]. 其中, 水利大坝对河流的拦截调蓄可以算得上对河流及流域生态系统最重要、最显著、最广泛的人为影响事件. 据世界大坝学会的统计, 目前全球大约有 20% 的河流水量受到控制或改变^[4]. 到 2005 年年底, 世界共有坝高 15 m 以上的大坝 50000 多座, 其中中国有 22000 多座, 占 44% (<http://www.icold-cigb.org.cn/news/y20070405.pdf>).

水坝拦截显著改变河流的水文情势. 自然河流逐渐片段化并转变成“蓄水河流”, 这种趋势已经成为全球河流的共同特征. 由此衍生出的相应的环境问题引起世界上科学家们的广泛关注^[5~20]. 目前对水库的研究主要集中在由水坝拦截引起的河流水文情势改变^[5~8]、泥沙淤积^[6,7,9]以及鱼类迴游^[7,10]、水坝建设对生源要素的拦截^[7,10~13]、水库内部生物地球化学循环^[11,14~16]、水库温室气体^[11,17~20]等方面, 且大多数研究只针对单个水库或几个位于不同流域的独立水

库进行研究, 因此, 我们仍然不能清楚回答河流被梯级拦截后水库的逐渐演化过程中对水体环境的主要影响过程及其强度.

碳是生命的核心元素, 所有其它重要元素的生物循环过程都与碳密切相关. 水体生物活动与水库水环境变化之间的反馈、水体生态系统与营养元素载荷的相互作用关系以及响应过程是研究湖泊水环境变化的基础^[21]. 其中, 水体内部的元素循环、能量流动、 CO_2 动力学与营养状况的关系等都是控制环境变化的关键过程, 碳作为这一切活动的核心元素, 对它的研究对认识水环境变化、水生态过程、元素循环以及它们的相互作用具有重要的指示意义^[11]. 水体中溶解无机碳(Dissolved Inorganic Carbon)含量及其碳同位素组成($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$)的变化能够反映了碳的地球化学行为和生物地球化学特征^[11,22~31]. 因此, 水体中溶解无机碳(DIC)含量及其碳同位素组成($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$)对于响应河流多次拦截后梯级水库的各个阶段演化过程、

特征等生物地球化学信息具有重要指示意义.

本研究以乌江干流水库为研究对象. 选择的 3 个水库在乌江流域内呈梯级分布, 具有地质条件相似而水库运行时期不同的特征(其建库时间距 2006 年分别为 3 年、13 年和 28 年), 这些水库可视为河流拦截后的不同演化阶段. 通过对不同年龄水库溶解无机碳含量及其同位素组成的研究, 本文揭示了水库演化过程中 DIC 及其同位素组成的时空变化规律及控制因素.

1 研究区概况

乌江是长江上游右岸最大支流, 也是流经贵州省内最大的河流, 发源于贵州西部乌蒙山麓, 横穿贵州中部和东北部, 至涪陵入长江. 干流全长 1037 km, 流域总面积为 88267 km². 研究区为亚热带季风湿润气候区, 年平均气温为 12.3 , 极端最高气温 35.4 , 极端最低气温-10.1 , 最冷月(1月)平均气温为 3.5 , 最热月(7 月)平均气温为 26 . 年均降雨量约 1100 ~ 1300 mm, 主要集中在 5~10 月, 其降雨量约占全年总降雨量的 75%.

乌江渡水库、东风水库和洪家渡水库均位于乌江中上游, 分别于 1979, 1994 和 2004 年开始投入运行, 到 2006 年时运营年年分别为 28, 13 和 3 年. 各水库的基本特征见表 1^[32~34].

表 1 研究区各水库基本特征

项目	洪家渡水库	东风水库	乌江渡水库
水库运营时间/a (距 2006 年)	3	13	28
正常蓄水位/m	1140	970	760
工作水头/m	115	116	113
水库库容/亿·m ⁻³	30.98	8.64	24.40
回水长度/km	86.00	43.65	82.94
河道坡降(‰)	1.338	3.168	1.893

2 采样及分析

本次采样分春、夏、秋、冬四季进行, 分别于 2006 年 4 月(春)、7 月(夏)、10 月(秋)和 2007 年 1 月(冬)在洪家渡水库、东风水库和乌江渡水库坝前按表层、水深 20, 40, 60 和 80 m 采集分层水体水样, 采样点位见图 1.

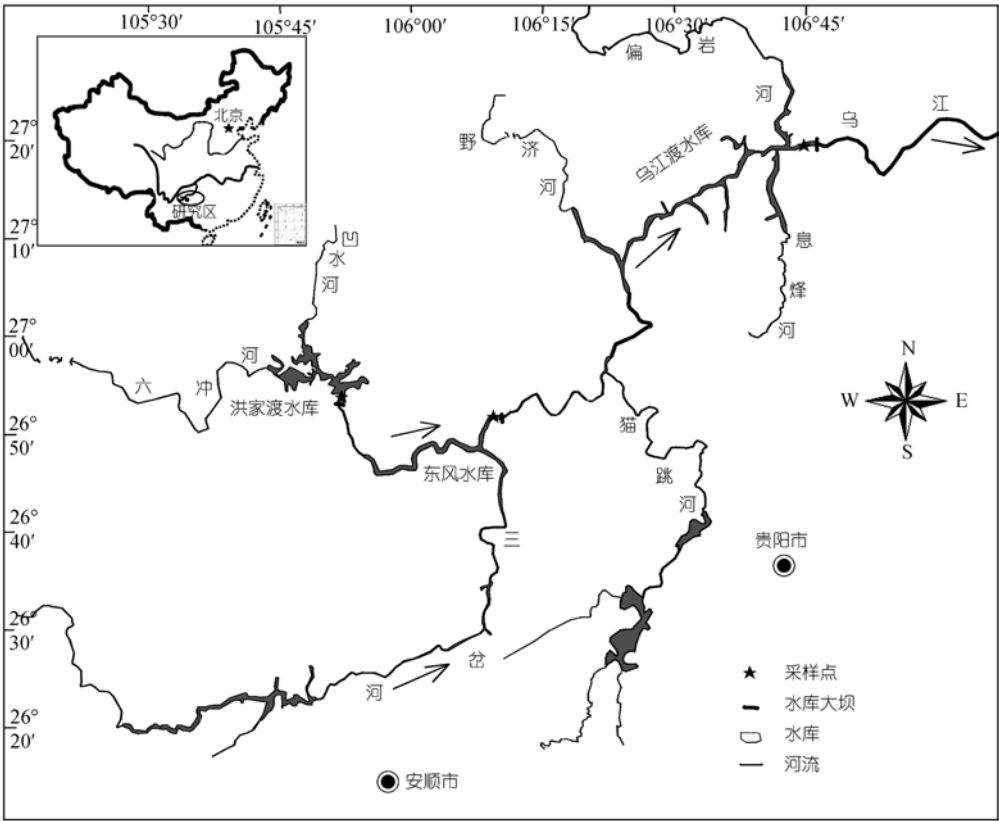


图 1 采样点布置示意图

现场测定水体 pH、水温(T), 并滴定水样中的 HCO_3^- . 现场用针头式过滤器缓慢过滤 100 mL 水样于聚乙烯瓶中, 加入 HgCl_2 毒化抑制微生物活动, 不留气泡, 用封口胶(Parafilm 膜)密封后盖紧、冷藏, 用来测定溶解无机碳同位素($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$).

按照 Atekwana 等人 [28] 的方法, 在实验室测定 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$. 具体步骤如下: 将带回的水样注入已抽好真空并放有浓磷酸和小磁棒的玻璃瓶中, 水浴 50 加热, 在本实验室建立的高真空线萃取, 通过冷阱分离, 收集纯 CO_2 气体再用 MAT.252 质谱仪测定溶解无机碳同位素值. 测定的值以千分比为单位(‰), 以 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 符号表示, 并与国际标准 PDB 相对应, 具体见 (1) 式:

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}} (\text{‰}) = [(R_{\text{样品}} - R_{\text{PDB}}) / R_{\text{PDB}}] \times 1000, \quad (1)$$

$\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 的分析误差 0.1‰.

3 结果

研究区属碳酸盐岩地区, 数据显示水体 pH 值在 7.10~8.95 之间, 平均值为 8.06. 在此碳酸平衡体系下, 水体中溶解无机碳以 HCO_3^- 为主, 占总溶解无机碳的 90% 以上, 一般以 HCO_3^- 浓度表征水中溶解无机碳浓度 [23,35].

3.1 水温

在夏季, 较强的太阳辐射使水库表层水面持续加热, 产生的水层密度差异阻碍了水体的垂向混合, 形成相对稳定的垂直温度梯度; 冬季上下层水体几乎均匀混合, 上下温差不大. 本研究中春、夏、秋、冬各季节表层水体的平均温度分别为 17.4, 27.6, 21.37 和 13.3, 底层水体的温度分别为 11.8, 15, 14.3 和 11.9, 可以看出, 水库分层水体水温具有明

显季节性特征.

3.2 溶解无机碳(DIC)含量

春、夏、秋、冬各季节 DIC 平均含量分别为 2.56, 2.21, 2.17 和 2.39 mmol/L. 整体表现为夏秋季节偏低, 冬春季节偏高. 水库表层水体 DIC 含量的季节性变化最为明显, 见图 2.

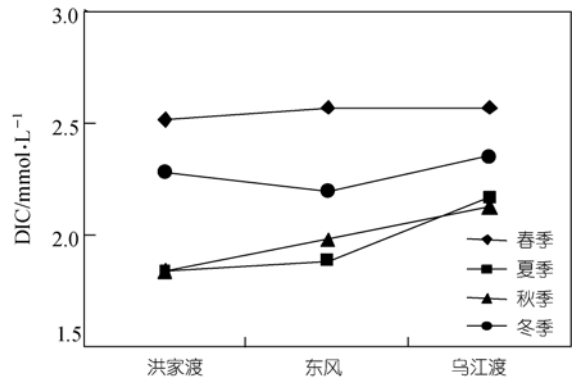


图 2 各水库表层水体溶解无机碳含量的季节变化

到 2006 年为止, 洪家渡水库、东风水库和乌江渡水库建库年龄分别为 3, 13, 28 年, 且这三座水库为梯级顺序开发. 从图 2 可以看出, 在水库表层 DIC 含量变化为洪家渡水库 < 东风水库 < 乌江渡水库, 这表明拦截时间越长, 在空间上处于下游梯级的水库, 其表层水体的 DIC 含量更高.

在垂直剖面上, 表层水体 DIC 的平均含量为 2.19 mmol/L, 底层水体 DIC 的平均浓度为 2.48 mmol/L. 其中, 夏秋季节 DIC 含量垂直变化明显, 表层和底层含量差异较大; 而冬春季节上下层水体间含量差异较小, 见图 3.

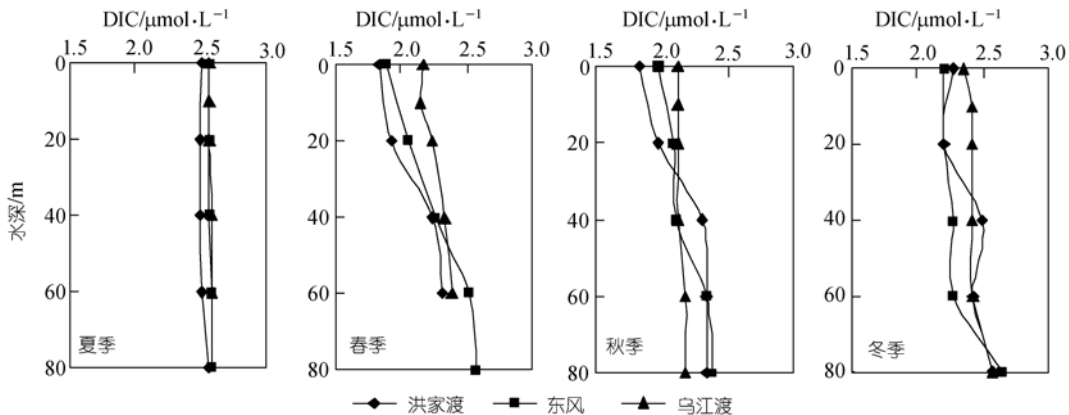


图 3 各水库溶解无机碳含量剖面变化

3.3 溶解无机碳同位素组成($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$)

春、夏、秋、冬各季节的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 平均值分别 -8.68‰ , -8.10‰ , -8.69‰ 和 -9.08‰ , 总体上夏季偏正, 冬季偏负, 春、秋季节基本相同. 在水体表层, $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 显示出明显的季节性差异(图 4).

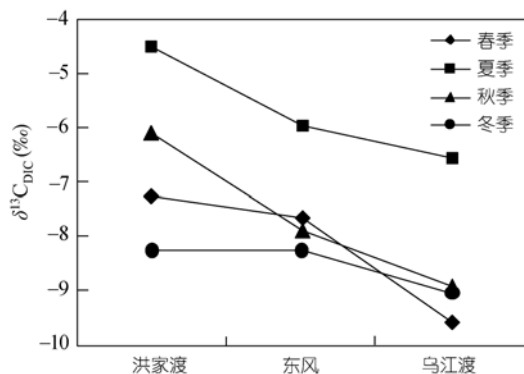


图 4 各水库表层水体溶解无机碳同位素组成的季节变化

在水柱垂直剖面上, $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 基本上随着水深的增加而逐渐偏负, 上层水体的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值偏正, 其春、夏、秋、冬各季节表层水体比底层水底分别偏正 0.81‰ , 3.46‰ , 1.89‰ , 1.12‰ . 表层水体的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 平均值为 -7.50‰ , 底层水体的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值偏负, 平均值为 -9.31‰ , 表层水体 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值平均比底层水体偏正 1.81‰ . 夏季分层时上、下层水体间 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 差异最大, 见图 5.

从图 4 和 5 可以观察到: 随着库龄的增长及空间上从上游到下游, $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 呈偏负趋势, 尤其以表层水体最为明显, 即: 表层水体 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (洪家渡水库, 3 年, 位于梯级开发的上游) $> \delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (东风水库, 13 年, 位于梯级开发的中游) $> \delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (乌江渡水库, 28 年, 位于梯级开发的下游).

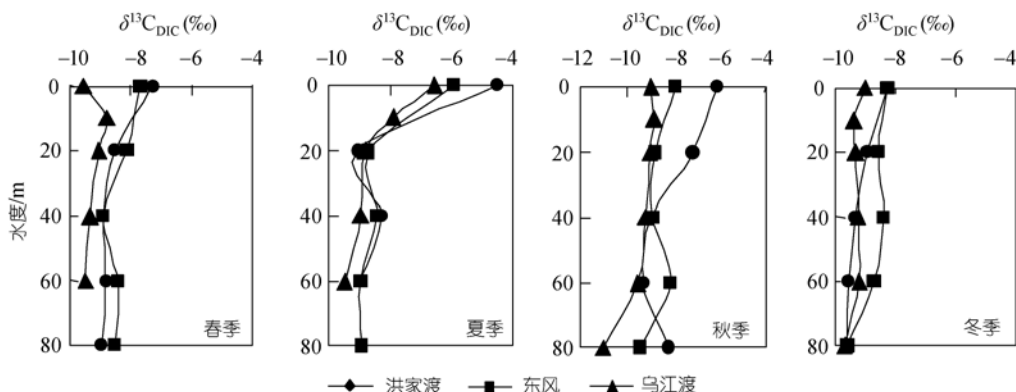


图 5 各水库溶解无机碳同位素组成剖面变化

4 讨论

水体中溶解无机碳的同位素组成主要受以下 3 个重要过程影响^[11,22,26,29,36,37]. () 入库水体的 DIC 碳同位素组成; () 水-气界面 CO_2 交换; () 光合作用与呼吸作用. 其中, 入库水体 DIC 的碳同位素组成主要来源于输入水库中的河水和地下水. 其 DIC 的来源主要是土壤有机质分解释放的 CO_2 和流域岩石化学风化带入. 据前人研究表明: 乌江流域土壤有机质形成的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值冬季为 -19‰ , 夏季为 -16‰ ^[11]; 流域碳酸盐岩风化形成的 DIC 其 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值约为 $0\sim 2.0\text{‰}$ ^[11,25]. 针对水-气界面的 CO_2 交换而言, 大气 CO_2 溶于水形成的 HCO_3^- 其 $\delta^{13}\text{C}$ 约为 $0\sim 2.5\text{‰}$ ^[20,22,25,31,38]. 光合作用与呼吸作用是一对相反的过程. 淡水中水生光合作用主要利用溶解 CO_2 , 合成有机碳时存在大约为 $20\text{‰}\sim 23\text{‰}$ 的同位素分馏^[20,25], 从而使得剩余水体内的 DIC 的碳同位素组成具有偏正趋势^[11,22,25,29,30,36]; 而呼吸作用则使有机质分解, 由此产生的 DIC 也称呼呼吸作用 DIC^[39], 该过程不存在较大的同位素分馏, 但有机质分解释放大量的 ^{12}C , 可以使水体中 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值偏负^[11,22,25,29,36,39], 同时使得水体中 DIC 浓度增加.

4.1 溶解无机碳含量及其同位素组成的时空分布特征

水库表层水体 DIC 含量及 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 呈明显的负相关关系(见图 6). 这主要可能因为一方面丰水期入库水量增大, 对水库水体具有稀释作用, 使得其 DIC 含量较低; 另一方面, 由于夏季光和作用较强, 使得表层水体光合作用增强, 使得丰水期表层 DIC 含量降低, $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 偏正; 此外, 随着枯水季节水体水温分层现象逐渐消失, 上下层水体混合, 在水库底部形成的吸呼作用 DIC 扩散致表层, 使得枯水期表层水体 DIC 含量增高, 而 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 偏负. 在所研究的 3 个水库中,

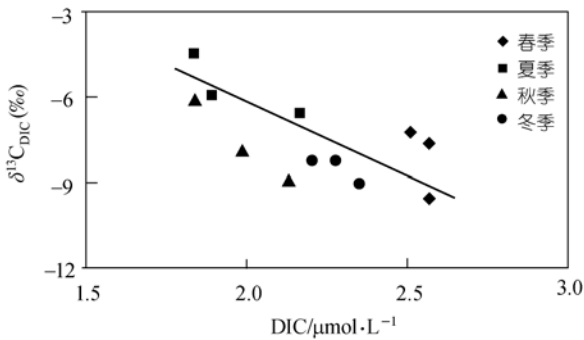


图6 水库表层水体各季节 DIC 与其同位素组成的相关关系

水生光合作用过程中的碳源主要是利用水中溶解的 CO_2 ，这个过程中，形成的有机质优先利用轻同位素，DIC 将产生约 20‰~23‰ 的分馏^[22,25]，使得剩余水体 DIC 的同位素偏正，同时 DIC 浓度降低。因此，夏季 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 相对偏正，而冬季 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 相对偏负。

在垂直剖面上， $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 随水体深度增加呈偏负趋势；水体 DIC 含量随水深的增加逐渐上升。这种趋势在夏季最为显著(图 5)。

夏季水生光合作用旺盛，受光透深度、水体热分层等因素的影响，上层水体是水库初级生产力的主要产生区域。上层水体光合作用一定程度上降低水体的 DIC 浓度，同时也可能剩余 DIC 的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 增加；新形成的有机质颗粒在水柱沉降过程以及在沉积物表层中都可能发生降解，有机质分解释放大量的 $^{12}\text{CO}_2$ 进入水体，使得具偏负 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 的 DIC 在水体下层聚集，并增加下层水体的 DIC 浓度(图 3, 5, 6)。由于水库水体垂直剖面上水温分层结构可以维持在整个夏季^[14]，有效限制了水库上、下水团的混合，上下层水体交换不畅，同时夏季为主要的生长季节，这使得

整个水柱剖面上 DIC 及其碳同位素组成发生显著分异(图 7)。

秋冬季节，随着水体热分层的消失，上下层水体逐渐混合，下层具偏负 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值的 DIC 与上层水体交换，使上下层 DIC 含量及其碳同位素组成差异减小，在水柱剖面上逐渐分布均匀(图 4 和 5)。

本次研究结果与在湖泊研究中观察到的现象相似，如贵州红枫湖、加拿大 Meech Lake、日本的琵琶湖等^[11,30,31,40,41]，均表现为上层水体 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值夏季偏正，冬季偏负，与之相对应的 DIC 含量夏季偏低，而冬季偏高。而在天然河流的研究报道中，水体 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值夏季偏负，冬季偏正^[11,31,40]。这表明河流受水坝拦截后，水化学特征发生显著改变，逐渐向湖沼型方向演化^[38]。

4.2 水库拦截与溶解无机碳含量及其碳同位素组成

洪家渡水库、东风水库、乌江渡水库拦截蓄水时间分别为 3, 13 和 28 年，在空间上为同一流域梯级顺序开发，这三个水库所处的地质背景和气候环境几乎相同。

由图 2 和 4 可以看出，在水库上层水体，DIC 浓度为洪家渡水库 < 东风水库 < 乌江渡水库，而 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值则相反，为洪家渡水库 > 东风水库 > 乌江渡水库。由于同处相同地质背景及气候条件，不同水库水化学特征的差异应归结于水库的演化过程、历史及其在梯级顺序开发中所处的空间位置。在本研究中发现，水库运营时间与 DIC 浓度呈正相关关系，即水库运营时间越久，其 DIC 浓度越高；而 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值则相反，水库运营时间越久， $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值就越偏负。这主要由于水坝的建设，使得水动力条件改变，库区水流

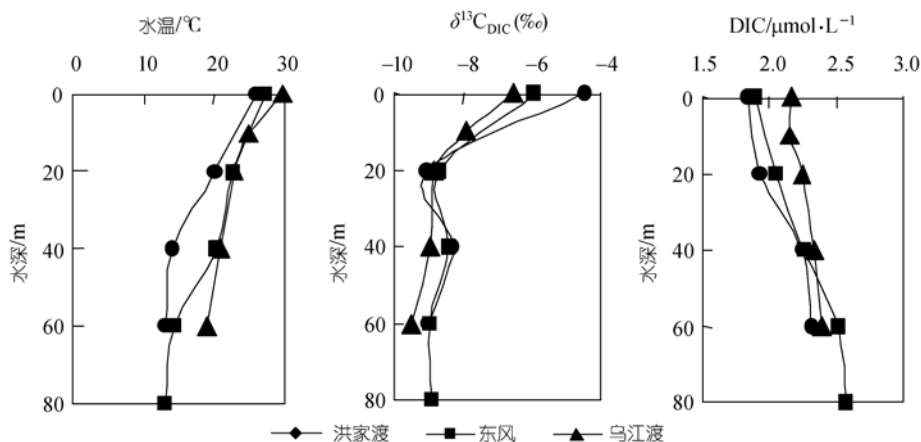


图7 各水库水温、溶解无机碳及其同位素组成夏季分层图

速度明显减缓,使得营养物质滞留在库区^[38].据朱俊等人^[15]研究表明,东风水库的初级生产力水平显著小于乌江渡水库,其叶绿素a平均值分别为2.47和6.33 $\mu\text{g/L}$,这在一定程度上说明水库拦截时间越长,水库水体的营养水平越高.水库营养水平越高,其生物成因的DIC含量贡献越大^[41],从而使得水体内 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值就越偏负.另外,由于在垂直剖面上,下层水体的DIC浓度高于上层水体,而 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值则相反,下层水体的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值比上层水体偏负,研究区3个水库泄水方式均为底层泄水.由于是梯级顺序开发,上游水库底层水体中高DIC浓度、偏负 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值的水泄出后再注入下游水库,这种空间上的累积效应也可能使得下游水库表层水体中DIC浓度比上游水库中偏高、 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值偏负.

5 结论

水电开发梯级开发过程中,天然河流被拦截形成片断化的“蓄水河流”,天然河流-水库体系的水化学特征因此也相应改变.水库表层水体中 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值

夏季高于秋冬季节,与前人研究所得河流中 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值在夏季比冬季偏负的结果正好相反.在垂向上,水体表层 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值较水库底层偏正,这一结果在夏季尤为明显.说明光合作用和呼吸作用对水库水体的碳同位素组成有较大的影响.梯级水库中上游水库泄水可能影响下游水库水体的水化学性质.上述结论表明水坝拦截后河流水化学性质发生了改变,蓄水河流趋向于向湖沼化方向发展.

水库是一个演化体,在没有外界条件干预的条件下,它随着运营时间的增长,其营养程度不断提高.本研究结果表明,溶解无机碳及其碳同位素组成来在一定程度上可用于示踪水库的演化进程,随着水库运营年限的增长,水库库龄越长,其营养水平越高,同一水库相同层位的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值就越偏负.但是,由于本研究中每个时期水库只有一个,而刚好这几个水库又是梯级顺序开发,该结论还需要对大量不同时期水库进行研究后进一步进行验证.为此,我们将在后续研究中继续对此问题进行探讨.

参考文献

- Meybeck M. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *Am J Sci*, 1982, 282(4): 401—450
- Ittekkot V. Global trends in the nature of organic matter in the river suspensions. *Nature*, 1988, 332: 436—438[doi]
- Degens E T, Kempe S, Richey J E. *Biogeochemistry of Major World Rivers*. New York: John Wiley & Sons, 1991
- Hooper R P, Aulenbach B T, Kelly V J. The national stream quality accounting network: A flux-based approach to monitoring the water quality of large rivers. *Hydrol Process*, 2001, 15(7): 1089—1106[doi]
- Dynesius M, Nilsson C. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science*, 1994, 266(4): 753—762[doi]
- 汪秀丽.埃及水电与阿斯旺大坝环境影响评价. *水利电力科技*, 2000, 31: 20—33
- Milliaman J D. Blessed dams or damned dams? *Nature*, 1997, 386: 325—327[doi]
- Humborg C, Blomqvist S, Afsan E, et al. Hydrological alterations with river damming in northern Sweden: Implications for weathering and river biogeochemistry. *Global Biogeochem Cycles*, 2002, 16(3): 1—13
- Vörösmarty C J, Sharma K P, Fekete B M, et al. The storage and aging of continental runoff in large reservoir systems of the world. *Ambio*, 1997, 26(4): 210—219
- Wu J, Huang J, Han X. Three-Gorges Dam: Risk to ancient fish. *Science*, 2003, 302: 1149—1150
- 刘丛强.生物地球化学过程与地表物质循环——西南喀斯特流域侵蚀与生源要素循环.北京:科学出版社,2007
- Friedl G, Teodoru C, Wehrli B. Is the Iron Gate I reservoir on the Danube River a sink for dissolved silica? *Biogeochemistry*, 2004, 68(1): 21—32[doi]
- Josssette G, Leporeq B, Sanchez N, et al. Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine Basin (France). *Biogeochemistry*, 1999, 47(2): 119—146
- 王雨春,朱俊,马梅,等.西南峡谷型水库的季节性分层与水质的突发性恶化. *湖泊科学*, 2005, 17(1): 54—60
- 朱俊,刘丛强,王雨春,等.乌江渡水库中溶解硅的时空分布特征. *水科学进展*, 2006, 17(3): 330—333
- Bellanger B, Huon S, Steinmann P, et al. Oxidic-anoxic conditions in the water column of a tropical freshwater reservoir. *App Geochem*, 2004, 19(8): 1295—1314[doi]
- Fearnside P M. Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. *Water Air Soil Pollut*, 2002, 133(1-4): 69—96[doi]

- 18 Rudd J, Harris R, Kelly C. Are hydroelectric reservoirs significant sources of greenhouse gases? *Ambio*, 1993, 22(4): 246—248
- 19 吕迎春. 贵州喀斯特水库红枫湖、百花湖 $p(\text{CO}_2)$ 季节变化研究. *环境科学*, 2007, 28(12): 2674—2681
- 20 St Louis V L, Kelly C A, Duchemin E, et al. Reservoirs surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. *BioScience*, 2000, 50(9): 766—775[[doi](#)]
- 21 Harris G P. Comparison of the biogeochemistry of lake and estuaries: Ecosystem processes, functional groups, hysteresis effects and interactions between macro- and microbiology. *Mar Freshwater Res*, 1999, 50: 791—811[[doi](#)]
- 22 Myrbo A, Shapley M D. Seasonal water-column dynamics of dissolved inorganic carbon stable isotopic compositions ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$) in small hardwater lakes in Minnesota and Montana. *Geochim Cosmochim Acta*, 2006, 70(11): 2699—2714[[doi](#)]
- 23 Das A, Krishnaswami S, Bhattacharya S K. Carbon isotope ratio of dissolved inorganic carbon (DIC) in rivers draining the Deccan Traps, India: Sources of DIC and their magnitudes. *Earth Planet Sci Lett*, 2005, 236(1-2): 419—429[[doi](#)]
- 24 李思亮, 刘丛强, 陶发祥, 等. 碳同位素和水化学在示踪贵阳地下水碳的生物地球化学循环及污染中的应用. *地球化学*, 2004, 33(2): 165—170
- 25 H  lie J F, Hillaire M C, Rondeau B. Seasonal changes in the sources and fluxes of dissolved inorganic carbon through the St. Lawrence River—Isotopic and chemical constraint. *Chem Geol*, 2002, 186: 117—138[[doi](#)]
- 26 Amiotte S P, Aubert D, Probst J L, et al. $\delta^{13}\text{C}$ pattern of dissolved inorganic carbon in a small granitic catchment: the Strengbach case study (Vosges mountains, France). *Chem Geol*, 1999, 159: 129—145[[doi](#)]
- 27 Aueour A M, Sheppard S M, Guyomar O, et al. Use of ^{13}C to trace origin and cycling of inorganic carbon in the Rhone river system. *Chem Geol*, 1999, 159(1): 87—105[[doi](#)]
- 28 Ateawana E A, Krishnamurthy R V. Seasonal variations of dissolved inorganic carbon and $\delta^{13}\text{C}$ of surface water: Application of a modified gas evolution technique. *J Hydrol*, 1998, 205(3-4): 265—278[[doi](#)]
- 29 Herczeg A L. A stable carbon isotope study of dissolved inorganic carbon cycling in a softwater lake. *Biogeochemistry*, 1987, 4(3): 231—263[[doi](#)]
- 30 Yang C, Telmer K, Veizer J. Chemical dynamics of the “St. Lawrence” riverine system: $\delta\text{D}_{\text{H}_2\text{O}}$, $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$, $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$, $\delta^{34}\text{S}_{\text{sulfate}}$, and dissolved $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$. *Geochim Cosmochim Acta*, 1996, 60(5): 851—866[[doi](#)]
- 31 Wang X F, Veizer J. Respiration-photosynthesis balance of terrestrial aquatic ecosystems, Ottawa area, Canada. *Geochim Cosmochim Acta*, 2000, 64(22): 3775—3786[[doi](#)]
- 32 苏维词. 乌江流域梯级开发的不良环境效应. *长江流域资源与环境*, 2002, 11(4): 388—392
- 33 李久林, 苏维词. 洪家渡、东风电站对乌江干流梯级开发的环境经济发展影响. *长江流域资源与环境*, 1998, 7(2): 128—131
- 34 庞峰, 罗友余. 洪家渡水电站在乌江梯级中的作用和地位. *贵州水力发电*, 1997, 29(2): 12—15
- 35 高全洲, 沈承德. 河流碳通量与陆地侵蚀研究. *地球科学进展*, 1998, 13(4): 370—375
- 36 Barth J A C, Veizer J. Carbon cycle in St. Lawrence aquatic ecosystems at Cornwall(Ontario), Canada: Seasonal and spatial variations. *Chem Geol*, 1999, 159(1-4): 107—128[[doi](#)]
- 37 Wachniew P, Rozanski K. Carbon budget of a mid-latitude, groundwater-controlled lake: Isotopic evidence for the importance of dissolved inorganic carbon recycling. *Geochim Cosmochim Acta*, 1997, 61(12): 2453—2465[[doi](#)]
- 38 Straskraba M, Tundisi J G, Duncan A. Comparative reservoir limnology and water quality management. *Devel Hydrobiol*, 1993: 213—288
- 39 Breugel Y, Schouten S, Paetzel M, et al. The impact of recycling of organic carbon on the stable carbon isotopic composition of dissolved inorganic carbon in a stratified marine system (Kyllaren fjord, Norway). *Org Geochem*, 2005, 36: 1163—1173[[doi](#)]
- 40 李思亮, 韩贵琳, 张鸿翔, 等. 硫酸参与喀斯特流域(北盘江)风化过程的碳同位素证据. *地球与环境*, 2006, 34(2): 57—60
- 41 Miyajima T, Yamada Y, Wada E, et al. Distribution of greenhouse gases, nitrite, and $\delta^{13}\text{C}$ of dissolved inorganic carbon in Lake Biwa: Implications for hypolimnetic metabolism. *Biogeochemistry*, 1997, 36: 205—221[[doi](#)]