

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2021.05.001

李晓晴, 王伟, 操瑜, 等. 水库消落带碳氮输移转化研究进展. 土壤, 2021, 53(5): 881–889.

## 水库消落带碳氮输移转化研究进展<sup>①</sup>

李晓晴<sup>1,2,3</sup>, 王伟<sup>3,4\*</sup>, 操瑜<sup>3</sup>, 孙君瑶<sup>3</sup>, 李伟<sup>3</sup>

(1 西藏大学理学院, 拉萨 850000; 2 西藏大学青藏高原生态与环境研究中心, 拉萨 850000; 3 中国科学院水生植物与流域生态重点实验室(中国科学院武汉植物园), 武汉 430074; 4 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

**摘要:** 水库消落带处于水域生态系统与陆地生态系统的交错区域。受水库水位周期性涨落影响, 消落带土壤和植物与水库水体间频繁发生碳氮物质交换转化。河流-水库碳埋藏及其温室气体排放是当前全球碳循环研究的热点问题, 但当前消落带碳氮输移循环的研究仅关注植物、土壤或水体单个对象, 未将消落带作为整体考虑其对河流-水库碳氮输移转化的贡献。本文从消落带物质向河流输移和转化两个方面综合评述了消落带土壤碳氮动态、植被碳氮输入、土壤侵蚀、消落带碳氮循环及温室气体排放, 提出亟待开展消落带碳氮输入源追溯、土壤侵蚀和温室气体通量长期监测、基于同位素等技术明确消落带在水库碳氮输移转化中的贡献等方面的研究, 以进一步系统明确碳氮元素在消落带和水体间的输移、水土界面的多途径生物地球化学循环转化过程, 评估水库消落带在河流上、下游及河口碳氮输送转化中的作用。

**关键词:** 消落带; 碳氮动态; 土壤侵蚀; 温室气体排放

**中图分类号:** P593; X833; X143 **文献标志码:** A

### Research Advances in Transport and Transformation of Carbon and Nitrogen in Water-level Fluctuating Zone (WLFZ) of Reservoir

LI Xiaoping<sup>1,2,3</sup>, WANG Wei<sup>3,4\*</sup>, CAO Yu<sup>3</sup>, SUN Junyao<sup>3</sup>, LI Wei<sup>3</sup>

(1 College of Science, Tibet University, Lhasa 850000, China; 2 Research Center for Ecology and Environment of Qinghai-Tibetan Plateau, Tibet University, Lhasa 850000, China; 3 CAS Key Laboratory of Aquatic Botany and Watershed Ecology, Wuhan Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430074, China; 4 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

**Abstract:** Water-level fluctuation zone (WLFZ) of reservoir is located in the interlaced area between aquatic and terrestrial ecosystem. Under the influence of periodic fluctuation of reservoir water level, carbon (C) and nitrogen (N) exchanges and transformation frequently occur between soil and plant of WLFZ and water body of reservoir. C burial and greenhouse gas emission of river-reservoir are hot issues in the global C cycle, however, current studies on WLFZ C and N cycles were only focused on single object such as plant, soil or water body, and did not take WLFZ as a whole in considering its contribution to river-reservoir C and N transport and transformation. This paper reviewed study progresses in the changes of soil C and N contents, C and N inputs by vegetation, soil erosion, C and N cycles and greenhouse gas emission from two aspects of transport and transformation of nutrients in the WLFZ. In order to further systematically clarify the multi-pathway biogeochemical cycling and transformation processes of C and N between WLFZ and water bodies and in soil and water interfaces and evaluate the role of WLFZ in C and N transport and transformation in upstream, downstream and estuary of river, it is suggested that to urgently carry out researches on tracing C and N input sources in WLFZ, long-term monitoring of soil erosion and greenhouse gas flux in WLFZ, and WLFZ contribution to C and N transport and transformation of reservoir based on isotopes, etc..

**Key words:** Water-level fluctuation zone; Carbon and nitrogen dynamic; Soil erosion; Greenhouse gas emission

①基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFA0601001)、国家自然科学基金项目(31601824)和土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所)开放基金项目(Y20160018)资助。

\* 通讯作者(wangwei@wbcas.cn)

作者简介: 李晓晴(1994—), 女, 河南濮阳人, 硕士研究生, 主要从事湿地生态系统碳氮循环研究。E-mail:lixiaoqing17@mailsucas.ac.cn

河流连接陆地和海洋生态系统,在全球物质循环中起着至关重要的作用<sup>[1]</sup>。河流等内陆水域每年接收来自陆地生态系统 1.9 ~ 5.1 Pg 碳物质,约占陆地年净初级生产力(NPP)的 10%,其中约有 0.2 ~ 0.6 Pg 碳埋藏在沉积物中,约 0.8 ~ 3.9 Pg 碳以气体形式进入大气,剩余约 0.9 Pg 碳输送进入海洋<sup>[2-3]</sup>;河流年氮输送通量为 270 Tg,约占陆地年氮输入量的 20% 左右,其中约 190 Tg 氮经反硝化以气体形式进入大气,剩余约 80 Tg 氮输入进入海洋<sup>[4]</sup>,凸显河流在全球及区域碳氮输移及转化方面的重要性。

河流筑坝是河流生态系统受人为影响最为深远的事件之一。河流受到水库在空间的连续分割和时域上的动态调配,其自然属性以及生态系统结构-过程-功能受到影响并发生改变<sup>[5]</sup>。一方面由于水流流速降低,颗粒物运输受阻,原本应进入河口-海洋的有机碳转而沉积在内陆水库水体,引发对于水库作为碳源及碳汇的关注<sup>[6]</sup>。据估算自 2003 年以来,筑坝导致长江颗粒性有机碳(POC)年入海量由 1953—1986 年间的(10.6 ± 2.6) Tg 减少至 2003—2008 年间的(1.9 ± 1.0) Tg,年 POC 拦截量约(4.9 ± 1.9) Tg<sup>[7]</sup>,全球范围内因筑坝造成的有机碳年拦截量达(48 ± 11) Tg<sup>[8]</sup>,几乎相当于河流年入海碳埋藏量<sup>[9]</sup>。另一方面对于水库下游,筑坝不仅导致陆地向海洋的有机碳输送量减少了约 1/4<sup>[10]</sup>,其造成的“水体滞留效应”也使得藻类等内源碳增加,从而改变了河流主要碳组分溶解性无机碳(DIC)的通量<sup>[11]</sup>,影响河流上、下游及河口区生

态环境演化。由此可见,河流筑坝修建水库在陆地-河流碳氮运输和转化两个方面都深入影响并改变着全球碳氮物质循环过程。

尽管水库作为碳埋藏热区是当前全球变化研究的热点问题,但水库所埋藏碳的来源、组成及其转化过程尚不完全明晰。水库消落带(water-level fluctuation zone, WLFZ)在水库-河流碳氮物质输移和转化中发挥着重要作用。水库消落带是由河流筑坝后水库水位受人造蓄周期性涨落,在最高水位与最低水位之间所形成的一段特殊区域(图 1)。以我国三峡水利工程为例,消落带面积约 349 km<sup>2</sup>,相当于三峡库区面积的 1/3<sup>[12]</sup>。从长年时间尺度看,在水库运行初期,消落带因其土壤有机物含量较高往往成为水库-河流碳氮物质输入源,直接向河流-水库输入外源碳或间接引起藻类繁殖促进内源碳埋藏<sup>[11]</sup>。从年时间尺度看,消落带在落干期累积新鲜植物碳源,淹水期与水库水体发生碳氮物质交换,而处于消落带-水界面的碳氮物质通过反硝化、厌氧氨氧化(ANAMMOX)等途径不断发生碳氮物质的转化。再从空间尺度看,水库建造区多为山地,消落带具有一定坡度且因频繁淹水,植被覆盖率较低,加剧消落带土壤侵蚀,使其成为河流-水库不可忽视的重要碳氮物质输入源<sup>[13]</sup>。因此,本文综合分析了消落带土壤碳氮含量变化、植被碳氮输入、土壤侵蚀和温室气体排放等方面的相关研究,以期整体呈现消落带在水库-河流碳氮输移转化中的作用和贡献。

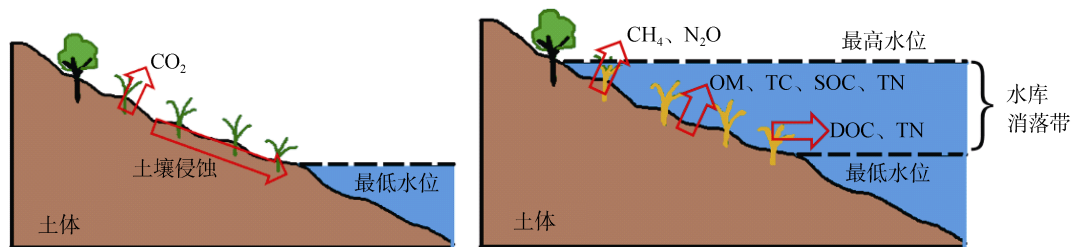


图 1 消落带土壤和植被向水体输移碳氮物质示意图

Fig. 1 Sketch map of carbon and nitrogen transport from soil and vegetation to water in WLFZ

## 1 消落带土壤-植被碳氮输移

消落带土壤、植被受水位变化的影响,一直处于淹水-落干的动态变化中,主要通过水土界面的扩散交换、土壤侵蚀和淹水后植被分解等过程向水库输入碳氮物质。大量研究表明,水库蓄水淹没土壤植被伴随大量的二氧化碳(CO<sub>2</sub>)和甲烷(CH<sub>4</sub>)产生,淹水后最初几年的温室气体排放通量相当于自然湖泊的 10 倍,由此可见淹没区土壤植被对于评估水库碳源碳汇的重要性<sup>[14]</sup>。

### 1.1 土壤碳氮输移

消落带土壤碳氮的动态变化是判断其作为碳氮源汇的关键。消落带土壤与水库水体发生的碳氮物质交换过程可分为两个阶段:即水库低水位期也称为落干期,碳氮等物质会通过降水、地表径流等方式进入水体;在高水位期即蓄水期,消落带表层土壤呈现水体沉积物的性质,可直接与上覆水体进行物质交换<sup>[15-16]</sup>。

**1.1.1 土壤碳氮输移方式** 土壤碳氮主要以可溶

性有机质(DOM)的溶出扩散交换和受侵蚀后颗粒性有机质(POM)的形式输入水库水体。梁俭等<sup>[17]</sup>通过三维荧光光谱等技术对三峡库区消落带释放 DOM 的动态进行研究,发现消落带 DOM 的释放在时间尺度呈现“快速释放-下降-动态平衡的变化”,释放速率和通量计算表明消落带初期作为较大的 DOM 释放源而逐渐转变为源-汇间动态平衡。不同区域消落带释放的 DOM 浓度不尽相同,其芳香性、腐质化程度等地化特征也存在明显差异,以上特征可能造成消落带区域碳氮输入的差异<sup>[18]</sup>。

土壤侵蚀是消落带向水库碳氮输入的另外一种重要方式,可归纳为水力侵蚀和重力侵蚀两种类型。水力侵蚀包括波浪侵蚀和降雨侵蚀,重力侵蚀包括崩塌和滑坡,其中波浪侵蚀和崩塌对消落带土壤的侵蚀作用最为突出<sup>[19]</sup>。波浪侵蚀造成的一次性破坏规模较小,但作用范围广,可使岸坡发生明显后退<sup>[20]</sup>。消落带土壤崩塌是因为土体在持续淹水后,土壤含水量饱和、容重增大、抗剪强度降低,使得土体软化、崩解以至坍塌。波浪侵蚀是消落带库岸侵蚀的主要形式,在长期的波浪侵蚀作用下,崩塌现象更容易发生<sup>[21]</sup>。以三峡库区为例,吴昌广等<sup>[22]</sup>通过修正 RUSLE 模型,估算库区土壤侵蚀速率为 3 185 t/(km<sup>2</sup>·a),库区水土流失面积占库区总面积的 66.79%。Bao 等<sup>[13]</sup>使用侵蚀针技术观察三峡库区土壤侵蚀率的时空变化,估算库区干流土壤侵蚀率约为 9 191 t/(km<sup>2</sup>·a),超过支流土壤侵蚀率的 6 倍以上,并且干流的土壤侵蚀率空间变化比支流显著,高程较低处的土壤侵蚀强度高于高程较高处<sup>[23]</sup>。

**1.1.2 土壤碳氮含量动态变化** 土壤-水界面碳氮物质交换的结果首先反映在土壤碳氮含量变化方面。表 1 列出了部分水库消落带土壤淹水后碳氮含量变化的研究结果,涉及不同淹水时期及不同水位高程土壤碳氮含量。由表 1 数据可以看出,时间尺度上消落带有机质含量均呈现下降趋势。程瑞梅等<sup>[24]</sup>的研究指出三峡库区消落带经长期水位涨落后,土壤有机质(SOM)含量降低达 36.9%~53.3%,且随水位涨落次数的增多,土壤营养物质流失越多<sup>[25-26]</sup>。此外,在空间尺度,研究人员对不同高程间的消落带土壤碳含量进行了比较,结果显示,高程较高的未淹没区土壤有机碳(SOC)含量高于高程较低的淹水-落干区和长期淹没区<sup>[27]</sup>。这一方面是由于表层土壤受侵蚀、冲刷,另一方面缘于淹水加速了 SOM 的分解。王娅傲等<sup>[28]</sup>的结果也证实了这一点,此外她还发现三峡库区 160 m 处消落带土壤 SOM 含量比 150 m 和 170 m 处分别高

61.45%、40.62%,即 SOM 在消落带中部高程区域出现了累积,地形导致的泥沙沉积、干湿交替引起可溶性有机碳(DOC)矿化速率降低可能是造成这种现象的原因<sup>[33]</sup>。以上说明消落带土壤碳含量在时间和空间尺度变化具有一定的一致性。

土壤全氮(TN)主要来源于 SOM,消落带淹水后 SOM 的流失可能导致氮素含量下降。当前已有的研究结果证实,淹水土壤 TN 含量低于未淹水土壤(表 1),且土壤 TN 与 SOM 含量呈极显著正相关<sup>[24]</sup>,说明大量氮可能随土壤 POM 或 DOM 进入水体。此外,周期性淹水还促进消落带土壤的矿化及与上覆水间的无机氮交换。落干期时,土壤有机质矿化、氨氧化等过程使得土壤累积一定含量的无机氮<sup>[34]</sup>;而淹水期的厌氧环境则有利于反硝化作用和无机氮的交换吸附<sup>[35]</sup>。詹艳慧等<sup>[36]</sup>研究了淹水-落干过程铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)在土壤的吸附解吸过程,淹水导致土壤会向上覆水释放更多的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N。消落带周期性淹水造就的有氧-厌氧条件显著促使土壤有机氮矿化和硝化-反硝化及 ANAMMOX 等作用发生耦合,从而加速消落带土壤氮的输移转化<sup>[37]</sup>。

## 1.2 植被碳氮输入

水库消落带区域生长有大面积的一年生或多年生草本植物<sup>[38]</sup>,淹水期时不耐水淹的植物将腐烂分解,向水体释放大量营养物质(图 1)。20 世纪 70 年代,McLachlan<sup>[39]</sup>报道了湖滨带植物淹水后的养分释放问题;80 年代,Chang 和 Wen<sup>[40]</sup>研究发现消落带草本植物腐烂后的养分释放是造成水库建成初期营养元素升高的主要原因之一。近年来,研究表明消落带植被因其耐淹水能力不同,在经历多次水位涨落周期性变化后,逐渐从营养吸收汇变成了营养释放源<sup>[41]</sup>。谭秋霞等<sup>[42]</sup>采集三峡库区消落带草本植物,在室内进行了 200 d 的淹水模拟试验,结果显示几种草本植物浸泡后 DOC 的最大释放量为 50.54 mg/g,而更多碳可能以 POC 形式释放进入水体。

不同于碳,氮释放往往涉及水库水环境的安全。王建超等<sup>[43]</sup>估算植被经 3 个月完全分解后 TN 释放负荷可达 125.2 kg/hm<sup>2</sup>,远超过村落径流污染水平(64.2 kg/hm<sup>2</sup>)<sup>[44]</sup>。Xiao 等<sup>[45]</sup>采用网袋分解法在三峡水库开展的植物野外原位分解试验结果显示,消落带优势植物的 TN 释放负荷为 81.1 kg/hm<sup>2</sup>,也高于三峡库区 TN 非点源污染负荷<sup>[44]</sup>,植物淹水后氮输入总量更是达到 449.87 t,远高于未施肥条件下三峡水库澎溪河流域消落带水稻土氮释放负荷(236.07 t)<sup>[46]</sup>,继而引发学界对于植被氮输入影响水库水环境安全的关注。

表 1 水库消落带土壤碳氮含量变化  
Table 1 The change of soil carbon and nitrogen content in WLFZ

测定指标	采样区域	采样时间	测定方法	含量变化	参考文献
SOM、TN	三峡水库, 宜昌秭归县典型消落带回水区	2008 年、2012 年 8 月(分别经历 0、4 次水位涨落), 155 ~ 175 m 高程土样	重铬酸钾氧化-外加热法、凯氏定氮法	SOM 下降 36.9% ~ 53.3%; TN 下降 12.0% ~ 23.5%	[24]
SOM、TN	三峡水库, 秭归段和巫山段固定监测样地	2008 年、2009 年、2012 年、2015 年 9 月(分别经历 0、1、4、7 次水位涨落), 155 ~ 172 m 高程土样	重铬酸钾氧化-外加热法、凯氏定氮法	SOM 下降 58.4%、40.5%; TN 下降 63.3%、56.1%	[25]
SOM	三峡水库, 秭归段消落带回水区	2008 年、2009 年、2012 年、2014 年、2015 年 9 月(分别经历 0、1、4、6、7 次水位涨落), 145 ~ 185 m 高程土样	重铬酸钾氧化-外加热法	SOM 下降 33.1% ~ 35.8%	[26]
SOC	三峡水库, 秭归县童庄河消落带、香溪河消落带	2011 年 5 月, 145 ~ 175 m 高程土样(淹没区), 175 ~ 185 m 高程土样(未淹没区)	重铬酸钾氧化-稀释热法	淹没区 SOC 含量低于未淹没区(无具体数值)	[27]
SOM、TN	三峡水库, 秭归县茅坪镇杉木溪	2014 年 5 月, 150 ~ 175 m 高程土样(淹没区), 175 ~ 180 m 高程土样(未淹没区)	重铬酸钾氧化-外加热法、凯氏定氮法	淹没区与未淹没区土壤相比 SOM、TN 分别下降 14.55%、20.00%	[28]
TN	三峡水库, 宜昌至重庆上游 600 km 岸线	2008 年 6 月(淹水前)、2009 年 6 月(淹水后), 消落带土样	碳氮元素分析仪	淹水前(1.88 ± 0.19)mg/g; 淹水后(0.93 ± 0.06)mg/g	[29]
TC、TN	漫湾水库, 云南省澜沧江中段	2011 年 6 月, 消落带土样	碳氮元素分析仪	淹没区 TC(1.27 ± 0.37)mg/g, TN (0.06 ± 0.03)mg/g; 未淹没区 TC(1.84 ± 0.61)mg/g, TN (0.13 ± 0.06)mg/g	[30]
SOC	三峡水库, 重庆涪陵区王家沟长江干流开阔河段	2013 年 6 月, 150 ~ 175 m 高程土样(淹没区), 180 ~ 185 m 高程土样(未淹没区)	重铬酸钾容量法	淹没区 SOC 含量高于未淹没区(无具体数值)	[31]
SOM	官厅水库, 延庆县妫水河段消落带	2013 年 5 月, 淹水频繁区、长期出露区土样	重铬酸钾氧化-外加热法、凯氏定氮法	淹水频繁区 SOM 15.74 mg/g, 长期裸露区 SOM 10.12 mg/g	[32]

消落带除土壤和植被的碳氮输入外,还涉及碳酸盐区消落带基岩风化溶解等无机碳输入。因为 DIC 进入水库水体可被水库中的藻类利用固定,进而有学者提出了岩溶区水库可能存在生物碳泵机制引起的岩溶型碳汇,但岩溶碳汇的稳定性一直饱受质疑<sup>[47]</sup>。由此可以明显看出,消落带作为源向水库不断输入碳氮物质(图 1),但是当前的研究仅对消落带土壤碳氮变化量进行描述,且未在空间尺度顾及土壤、植被覆盖、地形等环境异质性,一直以来未从整体上评估消落带土壤向水库输入碳氮物质的年或多年贡献量。

## 2 消落带碳氮物质转化及温室气体排放

土壤和植被碳氮物质以 DOM 或 POM 的形式进入水库,在土壤微生物驱动下经过矿化分解、厌氧还原产甲烷及甲烷氧化等碳循环过程<sup>[48]</sup>,硝化、反硝

化及 ANAMMOX 等氮循环过程,以及反硝化型甲烷厌氧氧化(DAMO)等碳氮耦合循环过程<sup>[49]</sup>,最终,以 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O(氧化亚氮)释放等外在表现和土壤、水库水体、沉积物碳氮组分的改变等内在变化展现出来(图 1)。水库不仅是碳埋藏的热区,而且也是温室气体排放的重要源之一<sup>[50]</sup>。消落带的温室气体排放是估算消落带碳氮净输入通量不可忽略的重要部分,也是评价水库温室气体总、净排放通量,阐明水电或水库的生态效应的重要依据<sup>[51-52]</sup>。

### 2.1 消落带碳氮物质转化

**2.1.1 消落带碳循环相关过程** 消落带土壤、植物受到水位波动的影响,动态干湿交替是影响 SOM 或植物残体分解的主要因素。贾国梅等<sup>[27]</sup>研究发现,消落带 SOC、ROC(易氧化有机碳)、DOC 和 MBC(微生物生物量碳)都低于未淹水区域,而消落区内 DOC

及矿化碳都表现出随高程降低明显增加的趋势,说明淹水导致 DOC 溶出且促进了消落区有机质的矿化,这与稻田淹水后 SOM 的矿化分解过程非常相似<sup>[53]</sup>。近期有学者也发现,消落带活性有机碳与碳水解酶活性呈明显的正相关,即消落带活性有机碳和碳水解酶均随高程降低表现为随之升高<sup>[54]</sup>,以上说明活性有机碳在消落带碳循环中的重要性。

DOC 的溶出伴随碳的氧化和厌氧还原,即最终以 CO<sub>2</sub> 和 CH<sub>4</sub> 的形式排放,其中碳的氧化分解可分为植物的自养呼吸和微生物的异养呼吸,而 CH<sub>4</sub> 的还原一般可通过 CO<sub>2</sub> 和 H<sub>2</sub>(氢气)的直接还原或乙酸途径产生<sup>[55]</sup>。尽管这一循环过程中先由植物从大气固定 CO<sub>2</sub> 后经淹水以 CH<sub>4</sub> 形态排放,但由于 CH<sub>4</sub> 具有更强的温室效应,且水库的反季节调蓄使得植物生长期压缩,从而限制了碳源固定,因此,消落带土壤、植被淹没区被认为是水库温室气体释放的热区<sup>[56]</sup>。

**2.1.2 消落带氮循环相关过程** 消落带氮循环以水体硝酸盐、有机质矿化后硝化驱动,其主要途径以硝酸盐反硝化和水体 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、有机质矿化铵的氨氧化途径构成消落带氮循环的主要过程,同时也涉及硝酸盐的异化还原(DNRA)以及 DAMO 等途径。以上氨氧化和反硝化过程中均有 N<sub>2</sub>O 以副产物的形式排放部分进入大气。研究表明,周期性淹水增强了消落带土壤中氨氧化古菌(AOA)和细菌(AOB)的丰度并呈现一定的多样性<sup>[57]</sup>。周期性淹水带来的硝态氮浓度、DOC、pH、土壤水分等变化随之通过影响反硝化微生物功能群等方式影响反硝化作用<sup>[58]</sup>,而不同消落

带植物区反硝化功能群也有明显区别,禾本科显著促进了 *nirS* 的丰度和 *nirS*、*nirK* 的多样性<sup>[59]</sup>。近期有学者通过同位素示踪结合高通量测序和 DNA 定量,阐明了白洋淀河岸带中氮循环途径贡献,土壤水饱和带以 ANAMMOX 过程主导,而反硝化主导上部土壤水未饱和区,同时古菌和细菌氨氧化耦合 DNRA 促进 ANAMMOX 途径,但并未发现 DAMO 途径的存在<sup>[37]</sup>。叶飞等<sup>[60]</sup>在三峡消落带检测到 DAMO 途径,但未就其途径贡献进行定量计算。

**2.2 消落带温室气体排放**

水电一直被认为是一种“绿色”清洁能源,但近 20 年来大量研究指出筑坝增加了河流碳排放。特别是热带地区水库温室气体排放量巨大,其碳释放量的估算值超过甚至数倍于同等发电量火电厂<sup>[61]</sup>,因此当下评估水库温室气体效应已经成为制定水电能源政策和规划的前提<sup>[62]</sup>。水库中温室气体主要来源于水库沉积物或水体中有机质的分解、水体饱和和无机碳的平衡释放等,而淹没的大面积消落带土壤和植被为温室气体的产生提供了充足原料<sup>[63]</sup>。据估算,三峡消落带 CH<sub>4</sub> 年排放量相当于库区水面排放量的一半<sup>[52]</sup>,可见消落带温室气体排放的重要性。

**2.2.1 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub> 排放** 消落带温室气体排放通量时空差异性较大。从空间来看,由于淹没区域地形和植被不同,水库水面温室气体排放通量有较大差异<sup>[64]</sup>。表 2 中列出了部分水库及消落带区域 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub> 排放通量。Yang 等<sup>[56]</sup>采用静态箱法研究密云水库消落带温室气体排放通量,结果表明,CO<sub>2</sub> 排放通量在敞水

表 2 水库及消落带区域温室气体排放量  
Table 2 Greenhouse gas emissions from reservoirs and WLFZ

温室气体	采样区域	采样时间	排放量(mg/(m <sup>2</sup> ·h))	参考文献
CO <sub>2</sub>	密云水库	2011.11、2012.5、 2012.7—2012.10	723 ± 10(未淹没区), 229 ± 10(淹没区), 114 ± 10(深水区)	[56]
CO <sub>2</sub>	玉渡山水库	2010.5	664.31 (消落带), -7.79 (浅水区)	[66]
CH <sub>4</sub>	三峡水库	2008.7—2008.9	6.7±13.3(消落带), 3.3(水域区)	[51]
CH <sub>4</sub>	密云水库	2011.11、2012.5、 2012.7—2012.10	(-2.7 ± 9.2)×10 <sup>-3</sup> (未淹没区), 2.1 ± 0.4(淹没区) 1.3 ± 0.2(浅水区), 3.1 ± 0.5(深水区)	[65]
CH <sub>4</sub>	玉渡山水库	2009.8	0.87(消落带), 0.46 (浅水区)	[66]
CH <sub>4</sub>	密云水库	2009.6、2009.8、 2009.10、2010.1、2010.5	5.780 ± 8.683(消落带) 0.298 ± 0.313(水域区)	[67]
N <sub>2</sub> O	玉渡山水库	2009.8	3.05(消落带)	[66]
N <sub>2</sub> O	密云水库	2009.6、2009.8、 2009.10、2010.1、2010.5	0.243(消落带)	[68]

注：以上研究采样方法均为静态暗箱法，用气相色谱仪进行气体含量测定。

区<消落带<未淹没区, CH<sub>4</sub> 排放通量则表现为消落带>敞水区>>未淹没区<sup>[65]</sup>, 初步说明消落带在水库温室气体排放中的重要性。Chen 等<sup>[51]</sup>在三峡库区消落带的研究结果也证实消落带 CH<sub>4</sub> 释放通量显著高于水库水面。此外, 消落带内不同高程消落带温室气体排放通量也存在显著差异, 研究表明三峡水库淹水时间较久的低高程消落区 CH<sub>4</sub> 排放量较高, 因为土壤的氧化还原电位随淹水时长增加显著降低, 有利于产甲烷菌的存活和代谢, 从而有利于 CH<sub>4</sub> 的产生<sup>[69]</sup>。

时间尺度上, 底物碳、温度和水位是影响 CO<sub>2</sub> 和 CH<sub>4</sub> 排放的重要因素<sup>[70-71]</sup>。日尺度和月尺度下消落带 CO<sub>2</sub> 排放均表现为温度较高时排放量较高。如密云水库消落带的 CO<sub>2</sub> 排放量高峰出现在中午 12 点 ((433 ± 13) mg/(m<sup>2</sup>·h)) 和 8 月 ((584 ± 11) mg/(m<sup>2</sup>·h))<sup>[56]</sup>。CH<sub>4</sub> 排放受甲烷氧化菌活性依赖温度的影响, 因此也是中午时分消落带排放量较高。除此之外, 消落带 CH<sub>4</sub> 排放的月变化特征主要受水库水位影响, 所以在水库高水位期间消落带 CH<sub>4</sub> 排放量较高<sup>[72]</sup>。

**2.2.2 N<sub>2</sub>O 排放** 水陆交错带包括河岸带、湖滨带和消落带, 硝化、反硝化作用强烈, 该区域 N<sub>2</sub>O 排放通量超过河流、湖泊等水域区域<sup>[73-74]</sup>。水库 N<sub>2</sub>O 的研究大多认为水库水体 N<sub>2</sub>O 过饱和, 通过模型计算具有一定的潜在排放<sup>[75-76]</sup>, 但对库区水域的实测排放通量值却较小<sup>[74,77]</sup>。相应的消落区研究表明, 三峡消落带在植物生长季的 N<sub>2</sub>O 排放通量为(0.031 ± 0.47) mg/(m<sup>2</sup>·h), 基本是水域排放量的百倍<sup>[51, 77]</sup>。李红丽等<sup>[66]</sup>研究结果更是表明, 8 月玉渡山水库消落带 N<sub>2</sub>O 排放通量达到最大为 3.05 mg/(m<sup>2</sup>·h), 显著高于水库浅水区(表 2)。方芳等<sup>[58]</sup>的研究也表明, 较高硝酸盐浓度的农耕区消落带和人工植被恢复区土壤 N<sub>2</sub>O 排放量都较高, 分别为(23.71 ± 31.61)、(6.82 ± 11.68) g/(hm<sup>2</sup>·d)。但应注意的是, N<sub>2</sub>O 交换通量的空间和时间变异性也较大, 不少区域频繁表现为 N<sub>2</sub>O 的汇, 且其机制暂不明晰<sup>[78]</sup>。鉴于较高氮营养水库消落带具有较高的 N<sub>2</sub>O 排放通量, 应考虑将此类消落带 N<sub>2</sub>O 排放纳入水库温室气体效应估算, 同时关注消落带 N<sub>2</sub>O 汇的研究。

### 3 研究展望

现有研究在消落带土壤碳氮含量变化、消落带植被碳氮输入和温室气体排放等方面肯定了消落带对于水库碳氮输移的重要性, 特别是已经初步量化了消落带植被的碳氮物质输移量。尽管如此, 对于消落带

在水库碳氮输移转化方面的贡献、转化机理方面仍存在较多空白, 例如消落带土壤碳氮输入贡献的计算、消落带植被和流域不同尺度植被的碳氮输入量对比, 以及土壤侵蚀监测和温室气体通量观测等方面还亟待加强。针对水库在河流碳氮输移转化过程中的作用, 今后的研究应结合现有研究成果与实践经验, 从消落带对水库碳埋藏和温室气体排放的贡献等几个方面展开:

1) 在明确消落带土壤、植物碳氮输入量的基础上, 借助土壤、陆地维管植物和藻类三端元的 δ<sup>13</sup>C 同位素特征和木质素的化学及抗降解特性构建三端混合模型, 评价当前水库消落带碳氮输移的贡献比重及对水库水体碳氮组成改变的影响。借助遥感影像等手段, 进一步厘清水库修建前后, 影响河流-水库碳氮输入主要区域河岸带(建坝前)和消落带(建坝后)的物质输存量。评估建库前后, 河岸带/消落带土壤/植被变化在河流-水库碳氮输移转化中的作用, 准确评估消落带碳氮的总输入量, 服务于河流筑坝过程的生态评价。

2) 消落带土壤及基岩侵蚀可能是水库碳氮输入的又一大来源, 然而目前对其总输入量、沉积物碳埋藏中的贡献量及对水库水体碳氮组分的影响还知之甚少, 以至于很难评价、判断其对河流碳氮输移的影响。土壤侵蚀监测为土壤侵蚀计算提供了基础数据, 但目前区域及全球尺度下消落带土壤侵蚀的数据资料非常有限, 更加凸显快速化、高精度化土壤侵蚀监测和测量技术的重要性。除基础高清遥感影像、摄影测量、光电侵蚀针等技术之外<sup>[13, 79]</sup>, 激光雷达(LiDAR)技术集激光、全球定位系统、惯性导航系统于一身, 能快速、精确获取地面三维信息, 利用该技术获取的图像能直接和明确地识别、绘制土壤侵蚀过程, 便于更加高效、准确估算土壤侵蚀面积、侵蚀速率及碳氮物质输入通量<sup>[80]</sup>。今后应加大对消落带土壤及碳酸盐类岸基的侵蚀监测, 构建 LiDAR 应用分析平台, 将该技术与传统土壤侵蚀监测技术、原位侵蚀试验相结合, 共同研究土壤侵蚀强度。明确消落带土壤侵蚀对水库碳氮输移的贡献量, 可为消落带生态重建提供基础数据支撑。

3) 鉴于水库温室气体排放的时空异质性, 通过模型估算和当前手段的实测数据无法满足对水库温室气体的准确量化, 因此应考虑建立水库水域-消落带的原位碳氮循环相关气体的监测系统, 明确消落带温室气体排放通量在水库温室气体通量中占比。在明确温室气体通量及排放规律的基础上, 探究消落带温室



气体排放的同位素特征及其相关的微生物学机制(如 ANAMMOX、反硝化、DAMO 等), 清楚掌握水库消落带的碳氮物质循环通量-机制过程, 为更全面地评估水库的温室效应提供强有力的数据支撑和保障。

### 参考文献:

- [1] Cole J J, Prairie Y T, Caraco N F, et al. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget[J]. *Ecosystems*, 2007, 10(1): 172–185.
- [2] Battin T J, Luysaert S, Kaplan L A, et al. The boundless carbon cycle[J]. *Nature Geoscience*, 2009, 2(9): 598–600.
- [3] Drake T W, Raymond P A, Spencer R G M. Terrestrial carbon inputs to inland waters: A current synthesis of estimates and uncertainty[J]. *Limnology and Oceanography Letters*, 2018, 3(3): 132–142.
- [4] Gruber N, Galloway J N. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle[J]. *Nature*, 2008, 451(7176): 293–296.
- [5] 毛战坡, 王雨春, 彭文启, 等. 筑坝对河流生态系统影响研究进展[J]. *水科学进展*, 2005, 16(1): 134–140.
- [6] Mendonça R, Müller R A, Clow D, et al. Organic carbon burial in global lakes and reservoirs[J]. *Nature Communications*, 2017, 8(1): 1694.
- [7] Li G, Wang X T, Yang Z F, et al. Dam-triggered organic carbon sequestration makes the Changjiang (Yangtze) river basin (China) a significant carbon sink[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2015, 120(1): 39–53.
- [8] Maavara T, Lauerwald R, Regnier P, et al. Global perturbation of organic carbon cycling by river damming[J]. *Nature Communications*, 2017, 8: 15347.
- [9] Blair N E, Aller R C. The fate of terrestrial organic carbon in the marine environment[J]. *Annual Review of Marine Science*, 2012, 4: 401–423.
- [10] Syvitski J P M, Vörösmarty C J, Kettner A J, et al. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean[J]. *Science*, 2005, 308(5720): 376–380.
- [11] Han Q, Wang B L, Liu C Q, et al. Carbon biogeochemical cycle is enhanced by damming in a karst river[J]. *The Science of the Total Environment*, 2018, 616/617: 1181–1189.
- [12] Bao Y H, Gao P, He X B. The water-level fluctuation zone of Three Gorges Reservoir—A unique geomorphological unit[J]. *Earth-Science Reviews*, 2015, 150:14–24.
- [13] Bao Y H, He X B, Wen A B, et al. Dynamic changes of soil erosion in a typical disturbance zone of China's Three Gorges Reservoir[J]. *Catena*, 2018, 169:128–139.
- [14] Tranvik L J, Downing J A, Cotner J B, et al. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate[J]. *Limnology and Oceanography*, 2009, 54(6part2): 2298–2314.
- [15] 崔磊, 郝芳华, 许嘉琳, 等. 水库蓄水初期库底土壤对水质影响的模拟实验研究[J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2003, 39(5): 688–693.
- [16] Ye F, Ma M H, Wu S J, et al. Soil properties and distribution in the riparian zone: the effects of fluctuations in water and anthropogenic disturbances[J]. *European Journal of Soil Science*, 2019, 70(3): 664–673.
- [17] 梁俭, 江韬, 卢松, 等. 淹水条件下三峡库区典型消落带土壤释放 DOM 的光谱特征:紫外-可见吸收光谱[J]. *环境科学*, 2016, 37(7): 2496–2505.
- [18] 高洁, 江韬, 李璐璐, 等. 三峡库区消落带土壤中溶解性有机质(DOM)吸收及荧光光谱特征[J]. *环境科学*, 2015, 36(1): 151–162.
- [19] 鲍玉海, 贺秀斌. 三峡水库消落带土壤侵蚀问题初步探讨[J]. *水土保持研究*, 2011, 18(6): 190–195.
- [20] 蔡耀军, 郭麒麟, 余永志. 水库诱发岸坡失稳的机理及其预测[J]. *湖北地矿*, 2002, 16(4): 4–8.
- [21] Bao Y H, Tang Q, He X B, et al. Soil erosion in the riparian zone of the Three Gorges Reservoir, China[J]. *Hydrology Research*, 2015, 46(2): 212–221.
- [22] 吴昌广, 吕华丽, 周志翔, 等. 三峡库区土壤侵蚀空间分布特征[J]. *中国水土保持科学*, 2012, 10(3): 15–21.
- [23] Su X L, Nilsson C, Pilotto F, et al. Soil erosion and deposition in the new shorelines of the Three Gorges Reservoir[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 599/600: 1485–1492.
- [24] 程瑞梅, 刘泽彬, 肖文发, 等. 三峡库区典型消落带土壤化学性质变化[J]. *林业科学*, 2017, 53(2): 19–25.
- [25] 简尊吉, 裴顺祥, 郭泉水, 等. 三峡水库峡谷地貌区消落带土壤氮磷钾, 有机质含量和 pH 的时空动态[J]. *应用生态学报*, 2017, 28(9): 2778–2786.
- [26] 郭燕, 程瑞梅, 肖文发, 等. 三峡库区消落带土壤化学性质年际变化特征[J]. *林业科学*, 2019, 55(4): 22–30.
- [27] 贾国梅, 牛俊涛, 席颖. 三峡库区消落带湿地土壤有机碳及其组分特征[J]. *土壤*, 2015, 47(5): 926–931.
- [28] 王娅傲, 陈芳清, 张森, 等. 三峡库区水位消涨对杉木溪消落带土壤性质的影响[J]. *水生态学杂志*, 2016, 37(3): 56–61.
- [29] Ye C, Li S Y, Yang Y Y, et al. Advancing analysis of spatio-temporal variations of soil nutrients in the water level fluctuation zone of China's Three Gorges reservoir using self-organizing map[J]. *PLoS One*, 2015, 10(3): e0121210.
- [30] Zhao Q H, Liu S L, Deng L, et al. Soil degradation associated with water-level fluctuations in the Manwan Reservoir, Lancang River Basin[J]. *Catena*, 2014, 113: 226–235.
- [31] 王莲阁, 高岩红, 丁长欢, 等. 三峡库区典型消落带土壤有机碳分布特征[J]. *西南大学学报*, 2015, 37(3): 120–124.
- [32] 宫兆宁, 李洪, 阿多, 等. 官厅水库消落带土壤有机质空间分布特征[J]. *生态学报*, 2017, 37(24): 8336–8347.
- [33] 刘兴华, 章海波, 李远, 等. 黄河三角洲滩涂一湿地—旱地土壤团聚体有机质组分变化规律[J]. *土壤学报*, 2019, 56(2): 374–385.

- [34] 何立平, 刘丹, 于志国, 等. 三峡库区干支流落干期消落带土壤可转化态氮含量及分布特征[J]. 环境科学, 2016, 37(3): 950–954.
- [35] 王书伟, 颜晓元, 单军, 等. 利用膜进样质谱法测定不同氮肥用量下反硝化氮素损失[J]. 土壤, 2018, 50(4): 664–673.
- [36] 詹艳慧, 王里奥, 焦艳静. 三峡库区消落带土壤氮素吸附释放规律[J]. 重庆大学学报(自然科学版), 2006, 29(8): 10–13.
- [37] Wang S Y, Wang W D, Zhao S Y, et al. Anammox and denitrification separately dominate microbial N-loss in water saturated and unsaturated soils horizons of riparian zones[J]. *Water Research*, 2019, 162:139–150.
- [38] 郭燕, 杨邵, 沈雅飞, 等. 三峡水库消落带现存植物自然分布特征与群落物种多样性研究[J]. 生态学报, 2019, 39(12): 4255–4265.
- [39] McLachlan S M. The rate of nutrient release from grass and dung following immersion in lake water[J]. *Hydrobiologia*, 1971, 37(3/4): 521–530.
- [40] Chang S P, Wen C G. Changes in water quality in the newly impounded subtropical feitsui reservoir, Taiwan[J]. *Journal of the American Water Resources Association*, 1997, 33(2): 343–357.
- [41] Lu J, Faggotter S J, Bunn S E, et al. Macrophyte beds in a subtropical reservoir shifted from a nutrient sink to a source after drying then rewetting[J]. *Freshwater Biology*, 2017, 62(5): 854–867.
- [42] 谭秋霞, 朱波, 花可可. 三峡库区消落带典型草本植物淹水浸泡后可溶性有机碳的释放特征[J]. 环境科学, 2013, 34(8): 3043–3048.
- [43] 王建超, 朱波, 汪涛, 等. 三峡库区典型消落带草本植物氮磷养分浸泡释放实验[J]. 环境科学, 2012, 33(4): 1144–1151.
- [44] Zhu B, Wang Z H, Wang T, et al. Non-point-source nitrogen and phosphorus loadings from a small watershed in the Three Gorges Reservoir area[J]. *Journal of Mountain Science*, 2012, 9(1): 10–15.
- [45] Xiao L W, Zhu B, Nsenga Kumwimba M, et al. Plant soaking decomposition as well as nitrogen and phosphorous release in the water-level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 592: 527–534.
- [46] 林玉海, 王楠, 赵秀兰, 等. 三峡库区澎溪河流域消落区土壤氮磷释放研究[J]. 水土保持学报, 2010, 24(2): 131–134, 140.
- [47] 刘再华. 岩石风化碳汇研究的最新进展和展望[J]. 科学通报, 2012, 57(2): 95–102.
- [48] Bodaly R A, Beaty K G, Hendzel L H, et al. Peer reviewed: Experimenting with hydroelectric reservoirs[J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(18): 346A–352A.
- [49] 沈李东, 胡宝兰, 郑平. 甲烷厌氧氧化微生物的研究进展[J]. 土壤学报, 2011, 48(3): 619–628.
- [50] Deemer B R, Harrison J A, Li S Y, et al. Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: A new global synthesis[J]. *BioScience*, 2016, 66(11): 949–964.
- [51] Chen H, Wu Y Y, Yuan X Z, et al. Methane emissions from newly created marshes in the drawdown area of the Three Gorges Reservoir[J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2009, 114(D18): D18301.
- [52] Yang L, Lu F, Wang X K, et al. Surface methane emissions from different land use types during various water levels in three major drawdown areas of the Three Gorges Reservoir[J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2012, 117(D10): D10109.
- [53] 李忠佩, 张桃林, 陈碧云. 可溶性有机碳的含量动态及其与土壤有机碳矿化的关系[J]. 土壤学报, 2004, 41(4): 544–552.
- [54] Zhang D D, Wu J J, Yang F, et al. Linkages between soil organic carbon fractions and carbon-hydrolyzing enzyme activities across riparian zones in the Three Gorges of China[J]. *Scientific Reports*, 2020, 10: 8433.
- [55] 张广斌, 马静, 徐华, 等. 稻田甲烷产生途径研究进展[J]. 土壤, 2011, 43(1): 6–11.
- [56] Yang M, Grace J, Geng X M, et al. Carbon dioxide emissions from the littoral zone of a Chinese reservoir[J]. *Water*, 2017, 9(7): 539.
- [57] 郭佳, 蒋先军, 周雪, 等. 三峡库区消落带周期性淹水–落干对硝化微生物生态过程的影响[J]. 微生物学报, 2016, 56(6): 983–999.
- [58] 方芳, 孙志伟, 高红涛, 等. 三峡库区消落带土壤 N<sub>2</sub>O 排放及反硝化研究[J]. 长江流域资源与环境, 2014, 23(2): 287–293.
- [59] Ye C, Cheng X L, Zhang K R, et al. Hydrologic pulsing affects denitrification rates and denitrifier communities in a revegetated riparian ecotone[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, 115:137–147.
- [60] 叶飞, 吴胜军, 姜毅, 等. 人类活动对三峡消落带土壤亚硝酸盐型甲烷厌氧氧化菌群落的影响[J]. 环境科学学报, 2018, 38(08): 3266–3277.
- [61] Fearnside P M, Pueyo S. Greenhouse-gas emissions from tropical dams[J]. *Nature Climate Change*, 2012, 2(6): 382–384.
- [62] Barros N, Cole J J, Tranvik L J, et al. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude[J]. *Nature Geoscience*, 2011, 4(9): 593–596.
- [63] Borges A V, Darchambeau F, Teodoru C R, et al. Globally significant greenhouse-gas emissions from African inland waters[J]. *Nature Geoscience*, 2015, 8(8): 637–642.
- [64] Teodoru C R, Prairie Y T, del Giorgio P A. Spatial heterogeneity of surface CO<sub>2</sub> fluxes in a newly created Eastmain-1 reservoir in northern Quebec, Canada[J]. *Ecosystems*, 2011, 14(1): 28–46.
- [65] Yang M, Geng X M, Grace J, et al. Spatial and seasonal CH<sub>4</sub> flux in the littoral zone of Miyun Reservoir near Beijing: The effects of water level and its fluctuation[J]. *PLoS One*, 2014, 9(4): e94275.
- [66] 李红丽, 杨萌, 张明祥, 等. 玉渡山水库生长季温室气体排放特征及其影响因素[J]. 生态学杂志, 2012, 31(2): 406–412.



- [67] 杨萌, 李红丽, 雷霆, 等. 北京密云水库甲烷排放通量时空特征及其影响因素研究[J]. 湿地科学, 2011, 9(2): 191–197.
- [68] Li H L, Yang M, Lei T, et al. Nitrous oxide emission from the littoral zones of the Miyun Reservoir near Beijing, China[J]. Hydrology Research, 2015, 46(5): 811.
- [69] 柴雪思, 郝庆菊, 黄哲, 等. 三峡库区典型消落带 CH<sub>4</sub> 排放的变化特征及影响因素[J]. 环境科学, 2017, 38(10): 4370–4379.
- [70] Lloyd J, Taylor J A. On the temperature dependence of soil respiration[J]. Functional Ecology, 1994, 8(3): 315.
- [71] Metcalfe D B, Fisher R A, Wardle D A. Plant communities as drivers of soil respiration: pathways, mechanisms, and significance for global change[J]. Biogeosciences, 2011, 8(8): 2047–2061.
- [72] 廖秋实. 三峡水库典型消落区生态系统不同高程 CH<sub>4</sub> 排放研究[D]. 重庆: 西南大学, 2013.
- [73] Wang H J, Wang W D, Yin C Q, et al. Littoral zones as the “hotspots” of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emission in a hyper-eutrophic lake in China[J]. Atmospheric Environment, 2006, 40(28): 5522–5527.
- [74] Huttunen J T, Juutinen S, Alm J, et al. Nitrous oxide flux to the atmosphere from the littoral zone of a boreal lake[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2003, 108(D14): 4421.
- [75] Liang X, Xing T, Li J X, et al. Control of the hydraulic load on nitrous oxide emissions from cascade reservoirs[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53(20): 11745–11754.
- [76] Liu X L, Li S L, Wang Z L, et al. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions from a mesotrophic reservoir on the Wujiang River, southwest China[J]. Acta Geochimica, 2017, 36(4): 667–679.
- [77] Zhao Y, Wu B F, Zeng Y. Spatial and temporal patterns of greenhouse gas emissions from Three Gorges Reservoir of China[J]. Biogeosciences, 2013, 10(2): 1219–1230.
- [78] Hao Q J, Chen S J, Ni X, et al. Methane and nitrous oxide emissions from the drawdown areas of the Three Gorges Reservoir[J]. Science of the Total Environment, 2019, 660: 567–576.
- [79] 马力, 卜兆宏, 梁文广, 等. 基于 USLE 原理和 3S 技术的水土流失定量监测方法及其应用研究[J]. 土壤学报, 2019, 56(3): 602–614.
- [80] Croke J, Todd P, Thompson C, et al. The use of multi temporal LiDAR to assess basin-scale erosion and deposition following the catastrophic January 2011 Lockyer flood, SE Queensland, Australia[J]. Geomorphology, 2013, 184:111–126.