

文章编号:1004-8227(2009)04-0384-13

河流筑坝拦截的水环境响应 ——来自地球化学的视角

刘丛强¹,汪福顺²,王雨春³,王宝利¹

(1. 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, 贵州 贵阳 550002; 2. 上海大学环境与化学工程学院, 上海 201800; 3. 中国水利水电科学研究院水环境研究所, 北京 100038)

摘要:大规模筑坝拦截是当前世界河流普遍面临的共同趋势,“蓄水河流”在物理、化学及生物等多层次上区别于天然河流和湖泊,改变了河流水文、河流物质转化和输送通量以及河流生态环境。因此,认识和了解水库建成后河流—水库体系水环境演化的关键过程是评价水坝的水环境影响的基础。广泛综述国内外最近的一些涉及水库效应的研究成果,并结合作者对乌江流域梯级水库的初步研究,从蓄水河流水文情势改变、生源要素(磷和硅为例)形态和通量变化、温室气体释放、水生生态系统演替几个方面进行分析。认为,水能开发的巨大经济效益和面临的潜在生态风险之间的平衡关系需要进一步详尽的分析研究。

关键词:筑坝拦截; 水环境响应; 生源要素; 温室气体
文献标识码:A

河流是连接大陆和海洋物质循环的桥梁。全球尺度上,河流输送的溶解态物质和颗粒态物质占陆地向边缘海洋传输量的90%。河流生源要素(C、N、P、Si等)输送对海洋及流域本身的水生生态系统都具有极为重要的意义^[1~3]。河流,特别是一些淡水输送量很大的河流(如亚马逊河、长江)输送的营养物质为河口海区海洋生物以及河流内部的水生生物的繁殖提供了重要营养物质保证。如:长江口冲淡水在丰水期可影响到数百千米外的济州岛附近,长江携带的营养盐对东海陆架上的渔场具有重要意义^[4]。因此,自20世纪80年代以来,陆源物质通过河流向海洋输送及其对海洋环境的影响和对气候演变的响应已逐渐成为国际上全球变化科学的重点研究领域。其中,生源要素向海洋的输送通量一直是陆海相互作用研究中的关键课题之一。

由于人类社会经济发展的需要,在过去的数十年中,水利大坝的拦截调蓄极大地改变了河流—海洋物质输入的数量和特点^[5],并极其严重地改变和影响了河流自然环境^[6~12]。从世界范围看,全球25%的河流水量正在因大量的水利工程而被控制或改变^[8,13]。由于水体流动是控制江河基本特性的首

要因素,筑坝拦截引起的流场调整毫无疑问会显著改变河流生态系统的结构和功能^[14]。因此,筑坝形成的“水库效应”对河流生源要素生物地球化学过程的影响逐渐引起了世界各国地球科学家的广泛关注,并在近年启动一批研究计划:如LOICZ/SCOPE联合项目、美国地调局的NASQAN研究计划。国家自然科学基金委员会也资助了一批相关的面上、重点基金及重大研究计划。

本文根据国内外研究报道,并结合课题组研究成果,综合分析了河流调节拦蓄过程对生源要素通量及形态变化的影响机制,并对水坝修建后可能的环境效应进行预测和分析。

1 河流筑坝现状及其趋势分析

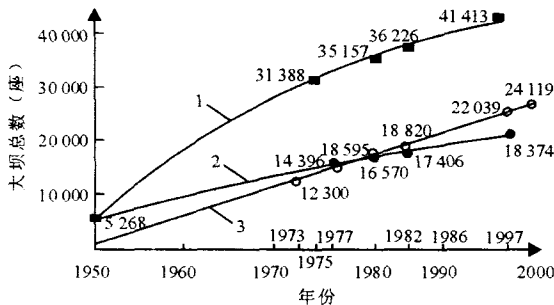
在整个20世纪,河流体系同时受到人类的污染及河流调蓄的共同影响。据国际大坝委员会的统计数据显示:截止1998年,全世界坝高大于15m的大坝已经超过42000座。超过800000座小型水库目前正在运行,还有部分水库仍在建设过程中^[15]。

收稿日期:2008-07-30;修回日期:2008-11-12

基金项目:中国科学院海外合作伙伴计划项目和国家自然科学基金项目(90610037,40721002)

作者简介:刘丛强(1955~),男,贵州省遵义人,研究员,主要研究方向为地表地球化学。E-mail:liucongqiang@vip.skleg.cn

从图1看,大型水利工程建设在1950年后发展迅速。目前世界水库总面积为50万 km^2 ,相当于地球天然湖面的1/3。水坝的总库容接近 $7 \times 10^4 \text{ m}^3$,其中98%为大坝库容。有效库容为 $4 \times 10^4 \text{ m}^3$,相当于世界河流年流量的10%^①。而在北美洲,平均年径流量的31%被水库滞留,在非洲则为21%^[13]。



注:1.全球大坝总座数;2.除中国外其他国家总座数;3.中国大坝总座数^①

图1 世界大坝统计(仅坝高>5 m)

Fig. 1 Large Dams in the World

从各大洲水能资源分布看,全世界水能技术可开发量达 $14.4 \times 10^4 \text{ kWh/a}$,亚洲占了约47%,其次为南美洲(20%)。在一些发展中国家(如中国及南美一些国家),由于水电开发程度仍然较小,河流拦截将在未来一段时间会迅猛发展。中国目前的水能资源开发利用仅24%左右,开发水平远低于发达国家60%的平均水电开发度。我国东部水电开发程度达到79.6%,中部水电开发程度也已达32.2%,而西部地区水电开发程度很低,只有11.4%,水能富集的西南地区只有8.5%。我国水力资源的开发现状与其水力资源大国的地位不相称,也与水力资源在能源资源构成中占有重要地位不相符,这表明我国的水电开发前景广阔。

鉴于我国(尤其是西南地区)紧张的能源形势,正以惊人的速度进行河流水能开发,近期已启动金沙江、雅砻江、北盘江、怒江等的梯级拦截计划。但是如何处理水库巨大社会效益和潜在生态风险的矛盾,是当前迫切需要解决的问题。我国几乎所有的主要河流都受到不同程度的筑坝拦截影响,“蓄水河流”已经或将要成为我国水系河流的普遍现象和重要特征,传统上基于“河流连续体概念”(River Continuum Concept, RCC)^[16]和洪水脉动概念(Flood Pulse Concept, FPC)建立的河流和流域水环

境理论和认知体系已经不能符合“蓄水河流”的实际情况。

2 “蓄水河流”水环境演化的关键过程

大规模河流拦截显著破坏了河流连续和洪水脉动规律。一个重要的特征是河流水体出现“陈化现象”。全球现有大型水库所贮存的水使自然河流的常年水贮量增加了700%。由于设计功能的区别,各水库蓄水的滞留时间可以从小于1天到数年。这使得河流的平均滞留时间增长。一般地,自然状态下的大陆径流的平均滞留时间为16~26天。而根据调蓄河流的统计表明,经过人为拦截河流的平均滞留时间达到60天^[18]。

水坝拦截的物理阻隔作用,是对天然河流水环境影响的最剧烈、最广泛的人为扰动事件之一^[19]。水坝拦截不但阻断了河流地理空间上的连续和水流过程的连续,也包括由此驱动的水环境变迁的生物地球化学过程及生态系统中生物学过程的连续^[20]。

2.1 库区水文情势变化

水库通过改变蒸发量和时间、净径流、向下游流动的峰值和枯水流量,影响流域的水量平衡和岸边的水文条件^[13]。这构成水库效应的“一级影响”。水库蓄水后,水深、水动力条件、水体滞留时间、水团混合方式等与天然河流相比发生了显著变化。同时,水库水量的人为调节,消峰补平,改变了河流原有的洪水脉动过程,扰乱了自然河流的洪水脉动周期以及依靠洪水过程塑造的河流环境自然特性和作用过程(如营养补给、河床形态)^[21,22]。尤其在梯级开发的河流上,由于水量、物质等的上下承接关系,可能表现出更为复杂的累积效应。

上游来水进入水库后流速变缓,河流的携沙能力下降,强动力条件下的“河流侵蚀搬运作用”逐渐变成“湖泊沉积作用”。筑坝拦截改变了天然河流的自然属性和作用过程,水库水动力减缓的‘湖泊沉积作用’和水生生物同化吸收的固定沉积,增强了水库对河流输送物质的沉积滞留作用,从而改变河流输送物质的通量、组成及时空过程^[23~25]。

目前对于河流营养元素输送的研究已经表明:相当数量的营养物质是以颗粒态进行搬运、迁移的。例如:每年河流总氮入海通量(TN)中有近半为颗粒态氮(PN);而总磷(TP)通量中大约80%是颗粒态

① 转自贾金生. <http://www.icold-cigb.org.cn/news/y20070405.pdf>

(PP)^[1,26]。大量的营养物质入海可以加速滨海富营养化的进程,赤潮的发生也日益频繁和严重。由于河流营养物质输送在区域和全球环境变化中占据了重要影响^[1,2,27],对此国内外许多学者做了大量的工作^[28~33]。减少和控制营养物入海通量已经成为非常紧迫的任务^[34]。

2.2 水库湖沼化反应

大坝拦截逐渐形成类似于湖泊的环境条件,但是人为的水量调蓄则使“人工湖泊”具有自身的特性。水库中水文情势的改变,使水库水环境性质和作用过程逐渐表现为自然湖泊的特征,发生水体分层等所谓“湖沼学反应”。但由于水库还具有水量人为调节等特点,因此有研究者提出了流域水环境研究的“水库湖沼学”概念^[35]。“湖沼学反应”是“蓄水河流”不同于天然河流水环境过程的最大区别。湖沼学理论认为,季节性的水体温度分层是深水湖泊中诸多化学、生物过程的最直接的控制因素。水体垂直剖面上不同水团的物理、化学特性的差异,进而影响水库环境中水化学过程(沉淀与溶解/絮凝、吸附与解吸、氧化还原等)的作用方式和强度,也控制了水体中藻类等水生生物的繁衍和分布。水体溶解氧分布将控制水库水体中氧化/还原界面的垂直迁移,进而影响元素循环迁移的诸多化学反应过程,包括溶解无机碳的化学平衡、有机碳的矿化降解和埋藏保存、有机氮矿化降解的氨化作用、硝

化作用、反硝化作用、固态颗粒物对氨态氮的吸附、沉积物颗粒对溶解磷酸盐的吸附/解吸、磷酸盐矿物的沉淀溶解等^[13,36~39]。

从这个意义上讲,水库可能是河流输送物质的“转换器”。水库效应对下游水体的影响不仅表现在物质通量,还可能表现在形态组成的变化上。因沉积作用大量滞留库底的颗粒态物质在早期成岩改造中可能以溶解态活化释放,使底层水体生态活性(如溶解无机磷)或毒性风险更高(如甲基汞和低价态重金属元素)的物质输入通量大为提高,并通过下层泄水而影响下游水环境。这样的物质循环方式,对具有物质继承关系的梯级水库的水环境演化和安全具有至关重要的意义。

2.2.1 水库的界面反应

水库发育分层、水体滞留时间增长是水库区别于河流的最显著特征。河流蓄水后,水库往往形成一个以水温为主导的季节性物理分层结构的水体环境。由于水深的增加,光透深度有限,水柱剖面上逐渐形成生物分层(上层以光合作用为主,下层以呼吸作用为主)。在生物作用叠加热力学平衡的作用下,一些元素在水柱中也产生化学分层。

图 2 表示乌江渡水库随水温分层后逐渐发育化学及生物分层现象。从图 2 可以看出,水库上层水体水温较高,同时叶绿素含量也比较高。下层水体溶解硅及重碳酸根都高于上层水体。

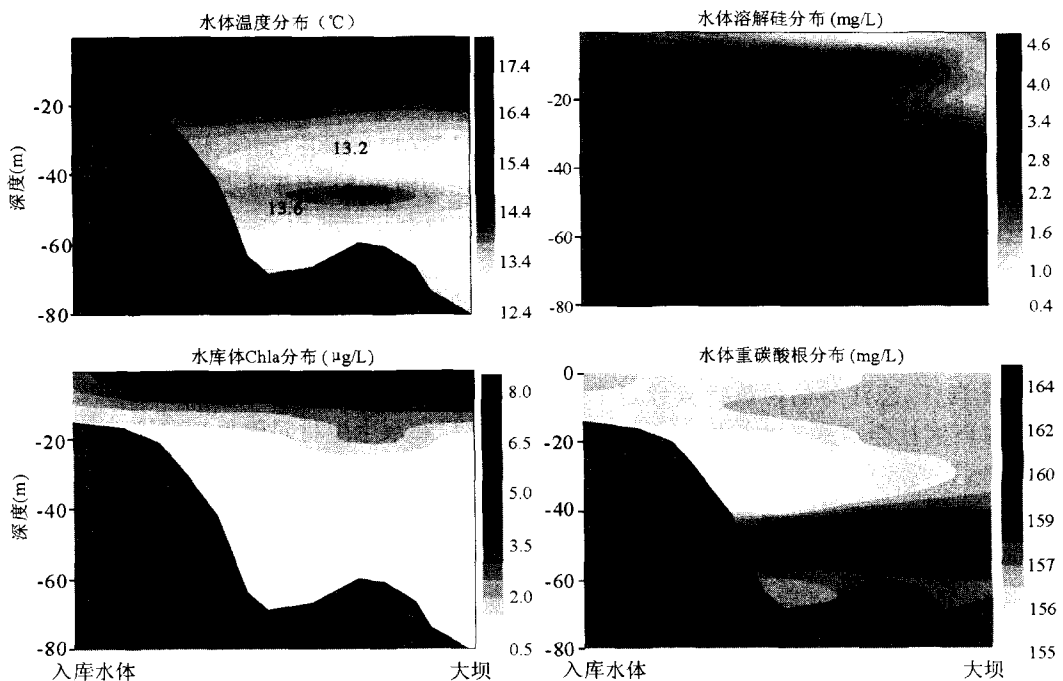


图 2 乌江渡水库春季的物理、化学及生物分层

Fig. 2 Physical, Chemical and Biological Stratification in Wujiangdu Reservoir (Spring)

估算水库分层趋势可以用 Densimetric Froude 数(F)估计: $F = 320(L/D)(Q/V)$, L = 水库长度(m), D = 平均水深(m), Q = 平均入水流量(m^3/s), V = 库容(m^3)。如果 F 小于 1, 表明分层现象可能发生。 F 越小, 水库分层越明显。 F 大于 1, 水库分层则不易发生^[40]。

发生在不同层位界面上(如水—气界面、沉积物—水界面、真光层和底层水体分界、氧化—还原界面)的水化学和生物地球化学作用主导了水环境的状态变化。以沉积物—水界面为例, 库底沉积物和上覆水体之间的相互作用及物质交换被认为是影响上覆水体水质的重要过程^[41]。在北美和南美的研究表明, 由于北美具有明显冷湿效应, 沼泽湿地和南美热带雨林区中富含有机质被淹没后, 有机质降解驱动的重金属(如, 汞)、氮、磷等向水体的释放使新建水库水体及生物体出现污染^[42~48]。新水库的温室气体释放也成为重要的环境问题^[49~52]。我国水库淹没区通常有机质含量较低, 库底与上覆水体的相互作用则可能表现出不同的机制: 随着水库运用年代的增加, 流域或水库自生过程产生的有机质逐渐在水库库底累积, 这些有机质的降解驱动了库底物质的活化释放。

显而易见, 水库库底沉积物与水体的相互作用及其对水环境的影响是随水库运行年龄增加、水生生态系统演化、初级生产力水平提高而逐步加强的。但是目前对我国水库水环境界面过程的研究还十分有限, 界面过程对水环境演化影响的研究还有待深入。

2.2.2 水环境演变与水生生态系统演化

大坝拦截蓄水后, 原有的生物群落随生境变化经过自然选择、演替, 水生生态体系由以底栖附着生物为主的“河流型”异养体系向以浮游生物为主的“湖沼型”自养体系演化^[53~55]。水体流速变缓导致浊度降低也利于初级生产力提高。水生生物作用的变化可能影响河流拦截的一些重大水环境安全问题。如水库的温室气体问题、水库生态系统的微量有害物质累积放大问题、病原体滋生问题等。

真光层是藻类进行光合作用的重要场所, 微型藻类个体小, 比表面积相对更大, 对生境的选择和反馈更为迅速。我们对乌江流域梯级水库的研究表明: 随着水库运行时间的增加, 库区水生初级生态系统结构也逐渐发生变化。浮游植物群落结构研究结果表明, 水库梯级拦截后, 浮游植物群落

结构发生明显变化(图 3)。表征富营养化的蓝藻在下游水库具有更高比例。富藻红蛋白微微型蓝细菌(PE-rich Pcy) — 微微型真核浮游植物(Euk) — 富藻蓝蛋白微微型蓝细菌(PC-rich Pcy) 的 comparative 研究发现: 对于库龄小于 10 年新水库, PE-rich Pcy 在三者中占主导地位; 20 年左右库龄的水库中, Euk 和 PC-rich Pcy 的比重逐渐增加; 而在 30 年库龄的水库中, PC-rich Pcy 的比重达到更大(据文献^[56]及本课题组未发表数据)。

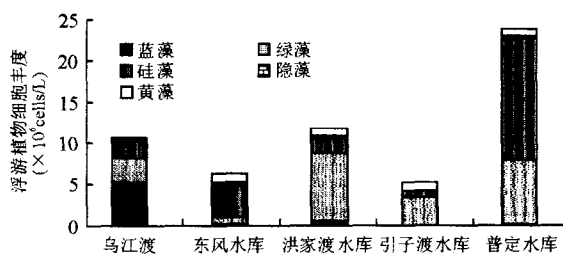


图 3 乌江流域水库中浮游植物分布特征

Fig. 3 Distribution of Phytoplankton in Reservoirs in Wujiang Basin

新水库食物链可能主要是通过细菌分解外源输入有机质来驱动和维持的, 随着水库运行, 水生初级生产力水平提高, 水库内浮游藻类逐渐成为食物链物质循环的起点。水库生态食物网结构演化过程伴随生源物质的吸收消耗、多级利用以及再生循环, 显著改变相关元素在河流水环境中的迁移特征^[19, 57~59]。在我国, 随水库运行年代增加, 由于生物作用加强出现的“生物氧化”已对一些水库水环境造成了严重的水环境事件^[48, 60]。

2.3 水库泄水方式

水库与天然湖泊不同, 多数具有水力发电的高坝水库是通过下层泄水的。而在排洪期间则往往是通过表层溢流大量向下游泄水。随着梯级开发的逐步进行, 梯级水库群实施联合调度, 大大减少了表层溢洪发生的频度, 如乌江流域的梯级水库群。受到水库泄水的水量调节, 下游河道水位起伏呈现明显的日周期特征。

洪水脉动提供给河道及洪泛平原养分来源, 脉动性的洪水泛滥通过控制养分供给周期、生命周期和生物体的富余度而影响河流(流域)的初级生产力和新陈代谢水平^[21, 22]。从发电最大程度利用水能的需要出发, 水库对水量的人为调节, 扰乱了自然河流的洪水脉动周期以及依靠洪水过程塑造的河流水环境自然特性和作用过程。显然, 水库泄水显著改变了河流的连续性及其洪水脉动概

念。此外,与水库入水不同,水库下层水体往往是还原性水体(特别是一些营养程度高、水深较深的水库),因此来水与出水之间的产生明显的水化学特征差异,这对下游水体营养盐含量、形态、物化参数等具有重要影响^[19]。

3 筑坝拦截产生的河流水环境变化

长期以来,水库环境影响研究主要关注的还是洄游鱼类、生物多用性、泥沙淤积等方面的问题,对水能开发活动的水环境影响评价还主要是关于工程施工过程的废水废渣的污染影响方面。相比之下,对水能开发导致河流(流域)水环境内在演变过程变化及其影响的研究起步较晚。在过去的一二十年中,随着对水库—河流体系中温室气体释放、生源要素及有毒污染物大坝效应等方面研究成果的发表,人们开始从基础水化学层面审视水坝建设带来的环境负面影响。

3.1 水库的温室气体释放

长期以来,水电开发被视为清洁能源的典范。在近些年报道的研究论文中,尽管对水库温室气体重要性认识不一,但学者们都肯定了水库可能是温室气体产生的重要来源之一的结论^[50,51,61~63]。从目前的研究报道来看,所有人工水库都是温室气体源,寒带及温带地区水库主要以 CO₂ 为主;热带地区水库 CH₄ 的释放更为重要。初步估算表明:水库甲烷释放量达到全球甲烷释放量的 12%,而其中的 90% 又主要来自于热带地区水库^[49]。由于水库温室气体释放的全球通量的准确估算仍需要更多的数据支持,而且水电开发又将面临温室气体减排的压力,因此对于我国水库的相关研究显得极为重要和紧迫。

评价水库温室气体效应需要从以下几个方面认识:(1)水体淹没陆生植被,导致陆生碳汇的丢失;(2)淹没区植被及水库建成后的水生生物的降解产生的 CO₂ 和 CH₄; (3)水库特殊的运行方式。水库温室气体产生的数量与水库内有机质数量密切相关。显然,能源密度越大的水库生产单位电力所释放的温室气体小于能源密度小的水库^[64]。例如:我国西南地区的峡谷型水库的单位电力温室气体产率就显著小于平缓地貌地区的热带及温带的一些水库。

水库释放的 CO₂ 和 CH₄ 主要来自于淹没的陆生有机质的微生物降解。水库底部沉积物上层通

过厌氧降解产生 CO₂ 和 CH₄,在好氧降解条件下产生 CO₂,产生的 CO₂ 和 CH₄ 以气泡或溶解的形式向上覆水体扩散。Aberg 等(2003)对两个化学特征类似且相邻的天然湖和水库在夏季分层期间 CO₂ 释放的比较研究发现,水库中 CO₂ 主要来源于沉积物,而天然湖中大部分生物成矿作用发生在水体中^[65]。在上层水体中,CO₂ 容易被水生植物吸收,CH₄ 则容易被迅速氧化。但由于世界范围内水库在库龄、水深、淹没面积、平均水温、补给系数等方面差别很大,因此水库表面 CO₂ 和 CH₄ 扩散通量变化较大,大致变化范围为 220~4 460 mg/(m²·d)(CO₂)及 3~1 140 mg/(m²·d)(CH₄)^[49]。据不完全统计的结果,总体上温带地区水库温室气体释放通量小于热带地区水库。但是,水库水面 CO₂ 释放通量并没有显著高于天然湖泊及河流,如北半球湖泊平均值为 710 mg/(m²·d)(CO₂)^[66]。Kienen(1991)报道在含氧的沉积物表面生产的 CH₄ 的 90% 以上会发生氧化^[67]。因此,水库表面 CH₄ 释放通量普遍小于 CO₂,但由于在百年尺度上 CH₄ 的温室效应影响超过 CO₂ 20 多倍^[62],水库 CH₄ 释放仍然引起了人们的极大关注。目前,对于水库温室气体排放的研究更多关注在热带地区的水库,特别是巴西的水库^[51,63,64]。

从全球尺度评价水库温室气体释放时需要考虑水库所处纬度带及其拦截时间。最近对加拿大地区水库的一项研究表明,超过 10 年的水库在水质及总 CO₂ 释放通量上已经和天然湖泊接近,而更年轻的水库则会持续 6~8 年保持较高的排放通量^[68]。但是,对热带地区水库的研究却发现:拦截 10 年后, Petit Saut 水库的河流碳输入与其入海碳通量达到平衡,但比该水库大气碳通量小 3 倍。这表明淹没的陆生有机质仍然是温室气体释放的首要贡献^[69]。除了外源有机质外,内源有机质供应也可能成为温室气体碳源。特别是对一些营养程度高的水库,水体初级生产力将大大增加水库的有机质负荷,甚至超过外源有机碳,因此可能造成这类水库长期释放温室气体。显然,控制水库富营养化对于水库温室气体减排同样具有重要意义。

目前对水库温室气体释放的研究过多地关注在水库表面的释放,而相对忽视了水库泄水过程对温室气体释放通量的影响。水库发育热分层时,下层水体往往具有极高的 CO₂ 及 CH₄。王仕

禄等的研究表明:我国西南地区水库红枫湖及百花湖在季节性分层时表层 5 m 水体中 CH_4 平均浓度分别为 1~3 及 5~20 $\mu\text{L/L}$;而底层水体中则分别达到 400 及 5 600 $\mu\text{L/L}$ ^①。类似的现象也在热带水库中观测到^[69]。Guérin 等认为尽管坝下河流表面积较小,但下游河流中 CH_4 通量占到水库表面通量的 9%~33%, CO_2 占到 7%~25%。其中很大一部分 CH_4 在大坝附近(包括水轮机组及泄流通道的)释放掉^[63]。Delmas 等的研究表明水体中溶解 CH_4 的 80% 会在水电站出流过程中散失到大气,并在出流附近大气中检测到超过 3 000 mg/L 的甲烷含量^[70]。显然,发电过程中释放的 CH_4 占据水库整体 CH_4 释放量的重要部分。

3.2 水库过程对营养盐的蓄积与释放的影响

已有研究表明,C、N、P、Si 等主要生源要素在河流/水库系统中呈极不保守状态,水库显著地改变了河流生源物质的输送通量和形态组成,这种改变甚至足以影响到某些元素的全球循环质量平衡及海洋生态系统^[5~7,9,15,71,72]。一方面,筑坝后水库可以大量拦截生源要素,造成其河流通量下降^[73~75];另一方面,生源要素经历水库内部生物地球化学过程后,在水柱剖面上形态发生很大变化。由于水电站特殊的出流方式,坝下水体因此在形态及通量上与水库入水差别明显。此外,河流拦截对库区陆生植被、土壤的淹没也会引起生源要素的再生矿化,并增加库区水体营养盐负荷^[76]。显然,实现从流域尺度的营养盐管理必须充分重视营养盐的水库效应。

3.2.1 淹没植被的营养盐再生

河流拦截不可避免要淹没流域内的部分植被、土壤。蓄水后,水库迅速发育静水生态系统。水库建成的初期几年,淹没区水下的有机质降解大量消耗水体溶解氧。有机体降解过程同时将营养盐重新释放到水体中。如:对前苏联基辅的 Kremenchug 水库的研究发现,随着有机质慢慢耗竭,水体需氧量和营养水体也逐渐下降,但水库出水中无机磷含量却增加 75%,无机氮增加 53%。水库自建坝到形成稳定的水质的时间差别较大,从几年到几十年不等^[19,76]。Campo 等的研究就表明:乌拉圭 Río Negro 的 3 座水库运行 46 年后,被淹没的森林的木质部分中有 34% 的氮和 71% 的

磷被释放。显然,原生植被中的营养盐释放过程是比较缓慢的,对水体的影响也是长期性的。

3.2.2 营养盐的拦截效应

成熟期水库内部主要生物地球化学过程逐渐与天然湖泊类似,并成为营养盐、特别是颗粒吸附态营养盐的汇。水库对河流营养盐的拦截主要通过物理沉降和生物吸收后生物质在沉积物中的堆积。营养盐拦截效应对于营养程度高的河流可以起到净化下游水质的作用,但是对于寡营养的水体,则会降低坝下水体生物量,对水生食物网产生不利影响。

研究表明:水坝对各种生源要素的拦截效率是不同的。对磷的拦截更为有效,而对氮的拦截能力较弱。目前对硅的拦截效应已经获得明确结论,但对于其拦截效率仍存在争议^[6,47,77,78]。对于淡水体系而言,磷仍然是主要的限制性因子。在一些湖泊水库中,硅也可以成为限制性因子。因此,本文重点讨论磷和硅的水库效应。

(1) 磷的水库拦截效应

营养盐的累积促使浮游植物(藻类)快速繁殖,藻类光合作用成为驱动食物链(网)的物质和能量的主要来源,光合作用将水体中的无机生源物质按 Redfield 比(106C:15N:1P)同化为有机质,使河流输送的无机生源物质参加生物循环而滞留在水库生态系统中。浮游植物光合作用与水体滞留时间密切相关。Kawara 等人通过数值模拟表明:水库水体滞留 14 天就足够让浮游植物数量获得极大增长^[79]。

外源有机质及水库自生有机质颗粒的沉降导致磷在水库沉积物中的蓄积。自从加拿大 Kootena 湖上游修建 2 座水坝后,该湖磷输入量急剧下降,直接降低了浮游生物数量。受其影响,该湖的鱼获量也显著减少^[57]。Jossette 等人对法国塞纳河流域的 3 座大水库的观察表明:这些水库能够滞留 60% 的磷酸盐^[47]。张恩仁预测我国三峡水库生态系统可将上游输入的 2%~7% 溶解态无机氮和 13%~42% 的溶解态无机磷固定于浮游生物中,这将减缓下游的富营养化发生趋势^[80]。对处于地中海气候地区的 Palmones 河的一个小坝的研究也显示,超过 25% 的总磷被水库拦截^[81]。Teodoru 对多瑙河上的铁门坝水库的估算认为,该库对总磷的拦截效率为 10%^[74]。

① 王仕禄. 第六届环境地球化学学术会议论文摘要, 2002: 106.

我们通过贵州乌江一级支流猫跳河的研究也发现:由于该河进行全流域梯级开发,目前已建成六级电站。该河龙头水库(红枫水库)属中等一重富营养状况。对水库出水的溶解无机磷的夏季观测表明,经过多次水坝拦截,溶解无机磷显著下降(图 4)。

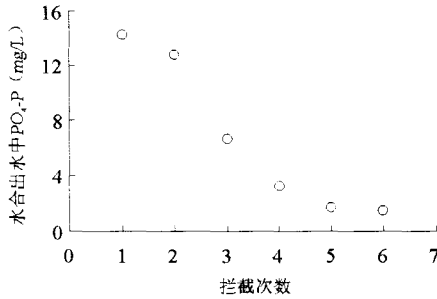


图 4 猫跳河梯级水坝对溶解无机磷的拦截效应(夏季)
Fig. 4 Damming Effect of Dissolved Inorganic Phosphorus in the Miaotiaohe Cumulative Dams (Summer)

目前,水库对磷的拦截作用已被普遍肯定。这一原理已经运用到水库前置坝技术中,以控制入库营养盐数量^[82]。Paul 研究认为,设计合理的前置坝夏季可以有效拦截 80% 的反应活性磷,年平均可达 60%。由于库区磷拦截主要是生物吸收,因此水库对总磷的拦截效率一般不超过 25%^[73]。

(2) 硅的拦截效应

水生生态系统的存在和发展依赖碳、氮、磷、硅等生源物质的生物可利用性,生物作用过程显然是影响河流/水库系统生源物质循环更新的关键过程。目前对影响河流 N、P 迁移转化的因素研究较多,对溶解硅的产生、迁移认识很少。相对于硅而言,目前世界河流普遍过量地向海洋输送 N、P,已经严重影响到河口及边缘海硅藻的生长^[83]。

天然水体中的溶解硅主要来源于土壤及基岩中硅酸盐及铝硅酸盐的化学风化。溶解硅作为一种重要的生源要素,在河流、近岸带及海洋水生生态系统中扮演重要角色。海洋生态系统占据全球初级生产力的 60% 以上,其中硅藻在生物量上是海洋初级生产者中最重要的一类浮游藻类^[8],占全球净初级生产力的 25%^[84]。显然,作为硅藻生长不可替代的营养元素,水体中硅的缺乏及硅、氮、磷之间比例失衡将导致水生初级生产者由硅藻向非硅藻演替,并在耦合其他环境因素的情况下,进而引起整个水生生态系统演替。由于全球输入海洋的溶解硅酸的 80%

来自河流搬运^[85],监控河流硅通量、认识河流硅生物地球化学循环规律因此成为具有显著现实意义及科学意义的任务。

在过去的数十年中,人类活动却极大地改变了河流的淡水及生源要素输入的数量和特性^[5]。其中最值得关注的是氮磷输入的快速增加,而水体溶解硅却显著下降。我们在对长江流域历史数据的研究中也发现长江数十年来溶解硅含量显著下降(图 5)^①。从研究报道来看,世界河流普遍具有入海硅通量降低的共同趋势^[18,47,73,78~90]。

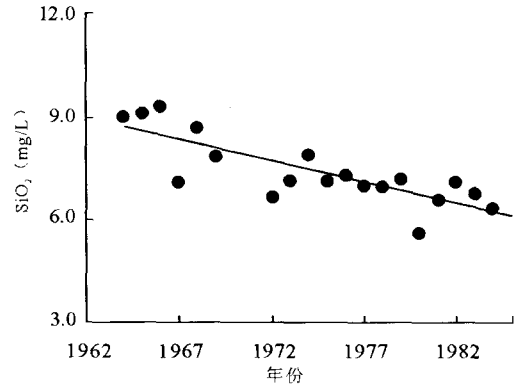


图 5 长江干流大通站溶解二氧化硅历史趋势
Fig. 5 Historical Changes in Dissolve SiO₂ Concentration of the Datong Station on the Mainstream of Changjiang River

随着研究的深入,科学家们逐渐将“硅滞留”现象与河流大规模拦截联系起来。如 Jossette 等研究的水库硅滞留效率达到 50%^[47]。Humborg 通过调查瑞典一些水库发现:水库有效库容越大,水体溶解硅浓度越低,表明对硅的拦截作用越强(图 6)。

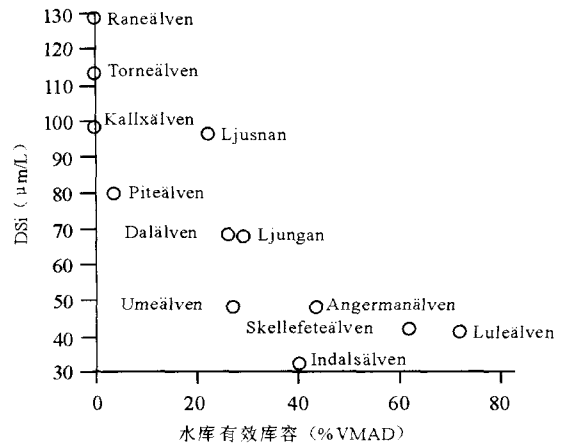


图 6 水库有效库容与溶解硅相关性^[10]
Fig. 6 Correlation Between the Reservoir Live Storage and Dissolved Si Concentration

① 长江水利委员会,长江水文年鉴(1962~1984)。

目前对水库硅滞留争论最大是对多瑙河铁门坝水库的研究。Humborg(1997)等人在 Nature 上发表研究论文表明:上世纪 60 年代末铁门坝水库建成后,水库滞留作用使多瑙河输送的硅通量大幅度降低。他们估算每年约有 60×10^4 t 的溶解硅以硅藻壳的形式滞留在铁门坝水库中^[6]。如此巨量的硅滞留使得黑海近岸水体硅藻向非硅藻的快速演替,并显著改变了黑海的近海水生生态系统的结构和功能。Friedl(2004)等人随后根据连续观测的质量平衡数据计算认为:铁门坝仅拦截了 4% 的无机溶解硅,同时也指出河流硅滞留可能发生在多瑙河上游新建的水库中^[77]。Teodoru 等人也报道了相似的结论^[75]。

我们对乌江流域梯级水库的研究工作也发现:
①水库上层水体溶解硅含量很低,表明硅吸收现象明显;
②沉积物孔隙水硅含量很高,暗示沉积物可能补偿生物吸收的硅。与河流相比,乌江干流水库表层水体大量吸收硅。值得重视的是,水库出水普遍具有更高的溶解硅浓度。这是由于水库水柱剖面上通常发育硅的浓度分层,底层水体受到沉积物孔隙水中高浓度硅的补给以及生物硅的再生矿化,因此浓度较高。

3.2.3 营养盐再生矿化

水库内营养盐再生机制和天然湖泊内的情况类似。营养盐再生实质主要是有机质的降解过程,这在水柱及沉积物中都会发生。在水柱中,植食食物链逐级产生和传递有机质的同时,食物链上的生物群落(浮游植物、浮游动物和鱼类)经分泌、排泄和分解向水体提供大量的溶解有机质和无机营养盐,可以成为内循环中重要的营养盐来源。Cole 等人(1994)调查了 1 835 个湖泊,发现 87% 的湖泊水体 CO₂ 过饱和,湖泊是陆地生态系统中有有机碳代谢的场所,有机质的分解也伴随营养盐的活化^[91]。

沉积物-水界面是由各种微生物参与的、物质能量发生频繁交换的环境。受光照穿透深度的影响,沿湖泊深度向下的生态类型由表层自养型逐渐向深部的异养型过渡。异养微生物对有机质的降解是沉积物早期成岩反应中非常重要的过程。通常情况下,界面附近溶解氧伴随好氧微生物的呼吸作用被迅速耗尽,但有机质的降解并未停止,各种兼性及厌氧微生物会选择其他合适的电子受体来继续有机质的矿化。因此,沉积物营养盐再生释放也是维持水体营养盐内循环的重要组成部分。Mozeto 等(2001)对 Guarapiranga 水库的观测

计算表明:沉积物向上覆水体的 NH₄⁺ 的年通量为 278~339 mg/(cm·a);溶解反应磷(SRP)为 8~18 mg/(cm·a)。这分别占 N、P 总沉积通量的 47%~70%和 10%~24%^[92]。

我国水库淹没区通常有机质含量较低,库底与上覆水体的相互作用则可能表现出不同的机制:随着水库运用年代的增加,流域或水库自生过程产生的有机质逐渐在水库库底累积,这些有机质的降解驱动了库底物质的活化释放。图 7 表示乌江渡和东风水库沉积物孔隙水中磷酸盐的剖面特征(朱俊,刘丛强,未发表数据)。对乌江两个相邻水库的对比研

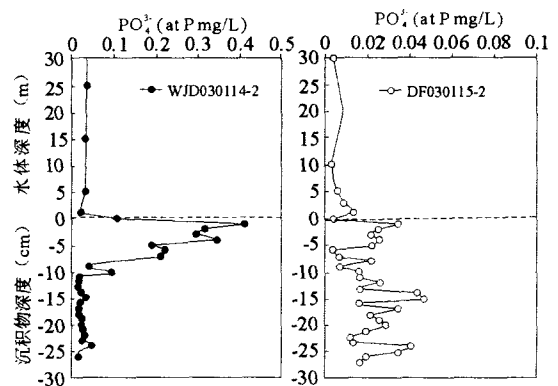


图 7 乌江渡水库(左图)及东风水库(右图)沉积物磷释放特征

Fig. 7 Releasing Characteristics of Phosphorus from Sediments of Wujiangdu and Dongfeng Reservoirs

究发现,由于乌江渡水库(1974 年建成)具有比东风水库(1992 年建成)更长的运行历史,因此在两个外部条件一样的相邻的水库中,底质物质释放对水体的影响却要至少相差两个数量级。相似地,乌江渡水库沉积物孔隙水溶解硅也明显高于东风水库。表 1 中计算了这些营养元素的界面扩散通量。

表 1 乌江渡水库及东风水库沉积物-水界面生源要素的扩散通量

Tab. 1 Diffusion Fluxes of Nutrients Between Sediment-water Interface of Wujiangdu and Dongfeng Reservoirs

营养盐	水库	扩散通量(mg/m ² ·d)		
		2003-12	2004-04	2004-07
PO ₄ -P	东风水库	0.18	0.10	0.09
	乌江渡水库	2.46	3.08	1.95
DSi (以 SiO ₂ 计算)	东风水库	38.44	71.31	75.60
	乌江渡水库	121.21	108.36	272.61

显而易见,水库库底沉积物与水体的相互作用及其对水环境的影响是随水库运行年龄增加、

水生生态系统演化、初级生产力水平提高而逐步加强。但是目前对我国水库水环境界面过程的研究还十分有限,界面过程对水环境演化影响的研究还有待深入。

3.2.4 生源要素比例变化

水库过程对生源要素的河流物质通量显著改变的同时,生源要素之间的化学计量比也产生了极大变化,并可能是造成接纳水体的浮游植物种群结构演替的重要因素^[9,88]。据报道,三峡水库建设前后长江河口区 Si:N 显著改变^[93,94]。

生源要素比例对于浮游植物的生长及食物网动力学具有重要影响。研究表明浮游植物生长的最适 Si、N、P 营养元素摩尔比为 16:16:1。水体富营养化与生源要素比例失衡密切相关。其中重要的因素是水体硅的缺失^[11,95,96]。这一方面是氮磷人为输入的快速增加;另一方面是硅在河流—湖泊/水库中的滞留。这一过程将显著导致下游水体由硅藻向蓝绿藻—绿藻为主的初级生产力结构的演替^[88]。

水库藻华爆发后,硅藻沉降速度比其他藻类快。

较慢的硅藻硅质壳体溶解速率限制了硅向上覆水体的返还速率。而氮、磷的再矿化速率显著大于硅^[75]。这导致硅的净沉积及下游水体营养盐之间比例改变,并引起河口地区的初级生产力结构发生变化。

从图 8 可以看出:相对于水库出水,河流端元(红枫水库支流、修文河)具有很高的 Si:P 及 N:P。经过第一次水库过程后(红枫水库),Si:P 及 N:P 都迅速降低。随着向下游的梯次拦截,水体逐渐向 N:P 增加方向发展。与 Redfield(藻类生长需要的营养盐平衡比)比值进行比较,水库出水的 Si:N 比都小于 1,而河流端普遍大于 1,表明水库内部存在强烈营养盐形态转化过程。Si:P 及 N:P 比都大于 Redfield 值(分别为 Si:N:P=16:16:1),这表明磷仍然是水体中初级生产力生长的首要限制性因子。由于经水库改造后, Si:N 比都小于 1,说明对于下游水体硅仍然是限制性因素。显然,生源要素在水库中的按比例同化和它们之间差异的再生更新速率并叠加热力学平衡条件是引起下游水体营养盐结构特征改变的关键因素。

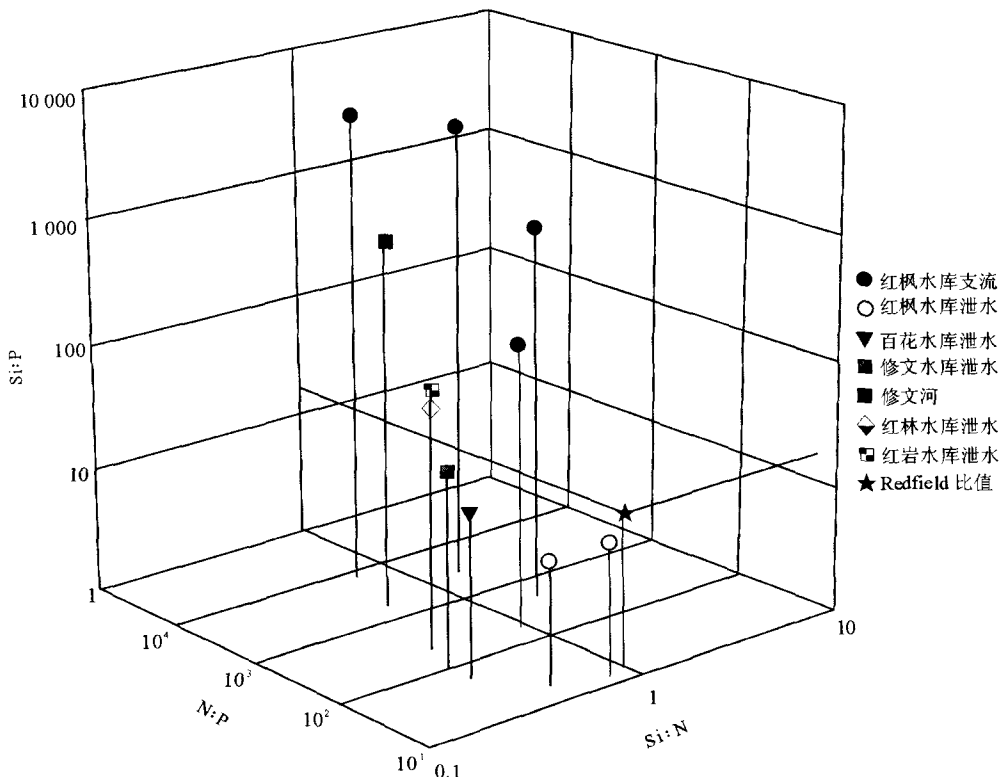


图 8 猫跳河流域六级水库拦截与水体营养盐结构变化(比值为摩尔比)

Fig. 8 Molar Ratio Changes Between Nutrients Along the Six Cumulative Reservoirs of Maotiaohe Drainage Basin

4 结语

流域水环境是流域一切生态过程的基础,也是保障水资源发挥各项服务功能的必要条件。水能资源开发活动作为河流天然水文过程最显著的人为干扰,将直接和间接地影响河流水环境的性质和作用过程^[35],可能成为流域经济社会发展和生态环境保护的不利因素。

河流大规模拦截主要是发生在20世纪后半叶。水坝建设从水文、水质以及水生生态系统多层次上对河流产生了重要改变。目前许多的研究和认识更多停留在区域层面上的影响,而实际上“蓄水河流”的景观格局已经是世界河流面临的重大人为干扰事件^[5,97,98]。大坝拦截形成了阻断河流连续性的物理障碍,大坝后形成的水库,在水深、水动力条件、水体滞留时间、水团混合方式等方面,与自然河流的原有状态相比发生了很大变化,逐渐形成类似湖泊的环境,但人为的水量调蓄则使“人工湖泊”具有自身的特异性。梯级水库由于水量、物质等的上下承接关系,可能表现出更为复杂的累积效应。从发电最大程度利用水能的需要出发,水库对水量、取水方式的人为调节,扰乱了自然河流的洪水脉动周期以及依靠洪水过程塑造的河流水环境自然特性和作用过程。

河流调蓄改变了自然河流流场状况;在泥沙、物质输送通量和形态等方面对河流本身以及近岸带生态系统发生深远的影响。无疑,河流阻隔造成的影响已经超过了河流自身边界,因而是一个具有全球意义的水循环问题。但是如何处理水库巨大社会效益和潜在生态风险的矛盾,仍然是我们面临的困扰。

参考文献:

- [1] MEYBECK M. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers[J]. *American Journal of Science*, 1982, 282: 401~405.
- [2] ITTEKKOT V. Global trends in the nature of organic matter in the river suspensions[J]. *Nature*, 1988, 332: 436~438.
- [3] SCHLESINGER W H, MELACK J M. Transport of organic carbon in the world's rivers[J]. *Tellus*, 1981, 33: 172~187.
- [4] 唐启升, 苏纪兰, 张 经, 等. 生源要素的循环和更新, 中国海洋生态系统动力学研究 I. 关键科学问题与研究发展战略[M]. 北京: 科学出版社, 2000.
- [5] ITTEKKOT V, HUMBORG C, SCHÄFER P. Hydrological alterations and marine biogeochemistry: A silicate issue? [J]. *Bioscience*, 2000, 50(9): 776~782.
- [6] HUMBORG C, ITTEKKOT V, COCIASU A. Effect of Danube River dam on Black Sea geochemistry and ecosystem structure [J]. *Nature*, 1997, 386: 385~388.
- [7] MILLIMAN J D. Blessed dams or damned dams? [J]. *Nature*, 1997, 386: 325~326.
- [8] HUMBORG C, CONLEY D J, RAHM L, et al. Silicon retention in river basins: Far-reaching effects on biogeochemistry and aquatic food webs in coastal marine environments[J]. *Ambio*, 2000, 29(1): 45~50.
- [9] KELLY V J. Influence of reservoirs on solute transport: a regional-scale approach[J]. *Hydrological Processes*, 2001, 15: 1 227~1 249.
- [10] HUMBORG C, BLOMQUIST S, AVSAN E, et al. Hydrological alterations with river damming in northern Sweden: Implications for weathering and river biogeochemistry[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, 16(3): 211~213.
- [11] HUMBORG C M, PASTUSZAK, AIGARS J, et al. Decreased silica land-sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment-significance of particle trapping and hydrological alterations [J]. *Biogeochemistry*, 2006, 77: 265~281.
- [12] KLAVER G, WANOS B, NETELET-GIRAUT E, et al. Influence of hydropower dams on the composition of the suspended and riverbank sediments in the Danube [J]. *Environmental Pollution*, 2007, 148: 718~728.
- [13] VÖRÖSMARTY C J. The storage and aging of continental runoff in large reservoir systems of the world [J]. *Ambio*, 1997, 26: 210~219.
- [14] HART D D, JOHNSON T E, BUSHAW-NEWTON K, et al. Dam removal: Challenges and opportunities for ecological research and river restoration [J]. *Bioscience*, 2002, 52(8): 669~681.
- [15] NILSSON C, BERGGREN K. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation [J]. *Bioscience*, 2000, 50(9): 783~792.
- [16] VANNOTE R L, MINSHALL G W, CUMMINUS K W, et al. The river continuum concept [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 1980, 37: 130~137.
- [17] JUNK W J, BAYLEY P B, SPARKS R E. The flood pulse concept in river-floodplain systems [C] // *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 1989.
- [18] VÖRÖSMARTY C J, SAHAGIAN D. Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle [J]. *Bioscience*, 2000, 50(9): 753~765.
- [19] PETTS G. *Impounded rivers: perspectives for ecological management* [M]. New York: Wiley, Chichester, 1984.
- [20] NAIMAN R J, MELILLO J M, LOCK M A, et al. Longitudinal patterns of ecosystem processes and community structure in a subarctic river continuum [J]. *Ecology*, 1987, 68: 1 139~1 156.

- [21] PINAY G, DECAMPS H, CHAUVET E, et al. Functions of ecotones in fluvial systems[M]//NAIMAN R J, DECAMPS H. The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. Paris; UNESCO, 1990; 141~169.
- [22] BAYLEY P B. The flood-pulse advantage and the restoration of river-floodplain systems[J]. Regul Rivers, Res and Mgmt, 1991, 6: 75~86.
- [23] MENSHUTKIN V V, ASTRAKHANTSEV G P, YEGOROVA N B, et al. Mathematical modeling of the evolution and current condition of the Ladoga Lake ecosystem [J]. Ecol Model, 1998, 107: 1~24.
- [24] SALENCON M J, THEBAULT J M. Simulation model of a mesotrophic reservoir (Lac de Pareloup, France): MELODIA, an ecosystem reservoir management model[J]. Ecol Model, 1996, 84: 163~187.
- [25] HAMILTON D P, SCHLADOW S G. Prediction of water quality in lakes and reservoirs, Part I — Model description [J]. Ecol Model, 1997, 96: 91~110.
- [26] MALCOLM R, DURUM W H. Organic carbon and nitrogen concentrations and organic load of six selected rivers of the United States [J]. U S Geol Survey Water Supply Paper, 1976, I 817F: 21.
- [28] 刘敏, 陆敏, 许世远, 等. 长江河口及其上海岸带水体沉积物中磷的存在形态[J]. 地学前沿, 2000, 7(suppl): 94~98.
- [29] 沈志良, 古堂秀, 谢肖勃. 长江生源要素的输出通量[J]. 海洋科学, 1991, 11(6): 62~69.
- [30] 沈志良. 长江干流营养盐通量的初步研究[J]. 海洋与湖沼, 1997, 28(5): 522~527.
- [31] 王正方, 姚方奎, 阮小正. 长江口营养盐(N, P, Si) 分布与变化特征[J]. 海洋与湖沼, 1983, 14(4): 324~332.
- [32] EDMOND J M, SPIVACK A, GRANT B C, et al. Chemical dynamics of the Changjiang Estuary [J]. Continental Shelf Research, 1985, 4(12): 17~36.
- [33] 顾宏堪. 长江口地区氮的地球化学: 长江口附近海水中的硝酸盐[J]. 山东海洋学院学报, 1981, 11(4): 37~46.
- [34] ARHEIMER B, WITTGREN H B. Modelling nitrogen removal in potential wetlands at the catchment scale [J]. Ecological Engineering, 2002, 19: 63~80.
- [35] STRAŠKRABA M, TUNDISI J G, Duncan A. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management [M]. Dordrecht; The Netherlands; Kluwer Academic Publishers, 1993: 213~288.
- [36] WAHBY S D, BISHARA N F. The effect of the River Nile on Mediterranean water before and after the construction of the High Dam at Aswan [M]// MARTIN J M, BURTON J D, EISMA D. River inputs to ocean systems. New York; UNEP, IOC, SCOR, 1980.
- [37] STUMM W, MORGAN J J. Aquatic chemistry [M]. New York; Wiley, 1970.
- [38] NAIMAN R J, TURNER M G. A future perspective on North America's freshwater ecosystems[J]. Ecological Applications, 2000, 10: 958~970.
- [39] WETZEL R G. Limnology (Second Edition) [M]. Philadelphia: College Publishing, 1983.
- [40] LEDEC G, QUINTERO J D. Good dams and bad dams: Environmental criteria for site selection of hydroelectric projects[R]. Latin America and Caribbean Region Sustainable Development Working, 2003: 16.
- [41] 万国江. 环境质量的地球化学原理[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1988.
- [42] JOHNSTON T A, BODALY R A, MATHIAS J A. Predicting fish mercury levels from physical characteristics of boreal reservoirs[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1991, 48: 1468~1475.
- [43] LOUCHOUARN P, LUCOTTE M M, MUCCI A, et al. Geochemistry of mercury in a hydroelectric reservoir in Quebec, Canada [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1993, 50(2): 269~281.
- [44] MEISTER J F, DINUNAIO J, COX J A. Source and level of mercury in a new impoundment [J]. Journal of American Water Works Association, 1979, 71: 574~576.
- [45] ANDERSON M R, SCRUTON D A, WILLIAMS U P, et al. Mercury in fish in the smallwood reservoir, Labrador, twenty one years after impoundment [J]. Water, Air and Soil Pollution, 1995, 80: 927~930.
- [46] PORVARI P. Mercury levels of fish in Tucurui hydroelectric reservoir and in river Moju in Amazonia in the state of Para, Brazil [J]. The Science of the Total Environment, 1995, 175: 109~117.
- [47] JOSSETTE G, LEPORCQ B, SANCHEZ N, et al. Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine Basin (France) [J]. Biogeochemistry, 1999, 47: 119~146.
- [48] 王雨春, 朱俊, 马梅, 等. 西南峡谷型水库的季节性分层与水质突发性恶化[J]. 湖泊科学, 2005, 17(1): 54~60.
- [49] LOUIS V, KELLY C A, ÉRIC D, et al. Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate [J]. Bioscience, 2000, 50(9): 766~775.
- [50] FEARNSIDE P M. Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucurui dam) and the energy policy implications [J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2002, 133: 69~96.
- [51] FEARNSIDE P M. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: controversies provide a springboard for rethinking a supposedly "clean" energy source [J]. Climatic Change, 2004, 66: 1~8.
- [52] ROSA L P, SANTOS M, MATVIENKO B, et al. Greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical regions [J]. Climatic Change, 2004, 66: 9~21.
- [53] HARRIS G P. Pattern, process and prediction in aquatic ecology—a limnological view of some general ecological problems [J]. Freshwater Biology, 1994, 32: 143~160.
- [54] WETZEL R G. Limnology (Third Edition) [M]. CBS College Publishing, 2000.

- [55] SAITO L, JOHNSON B M, BARTHOLOW J, et al. Assessing ecosystem effects of reservoir operations using food web-energy transfer and water quality models [J]. *Ecosystems*, 2001, 4: 105~125.
- [56] WANG B, LIU C, WANG F, et al. The distributions of autumn picoplankton in relation to environmental factors in the reservoirs along the Wujiang River in Guizhou Province, SW China [J]. *Hydrobiologia*, 2008, 598: 35~45.
- [57] FRIEDL G, WÜEST A. Disrupting biogeochemical cycles—consequences of damming [J]. *Aquatic Sciences*, 2002, 64: 55~65.
- [58] WARD J V, STANFORD J A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation [J]. *Regulated Rivers: Research and Management*, 1995, 11: 105~119.
- [59] LIGON F K, DIETRICH W E, TRUSH W J. Downstream ecological effects of dams [J]. *Bioscience*, 1995, 45 (3): 183~192.
- [60] 白占国, 吴丰昌, 万曦, 等. 百花湖季节性水质恶化机理研究 [J]. *重庆环境科学*, 1995, 17(3): 10~14.
- [61] FEARNside P M. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia [J]. *Environmental Management*, 2001, 27(3): 377~396.
- [62] GILES J. Methane quashes green credentials of hydropower [J]. *Nature*, 2006, 444(30): 524~525.
- [63] GUÉRIN F, ABRIL G, RICHARD S, et al. Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: Significance of downstream rivers [J]. *Geophysical Research Letters*, 2006: 33.
- [64] SANTOS M A, ROSA L P, SIKAR B, et al. Gross greenhouse gas fluxes from hydro-power reservoir compared to thermo-power plants [J]. *Energy Policy*, 2006, 34(4): 481~488.
- [65] ÅBERG J, BERGSTRÖM A K, ALGESTEN G, et al. A comparison of the carbon balances of a natural lake (L. Ötrasket) and a hydroelectric reservoir (L. Skinnmuddselet) in northern Sweden [J]. *Water Research*, 2003, 38: 531~538.
- [66] 王仕禄, 万国江, 刘从强, 等. 云贵高原湖泊 CO₂ 的地球化学变化及其与大气 CO₂ 的源汇效应 [J]. *第四纪研究*, 2003, 23(5): 581.
- [67] KIENE R P. Production and consumption of methane in aquatic systems [C] // ROGERS J E, WHITMAN W B. *Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes*. Washington D C: American society for microbiology, 1991: 111~146.
- [68] TREMBLAY A, LAMBERT M, GAGNON L. Do hydroelectric reservoirs emit greenhouse gases? [J]. *Environmental Management*, 2004, 33: 509~517.
- [69] ABRIL G, GUÉRIN F, RICHARD S, et al. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana) [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19: 1~6.
- [70] DELMAS R, RICHARD S, GUÉRIN F, et al. Long term greenhouse gas emissions from the hydroelectric reservoir of Petit Saut (French Guiana) and potential impacts [M] // TREMBLAY A, VARFALVY L, ROEHM C, et al. *Greenhouse gas emissions: Fluxes and processes, hydroelectric reservoirs and natural environments*. Berlin, Heidelberg, New York: Environmental Science Series, Springer, 2005: 293~312.
- [71] HOPER 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 [J]. *Hydrological Processes*, 2001, 15(7): 1089~1106.
- [72] HUNGSPREUGS M, UTOOMPRURKPORN W, SOM-PONGCHAIYAKUL P, et al. Possible impact of dam reservoirs and river diversions on material fluxes to the Gulf of Thailand [J]. *Marine Chemistry*, 2002, 79: 185~191.
- [73] PAUL L. Nutrient elimination in pre-dams: Results of long term studies [J]. *Hydrobiologia*, 2003, 504: 289~295.
- [74] TEODORU C, WEHRLI B. Retention of sediments and nutrients in the Iron Gate I Reservoir on the Danube River [J]. *Biogeochemistry*, 2005, 76: 539~565.
- [75] TEODORU C, DIMOPOULOS A, WEHRLI B. Biogenic silica accumulation in the sediments of Iron Gate I Reservoir on the Danube River [J]. *Aquatic Sciences*, 2006, 68: 469~481.
- [76] CAMPO J, SANCHOLUZ L. Biogeochemical impacts of submerging forests through large dams in the Rio Negro, Uruguay [J]. *Journal of Environmental Management*, 1998, 54: 59~66.
- [77] FRIEDL G C, TEODORU C, WEHRLI B. Is the Iron Gate I reservoir on the Danube River a sink for dissolved silica? [J]. *Biogeochemistry*, 2004, 68: 21~32.
- [78] KOSZELNIK P, TOMASZEK J A. Dissolved silica retention and its impact on eutrophication in a complex of mountain reservoirs [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2008, 189: 189~198.
- [79] KAWARA O, YURA E, FUJII S, et al. A study on the role of hydraulic retention time in eutrophication of the Asahi river dam reservoir [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, 37(2): 245~252.
- [80] 张恩仁, 张经. 三峡水库对长江 N P 营养盐截留效应的模型分析 [J]. *湖泊科学*, 2003, 15(1): 41~50.
- [81] AVILÉS A, NIELL F X. The control of a small dam in nutrient inputs to a hypertrophic estuary in a mediterranean climate [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2007, 180: 97~108.
- [82] PÜTZ K, BENNDORF J. The importance of pre-reservoirs for the control of eutrophication of reservoirs [J]. *Wat Sci Tech*, 1998, 37(2): 317~324.
- [83] CONLEY D L, SCHELSKE C, STOERMER E F. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication [J]. *Mar Ecol Prog Ser*, 1993(101): 179~192.
- [84] WILLÉN E. Planktonic diatoms——an ecological review [J]. *Algological Studies*, 1991, 62: 69~106.
- [85] TRÉGUER P, NELSON D M, VAN BENNEKOM A J, et al. The silica balance in the world ocean: a reestimate [J]. *Science*, 1995, 268: 375~379.
- [86] LI M, XU K, WATANABE M, et al. Long-term variations in

- dissolved silicate, nitrogen, and phosphorus flux from the Yangtze River into the East China Sea and impacts on estuarine ecosystem[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2007, 71: 3~12.
- [87] DUAN S, XU F, WANG L. Long-term changes in nutrient concentrations of the Changjiang River and principal tributaries [J]. *Biogeochemistry*, 2007, 85: 215~234.
- [88] JUSTIĆ D, RABALAIS N N, EUGENE TURNER R, et al. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: Stoichiometric nutrient balance and its consequences [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1995, 40: 339~365.
- [89] CONLEY D J, STÅLNACKE P, PITKÄNEN H, et al. The transport and retention of dissolved silicate by rivers in Sweden and Finland [J]. *Limnol Oceanogr*, 2000, 45 (8): 1 850~1 853.
- [90] VÖRÖSMARTY C J, MEYBECK M, FEKETE B, et al. Anthropogenic sediment retention: Major global impact from registered river impoundments [J]. *Global and Planetary Change*, 2003, (39): 169~190.
- [91] COLE J J, CARACO N F, KLING G W, et al. Carbon dioxide supersaturation in the surface water of lakes [J]. *Science*, 1994, 265: 1 568~1 570.
- [92] MOZETO A, SILVÉRIO P, SOARES A. Estimates of benthic fluxes of nutrients across the sediment-water interface (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil) [J]. *The Science of the Total Environment*, 2001, 266: 135~142.
- [93] 余立华, 李道季, 方 涛, 等. 三峡水库蓄水前后长江口水域夏季硅酸盐、溶解无机氮分布及硅氮比值的变化 [J]. *生态学报*, 2006, 26(9): 2 817~2 826.
- [94] 柴 超, 俞志明, 宋秀贤, 等. 三峡工程蓄水前后长江口水域营养盐结构及限制特征 [J]. *环境科学*, 2007, 28(1): 64~69.
- [95] SCHELSKE C L, STOERMER E F. Eutrophication, silica depletion and predicted changes in algal quality in Lake Michigan [J]. *Science*, 1971, 173: 423~424.
- [96] SCHELSKE C L, STOERMER E F, CONLEY D J, et al. Early eutrophication in the lower Great Lakes; new evidence from biogenic silica in sediments [J]. *Science*, 1983, 222: 320~322.
- [97] DUDGEON D. Large-scale hydrological changes in tropical Asia: Prospects for riverine biodiversity [J]. *Bioscience*, 2000, 50(9): 793~806.
- [98] ROSENBERG D M, MCCULLY P, PRINGLE C. Global-scale environmental effects of hydrological alterations introduction [J]. *Bioscience*, 2000, 50(9): 746~751.

RESPONSES OF AQUATIC ENVIRONMENT TO RIVER DAMMING —FROM THE GEOCHEMICAL VIEW

LIU Cong-qiang¹, WANG Fu-shun², WANG Yu-chun³, WANG Bao-li¹

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 2. School of Environmental and Chemical Engineering, University of Shanghai, Shanghai 201800, China; 3. Department of Water Environment, China Institute of Water Resources and Hydroelectric Power Research (IWHR), Beijing 100038, China)

Abstract: Intensive damming of rivers has become a common tendency in the world. Impounded river, distinct from natural river and lake in the aspect of physical, chemical and biological characteristics, changes significantly the hydrology, material transport and fluvial flux, as well as the ecological environment of rivers. This paper, based on our recent studies on Wujiang drainage basin and the newly reported findings concerning the damming effect, discussed the changes in the hydrology, flux and kind of nutrients (e. g. P and Si). Emission of green house gases (GHG) and the evolution of aquatic ecological system before and after river damming are also reviewed. The authors suggested that more attentions should be paid to the balance between the great benefit from hydropower and its potential ecological risk.

Key words: river damming; response of aquatic environment; nutrients; GHG