

澜沧江自然河道—梯级水库河流碳迁移转化过程昼夜变化分析*

武恩鹏^{1,2}, 孙会国^{1,2**}, 刘文景^{1,2}, 徐志方^{1,2}

(1: 中国科学院地质与地球物理研究所, 岩石圈演化与环境演变重点实验室, 北京 100029)

(2: 中国科学院大学地球与行星科学学院, 北京 100049)

摘要: 河流碳是全球碳循环中的重要组成部分,也是流域内发生的各种自然过程和人类活动的记录载体。梯级水库建设强烈改变河流的自然状态和物质输送,但其对高寒地区河流碳迁移转化过程的影响尚未进行过充分研究。本研究选择澜沧江自然河道及其下游梯级水库河水断面,调查分析了河水基本理化参数、各形式河流碳及其稳定碳同位素的昼夜变化特征,并通过不同断面间的对比研究,揭示了河流碳在自然河道—梯级水库连续体内的迁移转化过程、通量变化及梯级水库对其带来的影响。结果表明,库区水体中的颗粒有机碳浓度较自然河道大幅降低,反映了梯级水库对颗粒态物质的巨大拦截作用(98%悬浮物被拦截)。溶解无机碳与溶解有机碳在自然河道与库区断面的浓度和通量均未发生明显变化,说明梯级水库对河流溶解态物质影响较小。水体二氧化碳分压($p\text{CO}_2$)显示出由自然河道(平均值为 $689 \mu\text{atm}$)向库区(平均值为 $587 \mu\text{atm}$)降低趋势,且在冬季下降幅度更大。溜筒江水文站和功果桥水库两个河水断面的水体物化参数、碳浓度及其稳定碳同位素组成均无显著昼夜差异,且溶解氧与水体 $p\text{CO}_2$ 未出现协同变化,说明河流内部水生生物光合作用较弱。结合稳定碳同位素数据指示河流碳来源组成变化及河流碳通量变化,可以推断河流有机碳被大量埋藏在水库底部从而削弱了水体内部有机碳氧化分解过程,并导致库区表层水体 $p\text{CO}_2$ 下降。水体营养元素浓度低、水库建成时间短、流量调节频繁等因素是库区水生生物光合作用弱、对河水化学和碳循环影响小的重要原因。可见,澜沧江水库建设导致河流有机碳沉积量大幅增加,同时 CO_2 排放量大幅降低,因而具有净碳汇效应。

关键词: 河流碳; 稳定碳同位素; 梯级水库; 昼夜变化; 澜沧江

Diel variations in riverine carbon transport and transformation processes in the natural channel—cascade reservoirs continuum of the Lancang River*

Wu Enpeng^{1,2}, Sun Huiguo^{1,2**}, Liu Wenjing^{1,2} & Xu Zhifang^{1,2}

(1: State Key Laboratory of Lithospheric Evolution and Environmental Change, Institute of Geology and Geophysics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029, P.R.China)

(2: College of Earth and Planetary Sciences, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China)

Abstract: Riverine carbon is an important component of the global carbon cycle, and also provides insights into various natural processes and anthropogenic activities in the catchment. Cascade reservoirs seriously alter the natural state and biogeochemical cycles of rivers, but their effects on the carbon migration and transformation processes of rivers in alpine regions have not been fully investigated. In this study, the natural river section of the Lancang River and its downstream cascade reservoirs were selected to investigate the basic physical and chemical parameters of the river water, as well as the diel variations of riverine carbon contents and stable carbon isotopes. The aim was to investigate the migration and transformation processes of riverine carbon in the natural channel-cascade reservoirs continuum and to explore the influence of cascade reservoirs on carbon cycling through a comparative analysis. The results indicated that the particulate organic carbon content in the reservoir's water column was significantly lower than that in the natural river channel, reflecting the substantial trapping effect of the cascade reservoirs on particulate matter, with 98% of suspended solids being retained. The concentrations and fluxes of dissolved inorganic carbon and dissolved organic carbon exhibited

* 2024-03-11 收稿; 2024-10-09 收修改稿。

国家重点研发计划项目(2020YFA0607700)、国家自然科学基金项目(41877402)和中国科学院青年创新促进会项目(Y2023014)联合资助。

** 通信作者; E-mail: shg@mail.iggcas.ac.cn。

no significant variations between the natural river channel and the reservoir sections, indicating that the cascade reservoirs had a minimal influence on the dissolved substances in the river. However, the partial pressure of carbon dioxide ($p\text{CO}_2$) in the water exhibited a decreasing trend from the natural river channel (average 689 μatm) to the reservoir area (average 587 μatm), with a more pronounced decline during the winter season. No significant diel variations were observed in the physicochemical parameters, carbon concentrations, or carbon isotope compositions of the water bodies at the Liutongjiang hydrologic station and the Gongguoqiao Reservoir. Moreover, there was no synergistic change between dissolved oxygen and $p\text{CO}_2$, indicating that aquatic photosynthesis within the river was weak. Stable carbon isotope data revealing alterations in carbon sources and carbon fluxes suggested that a substantial amount of riverine organic carbon was sequestered at the bottom of the reservoir. This weakened the internal oxidation and decomposition processes of organic carbon, leading to a decrease in $p\text{CO}_2$ in the surface waters of the reservoir. The low nutrient content, short reservoir age and frequent flow regulation were the primary factors contributing to the weak aquatic photosynthesis in the reservoir and its limited impact on river chemistry and the carbon cycle. Overall, the cascade reservoirs in the Lancang River basin had resulted in a significant increase in the deposition of riverine organic carbon with a considerable reduction in CO_2 outgassing, thus exhibiting a net carbon sink effect.

Keywords: Riverine carbon; stable carbon isotope; cascade reservoir; diel variation; Lancang River

河流是联结陆地、海洋与大气环境的重要纽带,在全球物质循环中发挥着重要作用^[1-2]。碳作为维持生命与生态环境的核心元素,其他许多重要元素的生物地球化学循环过程都与之密切相关,故而河流碳循环一直是地球系统科学和环境科学研究的重要内容。河流碳的生物地球化学性质及其迁移转化过程对流域内发生的地貌、水文、生态等许多地表过程,河流水体内部过程以及人为干扰(如修筑大坝、毁坏植被、采矿、灌溉等)都十分敏感,能够提供反映全流域范围内自然过程和人类活动的详细记录^[3]。在全球许多地区,由于全球变化及人类活动的双重影响,河流碳在构成、通量及性质方面已经发生且仍在发生着显著变化^[4-5],开展河流碳循环研究对于深入认识不同时间和空间尺度上的环境演变过程和机理具有重要意义。

自然河流是一个连续体,包括了从河流源头到海洋的连接,但随着社会经济的发展,特别是水库的建设,人类活动对河流自然状态与水文过程的冲击不断增强。河流库坝拦截导致陆地水循环和水环境状况发生改变,河流原有营养物质与能量流动的连续性遭到破坏。水库蓄水后,流量、流速、水深、滞留时间、温度以及营养盐等多方面因素均会发生明显改变^[6-7]。大坝阻碍了碳、氮、磷、硅等基本营养物质沿河流水系的迁移,从而影响水生生物的生存环境,并可能破坏下游区域及沿海的生态系统^[8-11]。通常情况下,坝前水体转变为湖泊状态会促进藻类等水生生物的光合作用,导致河流内源碳的贡献比例增加,同时引起水体二氧化碳分压($p\text{CO}_2$)下降、溶解氧(DO)和pH值升高、溶解无机碳(DIC)稳定碳同位素值($\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$)增加等系列活动^[12]。另一方面,水库也被视为温室气体排放的热点,库区水体中有机物含量的增加及长期滞留有助于有机质的氧化分解,同时水位的波动使岸边沉积物处于暴露-淹没交替状态,这种过程也有利于温室气体的产生^[13-14]。与水生生物光合作用几乎相反,水体中有机质的氧化分解可导致水体 $p\text{CO}_2$ 值升高,而DO浓度、pH值与 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值降低。此外,水库沉积物中的有机物质分解过程也可能产生大量 CO_2 和其他温室气体,这为水库的源、汇效应评估增加了复杂性。总体上,库区沉积作用、水生生物光合作用和有机质呼吸氧化作用的竞争结果决定了水库的碳源、汇效应。然而,目前关于这一问题的认知仍然存在诸多不确定性和争议。例如,不同地理和气候条件下的水库沉积、生物作用及与温室气体排放特征有何异同?哪些因素影响水库的碳循环过程和源汇效应?这些问题都需要进一步研究和探讨。

澜沧江地处青藏高原东南部,蕴含着丰富的水力资源,在干流已相继建成多座水库,形成典型的梯级水电开发河道^[11]。青藏高原地区生态环境脆弱,澜沧江梯级水库开发可能导致的水质及环境问题已引起广泛关注^[15-18]。前期研究发现,澜沧江库区水体 $p\text{CO}_2$ 值明显低于自然河道^[15,19],然而其发生机制还不明确。该问题的解决对于揭示梯级水库建设影响下高原河流碳循环过程及其环境效应、评估澜沧江水质和生态演化趋势具有重要意义。本研究选取澜沧江自然河流断面与下游梯级水库,开展河水基本理化参数、各形式河流碳含量及同位素组成的昼夜变化对比分析,探讨梯级水库对河流碳迁移转化过程的影响,为深入认识高寒地区水库建设对河流碳循环及流域生态环境的影响提供新的证据。

1 区域概况

澜沧江—湄公河是世界第六大河,全长 4900 km,发源于中国青海省唐古拉山东北部,自北向南流经中国、缅甸、老挝、泰国、柬埔寨和越南,在中国境内称澜沧江,出中国国境称湄公河,于越南胡志明市注入南海,是东南亚最大的国际河流。在中国境内澜沧江流域面积 17.4 万 km^2 ,干流总长约 2161 $\text{km}^{[20]}$ 。流域地处热带和亚热带交界处,气候受南亚季风和西南季风的影响,呈现出明显的季节性变化,年平均气温为 $15\text{ }^\circ\text{C}$,最高气温为 $35\text{ }^\circ\text{C}$,最低气温为 $-4\text{ }^\circ\text{C}$,最热月(6月)平均气温为 $28.4\text{ }^\circ\text{C}$,最冷月(1月)平均气温为 $1.1\text{ }^\circ\text{C}$ 。雨季长、旱季短,多年平均降水量为 $1000\sim 1500\text{ mm}$,其中 70% 以上的降水集中在 5—10 月^[21]。澜沧江岩性分布复杂,形成时间广泛。澜沧江上游(溜筒江以上)主要分布元古代基岩、晚寒武玄武岩、花岗岩及石膏夹层。澜沧江中下游在大量分布的前寒武基岩中,分布有三叠系酸性火山岩、碳酸盐岩、碎屑沉积岩,局部有超基性火山岩、蒸发岩出露^[22]。澜沧江源头区域和较高海拔地带的植被主要由高寒草甸和苔原组成,随着海拔逐渐降低,植被逐渐过渡到亚热带常绿阔叶林和季风林,在人口相对聚集的村落区域,存在大面积种植玉米(C4 植物)等农作物的情况。

澜沧江干流落差达 5000 m,水力资源丰富,其水能资源的理论蕴藏量约为 3656 亿 kW,可开发量约为 2348 亿 kW^[23]。目前,澜沧江已成为国家重点水电开发的主要河流之一。截至 2021 年,澜沧江已建成水库自上游而下依次是乌弄龙、里底、托巴、黄登、大华桥、苗尾、功果桥、小湾、漫湾、大朝山、糯扎渡、景洪和橄榄坝。本研究选择溜筒江水文站和功果桥水库两个河流断面进行样品采集(图 1a),此河段分布 6 座梯级水库,天然落差 596 m(图 1b)。这些水库建成时间和规模各异,除黄登水库调节方式为季调节,大华桥、苗尾水库为周调节,其余水库皆为日调节。

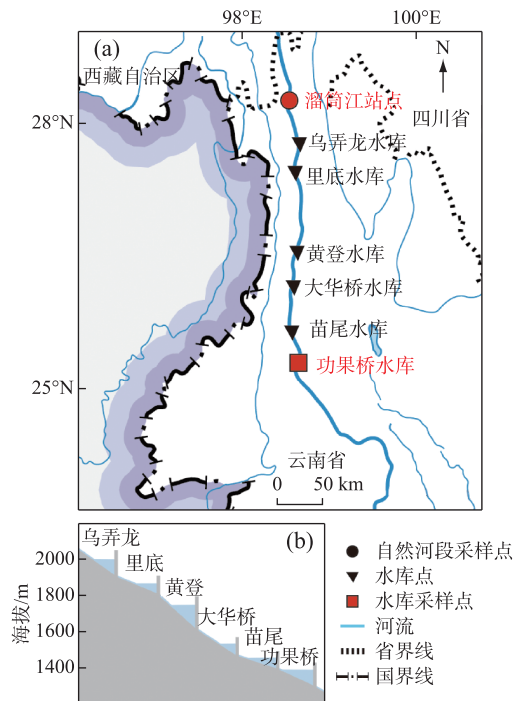


图 1 研究区梯级水库分布、采样点位置(a)及其高程变化(b)
(基于自然资源部标准地图服务网站下载的审图号为 GS(2019)4345 号的标准地图制作,底图无修改)

Fig.1 Distribution of cascade reservoirs, location of sampling sites (a), and elevation change (b) in the selected river reach

2 研究方法

本研究于 2021 年 8 月 10 日—8 月 12 日与 10 月 26 日—10 月 28 日分别对自然河段溜筒江 (LTJ) 与功果桥水库 (GGQ) 两个断面同步进行为期 48 h 的表层水体昼夜样品采集 (图 1a), 采样频率为每 3 h 采集 1 次。在 LTJ, 借助水文站建于岸边的水文监测平台进行样品采集; 在 GGQ, 乘坐水库作业船只到库区采样, 采样点位置距水库大坝上游约 100 m 处。每次采样时, 记录当时水位, 再根据水文站历史监测数据建立的水位—流量关系曲线获得河水流量数据。GGQ 水库位于研究区梯级水库末段, 能够继承上游各级水库对水体碳的影响, 反映整个系统的综合效应。

野外现场使用雷磁 PHSJ-AF 台式便携酸度计测定水温和 pH, 测量精度分别为 0.1 °C 和 0.001 pH 单位。使用 JPB-607A 便携式溶解氧测定仪测定 DO 浓度, 精度为 0.1 mg/L。样品 HCO_3^- 含量在现场用 0.01 mol/L 的标准盐酸进行滴定, 选用甲基橙为显色指示剂, 每个样品重复滴定 3 次, 平均误差 < 3%。每个样品采集 1~2 L, 现场使用孔径 0.7 μm 的 Whatman 玻璃纤维滤纸过滤, 滤纸预先在 450 °C 的马弗炉内烘烤 6 h 并称重。过滤后, 将滤纸及其过滤物自然风干并放入自封袋内保存, 到实验室后再放入 50 °C 烘箱内烘干 24 h 并称量, 用于总悬浮物 (TSS) 浓度、颗粒有机碳 (POC) 浓度及其稳定碳同位素 ($\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$) 分析。滤液装入两个预先泡酸清洗过的 100 mL 聚乙烯瓶中, 并加入数滴 HgCl_2 溶液, 放入冰箱内 4 °C 避光保存, 分别用于溶解有机碳 (DOC) 浓度和 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 分析。

基于观测数据河水温度、pH 值与 HCO_3^- 含量, 应用水文地球化学软件 CO2SYS 计算获得样品的 DIC 浓度和 $p\text{CO}_2$ 值^[24]。 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 分析: 用注射器将 15 mL 水样注入到装有 85% 磷酸 (2 mL) 的预抽真空玻璃瓶内, 水浴加热使其反应生成 CO_2 , 通过真空系统净化后导入 MAT253 PLUS 气体稳定同位素质谱仪进行测试, 测试结果根据国际 V-PDB 标准用 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}(\text{‰})$ 表示, 分析精度为 $\pm 0.1\text{‰}$ 。

DOC 浓度应用德国耶拿公司 multi N/C-3100 型总有机碳分析仪测定, 样品被高温催化燃烧氧化消解后, 利用非色散红外吸收法 (NDIR) 检测, 测量准确度为 $\pm 2\%$ 。POC 浓度及 $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ 测试: 首先将滤膜上的过滤物小心刮下, 研磨至 200 目 (对应孔径约为 74 μm), 加入盐酸去除无机碳, 然后在 50 °C 烘箱内烘干 24 h, 称取约 10 mg 装入锡皿, 使用 MAT253 PLUS 气体稳定同位素质谱仪进行测试, 可同时获得 POC 质量占 TSS 质量的比例 (POC%) 及 $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ 值, 分析精度分别为 $\pm 0.1\%$ 和 $\pm 0.1\text{‰}$ 。

本研究中, 水—气界面 CO_2 交换速率通过以下公式计算^[25]:

$$F = K \times \Delta(p\text{CO}_2) \quad (1)$$

$$K = h \times a \quad (2)$$

式中, F 为水—气界面 CO_2 交换通量 ($\text{mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$); K 表示水—气界面的气体交换系数, 该系数由气体交换的输运速率 h 与在特定温度和压力下 CO_2 的溶解度 a 的乘积给出。

对于水—气界面的气体交换的输运速率 h , 本文采用 Wanninkhof^[26] 提出的模型进行估算:

$$h = bU^2(600/Sc_t)^{1/2} \quad (3)$$

$$Sc_t = 1911.1 - 118.11t + 3.4527t^2 - 0.04132t^3 \quad (4)$$

式中, U 代表风速 (m/s)。其中 b 值取决于风速的类型: 对于瞬时风速, $b = 0.31$; 对于平均风速, $b = 0.39$ 。 Sc_t 是在温度 t °C 下 CO_2 的 Schmidt 常数。

特定温度和压力下 CO_2 的溶解度 a 的计算如下式^[27]:

$$\ln a = A_1 + A_2(100/T) + A_3 \ln(T/100) + S\text{‰} \times [B_1 + B_2(T/100) + B_3(T/100)^2] \quad (5)$$

$$\text{CO}_2 \text{ 逸出通量} = F \times \text{河水面积} \quad (6)$$

式中, T 为温度, 单位为 K; 当 a 的单位为 $\text{mol}/(\text{L} \cdot \text{atm})$ 时, 常数 $A_1 = -58.0931$, $A_2 = 90.5069$, $A_3 = 22.2940$, $B_1 = 0.027766$, $B_2 = -0.025888$, $B_3 = 0.0050578$; $S\text{‰}$ 为盐度^[27]; 风速采用美国国家海洋和大气管理局 (NOAA) 下属国家环境信息中心 (<https://www.ncei.noaa.gov/data>) 公布的研究区 2021 年逐日平均风速。

3 结果

3.1 水文和基本理化参数

在丰水期(8月10—12日)与枯水期(10月26—28日),GGQ较LTJ流量略大,这可能是由于GGQ海拔较低、流域面积增大引起。GGQ流量的波动特征与LTJ明显不同,且变动幅度也更大(图2a、b),显示了水库对流量的调节作用。LTJ丰水期河水的TSS浓度明显比丰水期高,且变动幅度更小(图2c、d)。在丰水期,流域内降雨量大幅升高,随着降水量的增加,土壤侵蚀强度增大,从而使得更多的土壤和泥沙被搬运到河流中,河流TSS浓度显著升高。在GGQ,TSS浓度急剧降低,无论丰水期还是枯水期浓度都小于16 mg/L,平均值仅为6.6 mg/L,显示了水库对河流泥沙的强烈拦截作用。

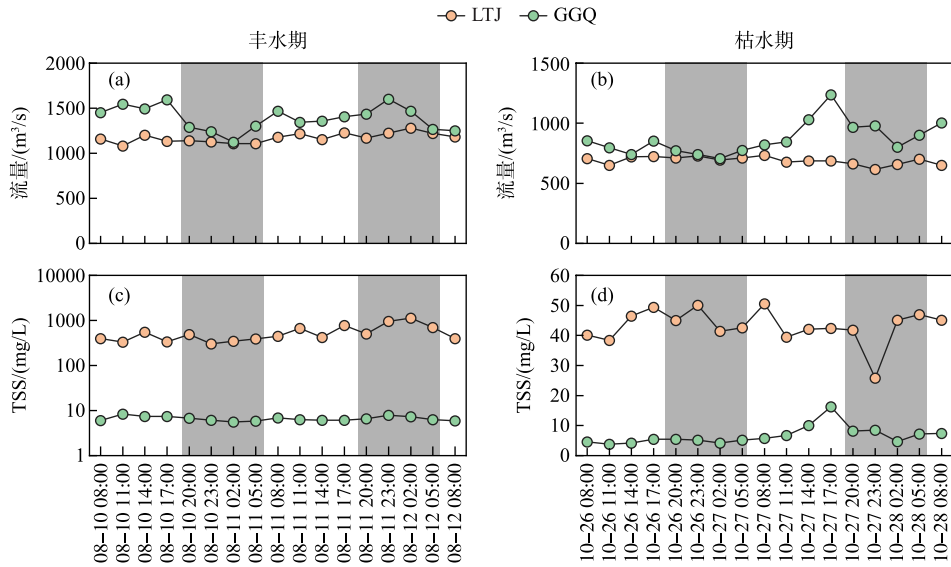


图2 澜沧江LTJ和GGQ断面流量(a、b)、TSS(c、d)的昼夜变化特征(阴影处表示夜间,下同)
Fig.2 Diel variations of discharge (a, b) and TSS (c, d) at the cross-sections LTJ and GGQ in the Lancang River (The shaded areas represent nighttime, the same below)

GGQ河水温度明显高于LTJ,季节变化幅度更小。GGQ位于LTJ下游,海拔降低,纬度更低,导致下游区域的水温上升。无论在LTJ还是GGQ,水温的昼夜变化均不明显($<1\text{ }^{\circ}\text{C}$)。LTJ河水pH值平均为8.35,介于8.25~8.43之间,丰枯季节变化微弱(<0.16);GGQ河水pH值略高于LTJ,平均为8.44,介于8.23~8.51之间,同样没有观测到显著季节变化(图3c、d)。在丰水期,LTJ断面pH值出现夜晚明显升高的现象(在2:00或5:00达到最高值),而在GGQ则出现pH值轻微降低的相反变化趋势;在枯水期,河水pH值在GGQ断面出现夜晚较明显下降的现象(5:00达到最低值),而在LTJ则没有发现明显昼夜变化(枯水期 $\sigma=0.04$)。两个河流断面的DO浓度均显示丰水期低于枯水期,但无明显昼夜变化规律。尤其在LTJ,河水DO浓度在采样期间几乎无昼夜变化(丰水期 $\sigma=0.09$,枯水期 $\sigma=0.21$)。

3.2 DIC、 $p\text{CO}_2$ 和 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$

在LTJ丰水期,DIC浓度较低,平均值为2.45 mmol/L;而在枯水期,DIC浓度显著升高,平均为2.94 mmol/L。相比之下,GGQ处DIC浓度在丰水期和枯水期的平均值分别为2.47和2.81 mmol/L,表现出类似的季节性变化趋势(表1)。这表明水文变化对DIC浓度有显著影响,即径流(降雨)增加对DIC产生稀释效应。

无论在LTJ还是GGQ,水体 $p\text{CO}_2$ 均显示出丰水期低于枯水期的变化趋势(图4c、d)。空间上,GGQ水体 $p\text{CO}_2$ 值明显低于LTJ,但在这两个断面均未发现明显昼夜变化规律。在GGQ枯水期, $p\text{CO}_2$ 值出现夜晚突

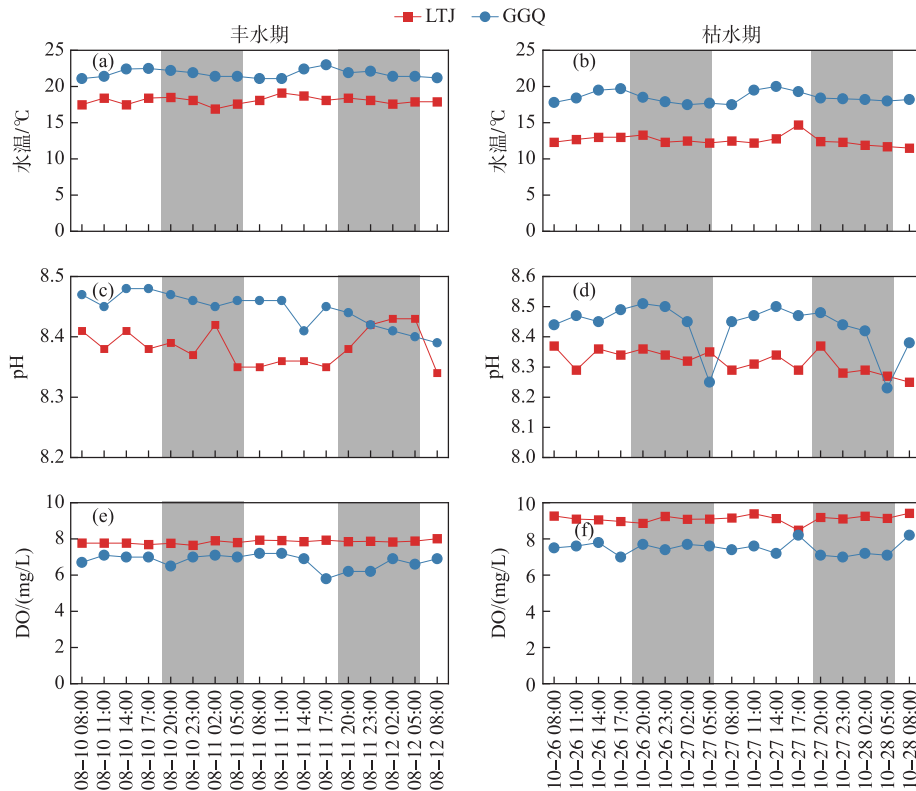


图3 澜沧江 LTJ 和 GGQ 断面水温(a,b)、pH(c,d)及 DO(e,f)的昼夜变化特征
Fig.3 Diel variations of water temperature (a, b), pH (c, d) and DO (e, f) at the cross-sections LTJ and GGQ in the Lancang River

表1 2021年澜沧江丰、枯水期河流水体理化参数变化范围及平均值

Tab.1 Variation ranges and average values of the physical and chemical parameters of the Lancang River during wet and dry seasons in 2021

理化参数	溜筒江(LTJ)		功果桥(GGQ)	
	丰水期 (8月10-12日)	枯水期 (10月26-28日)	丰水期 (8月10-12日)	枯水期 (10月26-28日)
流量/(m ³ /s)	1081~1280(1171)	617~733(689)	5.6~8.4(6.6)	3.8~16.3(6.6)
TSS/(mg/L)	314~1120(536)	26~51(43)	1123~1602(1390)	707~1236(872)
pH	8.34~8.43(8.38)	8.25~8.37(8.32)	8.39~8.48(8.44)	16.9~19.1(18.1)
水温/°C	16.9~19.1(18.1)	11.5~14.7(12.6)	21.1~23.0(21.8)	17.5~20.0(18.5)
DO/(mg/L)	7.6~8.0(7.8)	8.5~9.4(9.1)	5.8~7.2(6.8)	7.0~8.2(7.5)
DIC/(mmol/L)	2.32~2.60(2.45)	2.74~3.07(2.94)	2.41~2.54(2.47)	2.73~2.89(2.81)
pCO ₂ /μatm	513~682(599)	658~915(779)	500~620(550)	525~992(624)
δ ¹³ C _{DIC} /‰	-4.8~-2.9(-3.6)	-4.4~-2.8(-3.3)	-5.9~-4.0(-4.9)	-6.5~-4.0(-4.8)
DOC/(mg/L)	1.90~2.93(2.28)	1.68~2.78(2.18)	1.42~2.94(2.01)	1.66~2.60(2.13)
POC/(mg/L)	2.99~9.84(5.87)	0.21~0.49(0.39)	0.03~0.07(0.04)	0.02~0.08(0.03)
POC%/%	0.74~2.13(1.13)	0.74~1.09(0.91)	0.47~0.83(0.65)	0.38~0.63(0.46)
δ ¹³ C _{POC} /‰	-25.4~-14.4(-20.9)	-26.4~-25.6(-25.9)	-27.6~-25.7(-27.2)	-28.6~-27.4(-28.0)

然升高又迅速恢复正常的现象,这可能与水体受到扰动(导致库底 CO_2 被释放到表层)等偶然因素有关。LTJ 和 GGQ 的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值在 -6.5‰ ~ -4.0‰ 之间,并显现出 LTJ(平均 -3.5‰) 明显高于 GGQ(平均 -4.9‰) 的上下游变化特征,但两个河流断面都未显示出显著的丰、枯季节变化(图 4e、f)。 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 在 LTJ 没有明显昼夜变化规律,而在 GGQ 枯水期出现夜晚降低现象。

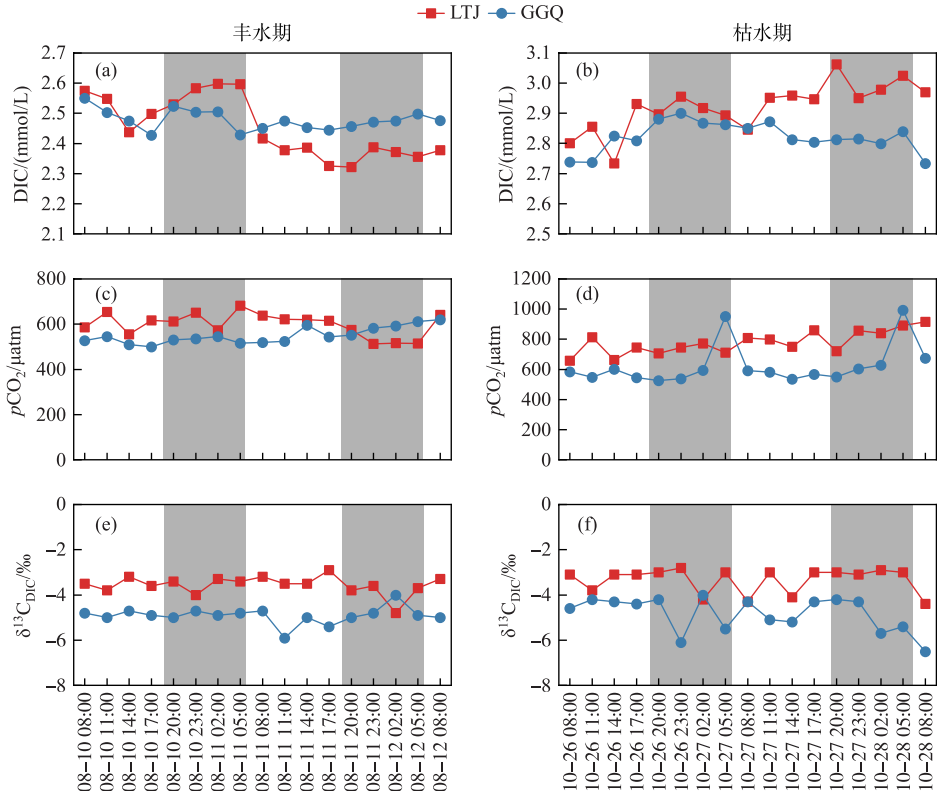


图4 澜沧江 LTJ 和 GGQ 断面 DIC(a、b)、 $p\text{CO}_2$ (c、d)及 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (e、f)的昼夜变化特征

Fig.4 Diel variations of DIC (a, b), $p\text{CO}_2$ (c, d) and $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (e, f) at the cross-sections LTJ and GGQ in the Lancang River

3.3 DOC、POC 及 $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$

LTJ 断面 DOC 浓度介于 $1.68\sim 2.93\text{ mg/L}$ 之间,平均为 2.23 mg/L ,丰枯水期无明显变化;GGQ 断面 DOC 浓度介于 $1.42\sim 2.94\text{ mg/L}$ 之间,平均为 2.07 mg/L ,枯水期(2.13 mg/L)略高于丰水期(2.01 mg/L)(图 5a、b)。两个断面的 DOC 浓度变化特征基本一致(尤其在枯水期),但均未发现规律性的昼夜变化。整体上,DOC 浓度从 LTJ 向 GGQ 输送过程中略有降低。

在 LTJ,POC 浓度枯水期显著高于丰水期,同时枯水期 POC% 略有降低(图 5c~f)。在 GGQ,POC 浓度在丰水期和枯水期都较 LTJ 大幅降低,平均仅为 0.04 mg/L ,变化范围在 $0.02\sim 0.08\text{ mg/L}$ 之间,无明显季节性变化;相应的 POC% 平均值为 0.56% ,但丰水期(平均为 0.65%)明显高于枯水期(平均为 0.46%)。在 LTJ 和 GGQ 两个河流断面,POC 浓度均无明显昼夜变化规律。TSS 作为 POC 的吸附载体,两者具有基本一致的时空变化特征。在 LTJ 枯水期, $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ 值(平均为 -25.9‰)明显低于丰水期(平均为 -20.9‰)且变化范围更小(图 5g、h)。在 GGQ 丰水期, $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ 值介于 $-27.6\text{‰}\sim -25.7\text{‰}$ 之间(平均为 -27.2‰),枯水期介于 $-28.6\text{‰}\sim -27.4\text{‰}$ 之间(平均为 -28.0‰),可以看出 GGQ 断面的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ 值较 LTJ 更低,且丰枯季节变化不明显。

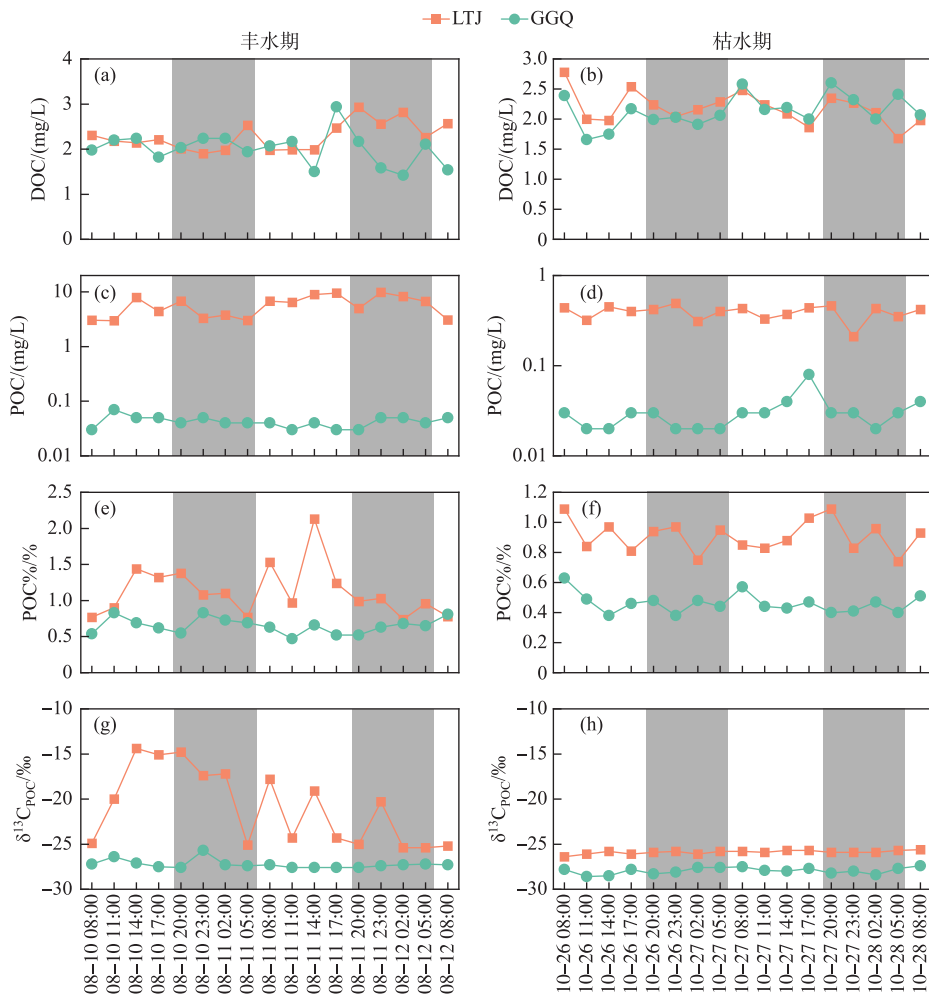


图5 澜沧江 LTJ 和 GGQ 断面 DOC(a,b)、POC(c,d)、POC%(e,f) 及 $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ (g,h) 的昼夜变化特征

Fig.5 Diel variations of DOC(a, b), POC(c, d), POC%(e, f) and $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ (g, h) at the cross-sections LTJ and GGQ in the Lancang River

4 讨论

4.1 澜沧江河流碳来源和迁移转化过程

4.1.1 DIC 的来源和迁移转化 河流 DIC 主要来源包括大气 CO_2 、土壤 CO_2 、碳酸盐岩风化以及河水中有机质的转化等。在影响河流 DIC 通量及同位素组成的众多因素中,由流域地质背景和气候条件控制的岩石风化过程往往起主导作用^[28-29]。岩石化学风化除了受到碳酸(H_2CO_3)作用外,还受到硫酸(H_2SO_4)等其他风化侵蚀剂参与的影响。水体中不同来源的 DIC 有其特定的同位素组成特征,且在河流输送过程中还会受到各种生物地球化学过程的改造,如土壤 CO_2 的输入、水-气界面 CO_2 交换、水生生物光合作用等。因此,河流碳同位素信息可用于重建流域体系中碳的主要生物地球化学循环过程^[30-31]。

前期多项研究表明,澜沧江水化学特征主要受到碳酸盐岩和硅酸盐岩风化控制^[17,19,32-33],与世界多数河流一致^[34]。在全球范围内,多数河流的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值介于 -27‰ ~ -7‰ 之间,平均为 -12‰ ^[35]。相较之下,澜沧

江 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (约 -4.15‰) 明显偏高,反映了其 DIC 来源和迁移转化过程的区域特异性。根据不同类型岩石的风化反应方程式可知^[36],碳酸盐岩- H_2CO_3 风化所产生的 DIC 中,一半来自碳酸盐岩本身,而另一半来自土壤 CO_2 ;硅酸盐- H_2CO_3 风化所产生的 DIC 全部来自土壤 CO_2 ;碳酸盐岩- H_2SO_4 风化所产生的 DIC 则全部来自碳酸盐岩本身。海相碳酸盐岩的 $\delta^{13}\text{C}$ 值一般认为是 0‰ 。土壤 CO_2 主要来源于植物的呼吸作用(一般受 C3 植物控制),其 $\delta^{13}\text{C}$ 值约为 -27‰ ^[19]。 CO_2 气体自土壤向大气扩散过程中会产生最高约 $+4.4\text{‰}$ 的同位素分馏^[37],因此土壤 CO_2 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值为 -22.6‰ 。此外,水—气 CO_2 交换过程中,将产生 $+8\text{‰}$ 的同位素分馏^[38],因而水体溶解 CO_2 (或以 H_2CO_3 形式存在)的 $\delta^{13}\text{C}$ 值应为 -14.6‰ 。在上述情况下,碳酸盐岩- H_2CO_3 风化所产生 DIC 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值应为 -7.3‰ ,硅酸盐- H_2CO_3 风化来源 DIC 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值为 -14.6‰ ,而碳酸盐岩- H_2SO_4 风化作用所产生 DIC 的 $\delta^{13}\text{C}$ 值为 0 。澜沧江发源于并流经青藏高原构造活动区,这里地层中富含硫化物矿物,可导致碳酸盐岩- H_2SO_4 风化对河流 DIC 的贡献比例大幅增加^[39-40],这应是澜沧江 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值严重偏高的主要原因。此外,该地区(尤其是在澜沧江上游流域)广泛分布温泉,泉水中大量富集 ^{13}C 的 DIC 输入河流也可以显著增加河水 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值^[41-43]。

无论在 LTJ 还是 GGQ,河水的 $p\text{CO}_2$ 值(表 1)都高于大气 $p\text{CO}_2$ 值($375.03 \mu\text{atm}$)^[17],表明水—气界面会发生持续的 CO_2 逸出,而这一过程产生的同位素分馏效应将使得水体 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值升高^[38]。此外,河流内部光合作用会优先利用 DIC 中的 ^{12}C ,从而也会导致水体 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值升高^[44]。土壤 CO_2 输入及河流内部有机碳氧化是驱动水—气界面 CO_2 逸出的主要因素^[3,45],由于这两个来源碳通常具有较低的 $\delta^{13}\text{C}$ 值,因此会导致河流 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值减小。可见,这一过程可以解释澜沧江 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值自 LTJ(平均为 -3.5‰)向 GGQ(平均为 -4.9‰) 输移时降低的现象(图 6a)。由于在所研究河段没有大的支流汇入,因此岩石风化、温泉输入、土壤 CO_2 输入等外部过程对此变化的贡献可以排除,而 CO_2 逸出、有机质氧化及水生生物光合作用这些内部过程则是潜在影响因素。如前所述,只有有机质氧化可以引起河流 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值变小,而 CO_2 逸出、水生生物光合作用将导致 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值变大。综合以上分析,水体内部有机质氧化过程是澜沧江河流 DIC 在自然河道—水库体系内输移时影响 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值降低的主导因素。然而,这也说明水生光合作用的影响可能被有机质氧化过程所掩盖,还需结合其他数据对其进行识别(在后续内容中详细讨论)。

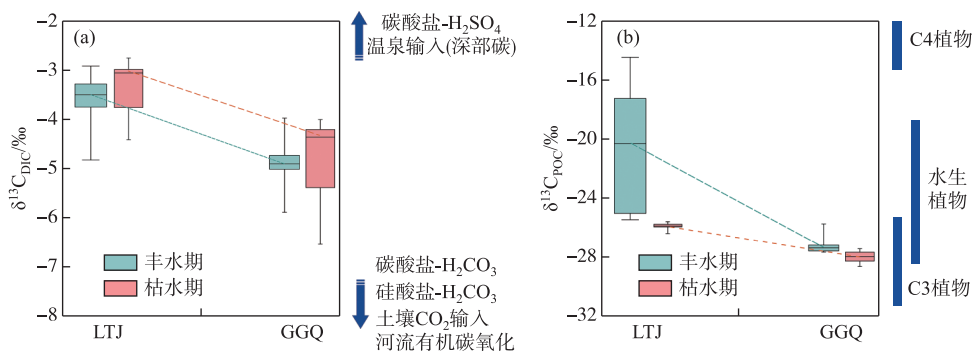


图 6 澜沧江 LTJ 和 GGQ 河水 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (a) 与 $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ (b)

Fig.6 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ (a) and $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ (b) at the cross-sections LTJ and GGQ in the Lancang River

4.1.2 河流有机碳来源辨识 河水中的有机碳主要包括 DOC 和 POC 两部分。DOC 主要成分是水中的腐殖质、多糖、多肽和胶体物质等。POC 主要以泥沙吸附的形式存在,主要来源于陆源植物(以 C3、C4 植物为主)、水生植物以及人类活动排放。DOC 与 POC 往往具有共源性,其中的活性成分在输移过程中均容易被微生物代谢利用或被氧化降解,而性质稳定的部分可最终汇入海洋^[46-47]。陆地 C3 植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值分布在 $-30\text{‰} \sim -25\text{‰}$ 之间,C4 植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值分布在 $-14\text{‰} \sim -12\text{‰}$ 之间^[48],而河流内源有机碳的 $\delta^{13}\text{C}$ 值则依赖于水生生物光合作用所利用水体 DIC 的同位素值,此过程一般会产生产约 $-23\text{‰} \sim -14\text{‰}$ 的同位素分馏效应^[45,49]。由于澜沧江 $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ 值在 $-6.5\text{‰} \sim -4.0\text{‰}$ 之间,则其内源有机碳的 $\delta^{13}\text{C}$ 值应介于 $-29.5\text{‰} \sim -18.0\text{‰}$

之间。可见,对于澜沧江而言,水生植物与 C3 和 C4 植物的混合 $\delta^{13}\text{C}$ 值有大部分相重叠(图 6b),从而无法利用 $\delta^{13}\text{C}$ 值有效区分河流有机碳来源组成及识别水体光合作用的影响。

在 LTJ, POC 与 TSS 浓度无论在丰水期、枯水期还是整体上都存在较好的线性关系(图 7a),说明河流 POC 主要受到流域土壤侵蚀过程的控制。结合河流 $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ 值,可以明确其主要来自陆地 C3 植物。在 LTJ 丰水期,部分 POC 样品的 $\delta^{13}\text{C}$ 值在 -20‰ ~ -14‰ 之间,显示出 C4 植物的重要贡献。然而,LTJ 枯水期样品及下游 GGQ 断面丰、枯水期所有样品的 $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ 值(-28.6‰ ~ -25.7‰) 都在 C3 植物范围内,说明 LTJ 丰水期样品中的 C4 植物成分(现场可见吸附于泥沙的植物残屑)在向下游输送过程中被氧化分解或者被水库拦截沉积。在 GGQ, POC 与 TSS 同样存在较好相关性,且丰水期回归方程的斜率明显大于枯水期(图 7b)。对于自然河流(LTJ),丰水期 TSS 浓度随流量增加的幅度大于枯水期(图 8a、b),反映了流域降水及土壤侵蚀的影响,而在库区(GGQ)TSS 浓度却表现出相反趋势,即枯水期大于丰水期,说明水库 TSS 变化主要受到水库流量调节的控制(图 8c、d),即水库下泄流量增加时,对库区内的沉积泥沙扰动作用增强,从而使得河水 TSS 浓度增加。

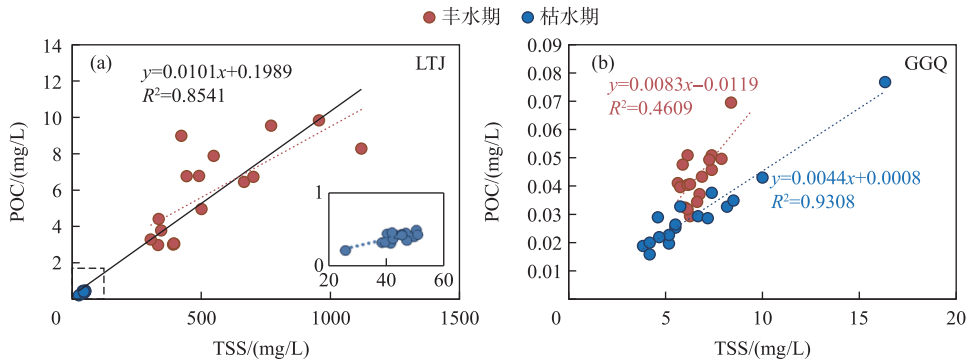


图 7 澜沧江 LTJ(a) 和 GGQ(b) 河流 POC 与 TSS 的关系

Fig.7 Relationships between POC and TSS at the cross-sections LTJ (a) and GGQ (b) in the Lancang River

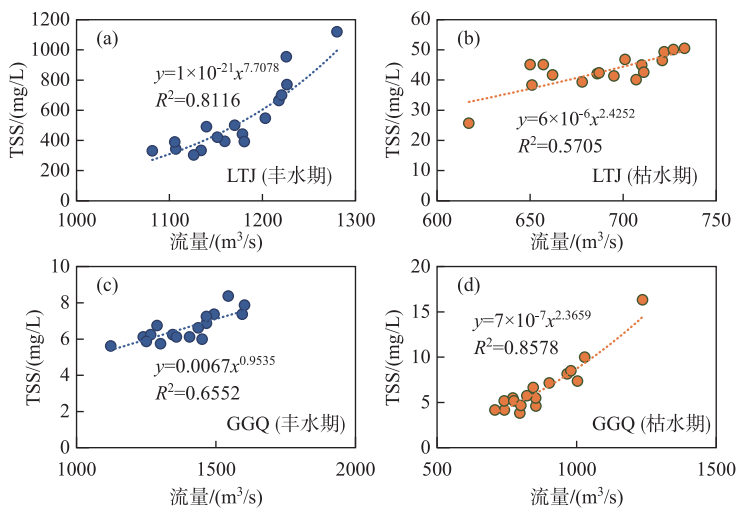


图 8 澜沧江 LTJ(a, b) 和 GGQ(c, d) 河水 TSS 与流量的关系

Fig.8 Relationships between TSS and discharge at the cross-sections LTJ (a, b) and GGQ (c, d) in the Lancang River

4.2 水库对水化学及河流碳的影响

4.2.1 昼夜变化对比 水生生物光合作用是影响河流水质和碳循环过程的一个重要因素。由于水库建设改变了河流原有的水动力条件及营养盐循环途径,从而可能会增强水体内部的光合作用^[50]。对于同一河水断面,在白天光照情况下,光合作用增强,直接导致水体中 DO 浓度增加、 $p\text{CO}_2$ 值降低;在夜晚则相反,光合作用被抑制而呼吸作用相对增强,导致 DO 浓度降低、 $p\text{CO}_2$ 值升高。尽管昼夜变化导致的温度、光照条件变化对水体有机碳氧化过程也会产生一定影响,但影响程度相对于其对光合作用的影响较低。因此,通过分析水体 DO 及 $p\text{CO}_2$ 的昼夜变化特征及幅度,可以有效辨识水生生物光合作用的强弱^[51-52]。观测结果显示,无论在自然河道(LTJ)还是水库(GGQ)断面,DO 浓度与 $p\text{CO}_2$ 均没有明显的昼夜变化规律(图 3e、f; 图 4c、d),且两者不存在预期的显著负相关(图 9a、b),说明水体内部光合作用的影响较小。可以看出,澜沧江 DO 浓度与河水温度具有基本一致(反向)的时间变化特征(图 3),并存在较好的相关性(图 9c、d),说明 DO 浓度变化的主控因素是温度(水温增加时,DO 的溶解度降低)。

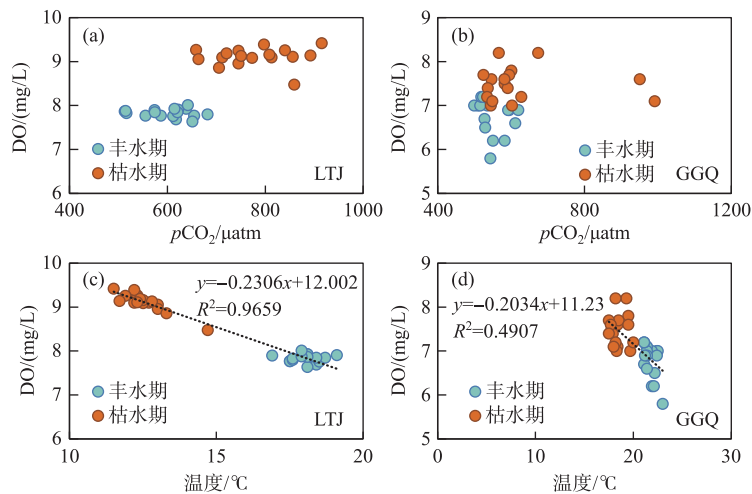


图 9 澜沧江河水 DO 浓度与 $p\text{CO}_2$ (a、b) 及温度(c、d)的关系

Fig.9 Relationships of DO concentration with $p\text{CO}_2$ (a, b) and water temperature (c, d) in the Lancang River

澜沧江源区和上游流域(LTJ 以上)属于高原环境,那里气候寒冷、地形陡峭、人类活动稀少,因而河水具有温度低、流速快、泥沙含量高(阻碍透光)、营养元素浓度低等特点,而这些条件均不利于水生生物的生长^[51,53]。随着河水流入梯级水库河道后,河水温度升高,流速和泥沙含量降低,滞留时间延长,但这些有利因素也没有导致水体内部光合作用的增强。已有研究表明^[19,54],澜沧江所建水库的总磷、总氮浓度均在较低水平,属于贫营养化水体。因此本研究认为,澜沧江较低的营养元素浓度应是限制水生生物生长的重要因子。澜沧江水库建成时间短、流量调节频率高(日调节或周调节)等因素也可能对限制水生生物光合作用有所贡献^[55]。个别河水理化参数呈现昼夜变化特征(如 DIC 浓度夜晚升高,图 4a、b),则可能与温度变化、水库流量调节等因素有关。在本研究中,每次昼夜连续样品采集只持续了 48 h,可能无法捕获一些更细微的水化学、河流碳动态变化规律,但通过 LTJ 及 GGQ 断面各理化参数不同季节昼夜变化分析,可以确证澜沧江水生生物光合作用即使在梯级水电开发环境下对河流水化学和碳循环的影响依然较弱。

4.2.2 自然河道与水库对比 在 LTJ 至 GGQ 河段,流域人类活动较少,没有较大支流汇入,因而在 GGQ 观测到的河水理化指标变化可以看作是此段河道内自然输移过程与水库影响的叠加效应,这为评估梯级水库对河流碳迁移转化的影响提供了有利条件。观测结果显示,在 GGQ 断面,河流 TSS、POC 浓度大幅下降(图 2c、d),显示了梯级水库对颗粒态物质的巨大拦截效应(对 TSS 的平均拦截率达 98%)。DIC 和 DOC 浓度则变化幅度很小,同时河水 pH 值变化不明显,而 DO 变化主要由水温变化引起(图 9c、d),这些现象说明澜沧江梯级水库对溶解态物质输移的影响不大。

值得注意的是,河水从自然河道向梯级水库迁移过程中,水体 $p\text{CO}_2$ 值明显降低(图 4c、d),这与前期研究结果一致^[15,19]。无论在 LTJ 还是 GGQ,河水 $p\text{CO}_2$ 值都远大于大气 $p\text{CO}_2$ 值^[17],说明在此河段内存在持续的水-气界面 CO_2 逸出过程。关于驱动河流 CO_2 逸出的机制已获得广泛共识,即对于河流源区或小型溪流(流域面积 < 1000 km^2),土壤 CO_2 输入是其主要控制因素^[56-57],但土壤 CO_2 进入地表水体后会快速排入大气,从而对下游河道 $p\text{CO}_2$ 值贡献不大^[58]。对于大型河流而言,河流内部有机碳氧化则是维持水体较高 $p\text{CO}_2$ 值及 CO_2 逸出的主要机制^[59]。基于上述认识推断,LTJ 至 GGQ 河段(流域面积近 10 万 km^2)作为澜沧江主干,有机碳氧化应是河流 CO_2 逸出的主要驱动机制,而土壤 CO_2 的贡献可以忽略。此外,如前所述,此段

表 2 澜沧江 LTJ 与 GGQ 各形式河流碳(POC、DOC、DIC)输移通量及 CO_2 逸出量

Tab.2 Riverine carbon (POC, DOC, and DIC) fluxes and CO_2 outgassing at the LTJ and GGQ cross-sections from the Lancang River

	溜筒江(LTJ)		功果桥(GGQ)	
	丰水期	枯水期	丰水期	枯水期
POC/(t/d)	602.0	23.5	4.4	1.8
DOC/(t/d)	234.5	130.0	203.3	127.1
DIC/(t/d)	16127.3	11307.6	15195.4	10248.0
CO_2 逸出量/ ($\text{mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$)	11.6	42.3	7.3	16.1

河道内水生生物光合作用十分微弱,对 $p\text{CO}_2$ 的影响也可忽略。由此可知,GGQ 的 $p\text{CO}_2$ 较 LTJ 断面低应归因于水体内部有机碳氧化过程的减弱,而这又是水库拦截导致水体有机碳浓度大幅降低的结果。为了解梯级水库建设对碳通量的影响,应用溜筒江实测碳浓度与流量数据,获得该断面各形式碳输移通量。对于功果桥水库,则使用该断面实测碳浓度、与溜筒江相同流量(保证流量输入-输出平衡)获得通量估算结果。在本研究中,两个断面的 CO_2 交换通量通过广泛使用的气体扩散模型计算获得,计算结果如表 2 所示。气体扩散模型方法中 K 值的确定往往存在较大误差,从而会影响估算精度,今后则可以使用仪器实测法获取更可靠数据。

与溜筒江相比,功果桥水库 POC 通量减少 90% 以上,丰水期较枯水期减少幅度更大;DOC 与 DIC 通量变化不大,丰、枯季节平均分别降低 7.8% 和 7.6%;逸出 CO_2 通量丰、枯季节分别减少了 37.1% 和 61.9%。可见,由于水库建设,河流有机碳沉积量大幅增加,同时 CO_2 排放量大幅降低,因而澜沧江梯级水库具有“净碳汇效应”。有研究发现^[5],随着水库年龄增加,水动力的长期改变可造成水体营养程度升高、生物活动强烈等变化。同时,在全球变化和人类活动影响下,流域环境也将发生改变。因此,关于澜沧江梯级水库建设对碳循环过程的影响及其长期环境效应仍需做深入研究和动态评估。

5 结论

本研究通过对澜沧江自然河道断面(LTJ)和水库断面(GGQ)河水理化参数的昼夜变化对比分析,揭示了梯级水库建设对河水化学及河流碳迁移转化过程的影响。结果表明,澜沧江梯级水库对 DIC、DOC 等溶解态物质的输移影响不大,但对 TSS 等颗粒态物质的拦截率高达 98%。由于澜沧江水体营养浓度低、水库建成时间短、流量调节频繁等,库区内水生生物光合作用较弱,对河流碳迁移转化过程的影响不明显。水库拦截导致库区 POC 浓度大幅下降,并进一步削弱了水体内部有机碳氧化过程,造成河水 $p\text{CO}_2$ 值显著降低。碳通量估算结果表明,澜沧江梯级水库建设在目前状态下表现为净碳汇效应,但随着库龄增加及流域环境变化,水库运行对河水化学和碳循环的影响如何演变还不明确,需开展深入研究和动态评估。

6 参考文献

- [1] Aufdenkampe AK, Mayorga E, Raymond PA *et al.* Riverine coupling of biogeochemical cycles between land, oceans, and atmosphere. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, **9**(1): 53-60. DOI: 10.1890/100014.
- [2] Raymond PA, Hartmann J, Lauerwald R *et al.* Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 2013, **503**: 355-359. DOI: 10.1038/nature12760.
- [3] Ward ND, Bianchi TS, Medeiros PM *et al.* Where carbon goes when water flows: Carbon cycling across the aquatic continuum. *Frontiers in Marine Science*, 2017, **4**: 7. DOI: 10.3389/fmars.2017.00007.
- [4] Regnier P, Friedlingstein P, Ciais P *et al.* Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nature Geoscience*, 2013, **6**:

- 597-607. DOI: 10.1038/ngeo1830.
- [5] Maavara T, Chen QW, Van Meter K *et al.* River dam impacts on biogeochemical cycling. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2020, (1): 103-116. DOI: 10.1038/s43017-019-0019-0.
- [6] Cunha DGF, do Carmo Calijuri M, Dodds WK. Trends in nutrient and sediment retention in Great Plains Reservoirs (USA). *Environmental Monitoring and Assessment*, 2014, **186**(2): 1143-1155. DOI: 10.1007/s10661-013-3445-3.
- [7] Maavara T, Akbarzadeh Z, Van Cappellen P. Global dam-driven changes to riverine N:P:Si ratios delivered to the coastal ocean. *Geophysical Research Letters*, 2020, **47**(15): e2020GL088288. DOI: 10.1029/2020GL088288.
- [8] Humborg C, Ittekkot V, Cociasu A *et al.* Effect of Danube River Dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, 1997, **386**: 385-388. DOI: 10.1038/386385a0.
- [9] Maavara T, Lauerwald R, Regnier P *et al.* Global perturbation of organic carbon cycling by river damming. *Nature Communications*, 2017, **8**: 15347. DOI: 10.1038/ncomms15347.
- [10] Andreia dos Santos J, Barbosa SC, Soares de SH *et al.* Assessing the short-term response of fish assemblages to damming of an Amazonian River. *Journal of Environmental Management*, 2022, **307**: 114571. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.114571.
- [11] Zhu XS, Guo XJ, Wang YY *et al.* Effect of cascade reservoir construction on nitrogen distribution in sediments of Nujiang River and Lancang River. *China Environmental Science*, 2019, **39**(7): 2990-2998. [朱晓声, 郭小娟, 王耀耀等. 梯级水库建设对怒江与澜沧江沉积物氮形态分布的影响. *中国环境科学*, 2019, **39**(7): 2990-2998.]
- [12] Chen QW, Chen YC, Yang J *et al.* Bacterial communities in cascade reservoirs along a large river. *Limnology and Oceanography*, 2021, **66**(12): 4363-4374. DOI: 10.1002/lno.11967.
- [13] Deemer BR, Harrison JA, Li SY *et al.* Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: A new global synthesis. *BioScience*, 2016, **66**(11): 949-964. DOI: 10.1093/biosci/biw117.
- [14] Keller PS, Marcé R, Obrador B *et al.* Global carbon budget of reservoirs is overturned by the quantification of drawdown areas. *Nature Geoscience*, 2021, **14**: 402-408. DOI: 10.1038/s41561-021-00734-z.
- [15] Lin L, Lu XX, Liu SD *et al.* Physically controlled CO₂ effluxes from a reservoir surface in the upper Mekong River Basin: A case study in the Gongguoqiao Reservoir. *Biogeosciences*, 2019, **16**(10): 2205-2219. DOI: 10.5194/bg-16-2205-2019.
- [16] Guo XJ, Tang YC, Xu Y *et al.* Using stable nitrogen and oxygen isotopes to identify nitrate sources in the Lancang River, upper Mekong. *Journal of Environmental Management*, 2020, **274**: 111197. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111197.
- [17] Du QQ, Li BG, Cai HM *et al.* Hydrochemical characteristics of cascade reservoirs waters along the Lancangjiang River and the relative influence on CO₂ flux at water/air interface. *Earth and Environment*, 2023, **51**(1): 36-46. [杜琪琪, 李伯根, 蔡虹明等. 澜沧江梯级水库水化学特征及其对水—气界面 CO₂通量的影响. *地球与环境*, 2023, **51**(1): 36-46.]
- [18] Luo X, Li YG, Ji X *et al.* Progresses in hydrographic research on international rivers in China. *Acta Geographica Sinica*, 2023, **78**(7): 1703-1717. [罗贤, 李运刚, 季漩等. 中国国际河流水文地理研究进展. *地理学报*, 2023, **78**(7): 1703-17.]
- [19] Yuan B, Wu W, Guo MJ *et al.* Spatio-temporal variations of dissolved inorganic carbon and its isotopes in river-reservoir continuum: A case study on Yunnan Section of the Lancang River. *J Lake Sci*, 2020, **32**(1): 173-186. DOI: 10.18307/2020.0117. [袁博, 吴巍, 郭梦京等. 水库连续体中溶解性无机碳及其同位素的时空分异特征——以澜沧江云南段为例. *湖泊科学*, 2020, **32**(1): 173-86.]
- [20] Gui ZH, Chen XH, He YH. Spatiotemporal analysis of water resources system vulnerability in the Lancang River Basin, China. *Journal of Hydrology*, 2021, **601**: 126614. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.126614.
- [21] Zhong RD, He YH, Chen XH. Responses of the hydrological regime to variations in meteorological factors under climate change of the Tibetan Plateau. *Atmospheric Research*, 2018, **214**: 296-310. DOI: 10.1016/j.atmosres.2018.08.008.
- [22] Wang YC, Zhou XC, Tian J *et al.* Volatile characteristics and fluxes of He-CO₂ systematics in the southeastern Tibetan Plateau: Constraints on regional seismic activities. *Journal of Hydrology*, 2023, **617**: 129042. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2022.129042.
- [23] Guo YA, Zhou Y. Coupling research of power generation and ecological water requirement of cascade hydropower stations in the middle and lower reaches of Lancang River. *Water Power*, 2017, **43**(7): 92-95. [郭有安, 周毅. 澜沧江中下游梯级电站发电与生态需水耦合优化研究. *水力发电*, 2017, **43**(7): 92-95.]
- [24] Pierrot D, Wallace D, Lewis E *et al.* MS excel program developed for CO₂ system calculations. *Environmental Science*, 2011.
- [25] Zhang LJ, Xu XM, Wen ZC. Control factors of pCO₂ and CO₂ degassing fluxes from the Yellow River in autumn. *Advances in Water Science*, 2009, **20**(2): 227-235. [张龙军, 徐雪梅, 温志超. 秋季黄河 pCO₂控制因素及水—气界面通量. *水科学进展*, 2009, **20**(2): 227-235.]
- [26] Wanninkhof R. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 1992, **97**(C5): 7373-7382. DOI: 10.1029/92jc00188.
- [27] Weiss RF. Carbon dioxide in water and seawater: The solubility of a non-ideal gas. *Marine Chemistry*, 1974, **2**(3): 203-215. DOI: 10.1016/0304-4203(74)90015-2.
- [28] Aucour AM, Sheppard SMF, Guyomar O *et al.* Use of $\delta^{13}C$ to trace origin and cycling of inorganic carbon in the Rhône River system. *Chemical*

- Geology*, 1999, **159**(1/2/3/4): 87-105. DOI: 10.1016/s0009-2541(99)00035-2.
- [29] Samanta S, Dalai TK, Pattanaik JK *et al.* Dissolved inorganic carbon (DIC) and its $\delta^{13}\text{C}$ in the Ganga (Hooghly) River Estuary, India: Evidence of DIC generation via organic carbon degradation and carbonate dissolution. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2015, **165**: 226-248. DOI: 10.1016/j.gca.2015.05.040.
- [30] Li SL, Liu CQ, Ding H *et al.* The application of $\delta^{13}\text{C}$ -DIC on weathering and biogeochemical processes of carbon in rivers. *Journal of Earth Environment*, 2012, **3**(4): 929-935. [李思亮, 刘从强, 丁虎等. $\delta^{13}\text{C}$ -DIC 在河流风化和碳生物地球化学过程中的应用. 地球环境学报, 2012, **3**(4): 929-935.]
- [31] Herath IK, Wu SJ, Ma MH *et al.* Dynamic of riverine $p\text{CO}_2$, biogeochemical characteristics, and carbon sources inferred from $\delta^{13}\text{C}$ in a subtropical river system. *Science of the Total Environment*, 2022, **821**: 153296. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153296.
- [32] Wu WH, Xu SJ, Yang JD *et al.* Silicate weathering and CO_2 consumption deduced from the seven Chinese Rivers originating in the Qinghai-Tibet Plateau. *Chemical Geology*, 2008, **249**(3/4): 307-320. DOI: 10.1016/j.chemgeo.2008.01.025.
- [33] Zhang LL, Zhao ZQ, Zhang W *et al.* Characteristics of water chemistry and its indication of chemical weathering in Jinshajiang, Lancangjiang and Nujiang drainage basins. *Environmental Earth Sciences*, 2016, **75**(6): 506. DOI: 10.1007/s12665-015-5115-y.
- [34] Gaillardet J, Dupré B, Louvat P *et al.* Global silicate weathering and CO_2 consumption rates deduced from the chemistry of large rivers. *Chemical Geology*, 1999, **159**(1/2/3/4): 3-30. DOI: 10.1016/s0009-2541(99)00031-5.
- [35] Marwick TR, Tamooh F, Teodoru CR *et al.* The age of river-transported carbon: A global perspective. *Global Biogeochemical Cycles*, 2015, **29**(2): 122-137. DOI: 10.1002/2014gb004911.
- [36] Xu ZF, Liu CQ. Chemical weathering in the upper reaches of Xijiang River draining the Yunnan-Guizhou Plateau, Southwest China. *Chemical Geology*, 2007, **239**(1/2): 83-95. DOI: 10.1016/j.chemgeo.2006.12.008.
- [37] Cerling TE, Solomon DK, Quade J *et al.* On the isotopic composition of carbon in soil carbon dioxide. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1991, **55**(11): 3403-3405. DOI: 10.1016/0016-7037(91)90498-t.
- [38] Zhang J, Quay PD, Wilbur DO. Carbon isotope fractionation during gas-water exchange and dissolution of CO_2 . *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1995, **59**(1): 107-114. DOI: 10.1016/0016-7037(95)91550-d.
- [39] Das S, Tripathy GR, Rai SK *et al.* The role of sulfuric acid in continental weathering: Insights from dissolved major ions and inorganic carbon isotopes of the Teesta River, lower Brahmaputra system. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 2021, **22**(4). DOI: 10.1029/2020gc009324.
- [40] Liu WJ, Xu ZF, Jiang H *et al.* Lithological and glacial controls on sulfide weathering and the associated CO_2 budgets in the Tibetan Plateau: New constraints from small catchments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2023, **343**: 341-352. DOI: 10.1016/j.gca.2022.12.015.
- [41] Han Y, Huh Y, Derry L. Ge/Si ratios indicating hydrothermal and sulfide weathering input to rivers of the Eastern Tibetan Plateau and Mt. Baekdu. *Chemical Geology*, 2015, **410**: 40-52. DOI: 10.1016/j.chemgeo.2015.06.001.
- [42] Zhang ML, Guo ZF, Zhang LH *et al.* Geochemical constraints on origin of hydrothermal volatiles from southern Tibet and the Himalayas: Understanding the degassing systems in the India-Asia continental subduction zone. *Chemical Geology*, 2017, **469**: 19-33. DOI: 10.1016/j.chemgeo.2017.02.023.
- [43] Xu S, Guan LF, Zhang ML *et al.* Degassing of deep-sourced CO_2 from Xianshuihe-Anninghe fault zones in the eastern Tibetan Plateau. *Science China Earth Sciences*, 2022, **65**(1): 139-155. [徐胜, 管芦峰, 张茂亮等. 青藏高原东缘鲜水河-安宁河断裂带深源气体释放. 中国科学: 地球科学, 2022, **65**(1): 139-155.]
- [44] Battin TJ, Lauerwald R, Bernhardt ES *et al.* River ecosystem metabolism and carbon biogeochemistry in a changing world. *Nature*, 2023, **613**: 449-459. DOI: 10.1038/s41586-022-05500-8.
- [45] Palmer SM, Hope D, Billett MF *et al.* Sources of organic and inorganic carbon in a headwater stream: Evidence from carbon isotope studies. *Biogeochemistry*, 2001, **52**(3): 321-338. DOI: 10.1023/A:1006447706565.
- [46] Cole JJ, Cole JJ, Caraco NF *et al.* Carbon in catchments: Connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism. *Marine and Freshwater Research*, 2001, **52**(1): 101. DOI: 10.1071/mf00084.
- [47] Soares ARA, Lapierre JF, Selvam BP *et al.* Controls on dissolved organic carbon bioreactivity in river systems. *Scientific Reports*, 2019, **9**: 14897. DOI: 10.1038/s41598-019-50552-y.
- [48] Goñi MA, Teixeira MJ, Perkey DW. Sources and distribution of organic matter in a river-dominated estuary (Winyah Bay, SC, USA). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2003, **57**(5/6): 1023-1048. DOI: 10.1016/s0272-7714(03)00008-8.
- [49] Keeley JE, Sandquist DR. Carbon: Freshwater plants. *Plant, Cell & Environment*, 1992, **15**(9): 1021-1035. DOI: 10.1111/j.1365-3040.1992.tb01653.x.
- [50] Liu CQ, Wang FS, Wang CY *et al.* Responses of aquatic environment to river damming—From the geochemical view. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2009, **18**(4): 384-96. DOI: 10.1016/S1874-8651(10)60080-4. [刘从强, 汪福顺, 王雨春等. 河流筑坝拦截的水环境响应——来自地球化学的视角. 长江流域资源与环境, 2009, **18**(4): 384-96.]
- [51] Chen B, Zhao M, Yan H *et al.* Tracing source and transformation of carbon in an epikarst spring-pond system by dual carbon isotopes

- (^{13}C - ^{14}C): Evidence of dissolved CO_2 uptake as a carbon sink. *Journal of Hydrology*, 2021, **593**: 125766. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125766.
- [52] Zhang C, Xiao Q. Study on dissolved inorganic carbon migration and aquatic photosynthesis sequestration in Lijiang River, Guilin. *Carsologica Sinica*, 2021, **40**(4): 555-564. DOI: 10.11932/karst20210401. [章程, 肖琼. 桂林漓江水体溶解无机碳迁移与水生光合碳固定研究. 中国岩溶, 2021, **40**(4): 555-564.]
- [53] Rangel LM, Silva LHS, Rosa P *et al.* Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia*, 2012, **693**(1): 13-28. DOI: 10.1007/s10750-012-1083-3.
- [54] Zhang Q, Chen YC, Lin YQ *et al.* Characteristic of phytoplankton community structure and its driving factors along the cascade reservoirs in the Lancang River. *J Lake Sci*, 2023, **35**(2): 530-539. DOI: 10.18307/2023.0211. [张琦, 陈宇琛, 林育青等. 澜沧江梯级水库浮游植物群落结构特征及其关键驱动因子. 湖泊科学, 2023, **35**(2): 530-40.]
- [55] Wang BL, Qiu XL, Peng X *et al.* Phytoplankton community structure and succession in Karst cascade reservoirs, SW China. *Inland Waters*, 2018, **8**(2): 229-238. DOI: 10.1080/20442041.2018.1443550.
- [56] Finlay JC. Controls of streamwater dissolved inorganic carbon dynamics in a forested watershed. *Biogeochemistry*, 2003, **62**(3): 231-252. DOI: 10.1023/A: 1021183023963.
- [57] Lauerwald R, Hartmann J, Moosdorf N *et al.* What controls the spatial patterns of the riverine carbonate system? —A case study for North America. *Chemical Geology*, 2013, **337/338**: 114-127. DOI: 10.1016/j.chemgeo.2012.11.011.
- [58] Jonsson A, Algesten G, Bergström AK *et al.* Integrating aquatic carbon fluxes in a boreal catchment carbon budget. *Journal of Hydrology*, 2007, **334**(1/2): 141-150. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2006.10.003.
- [59] Peng X, Liu CQ, Wang BL *et al.* The impact of damming on geochemical behavior of dissolved inorganic carbon in a Karst River. *Chinese Science Bulletin*, 2014, **59**(19): 2348-2355. DOI: 10.1007/s11434-014-0153-5.