

# 湖泊沉积有机碳埋藏效率及其影响要素研究进展

郝盛吞，周爱锋，张晓楠，吴 铎，尹丽颖

兰州大学 资源环境学院，兰州 730000

**摘要：**湖泊是地球上重要的碳库之一，湖泊有机碳埋藏效率决定湖泊碳源 - 汇的转换关系，因而在湖泊碳及全球碳循环中的作用越来越受到人们的重视。本文综述了物理、化学、生物及人类活动对湖泊碳埋藏效率的影响，并探讨了湖泊碳储量和碳循环对湖泊碳埋藏效率变化的响应。目前湖泊有机碳埋藏效率的研究还存在区域研究有限、影响因子少等问题，缺乏系统性，多限于观测，对机制机理的理解比较薄弱。今后的研究可以从以下几个方面加强：（1）不同区域不同环境条件下碳埋藏效率的差异性研究；（2）在全球气候变暖大背景下，探讨碳埋藏效率对增温的响应及碳埋藏效率发生变化后如何反馈于气候变化；（3）定量分析碳埋藏效率的整个地球、物理、化学和生物过程，建立相关的模型。

**关键词：**碳埋藏效率；碳循环；有机地球化学；气候变暖；碳库

## Progress of research on the burial efficiency of organic carbon and its influencing factors in lacustrine sediments

HAO Shengtun, ZHOU Aifeng, ZHANG Xiaonan, WU Duo, YIN Liying

College of Earth Environmental Sciences, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China

**Abstract:** *Background, aim, and scope* Lake ecosystem is one of the most significant carbon pools on the earth. In recent years, burial carbon efficiency of lakes plays a key role in global carbon cycle, which has been paid more and more attention. In this paper, we summarized the physical, chemical, biological, and anthropogenic factors that affect buried carbon efficiency of lakes. Accordingly, we explored carbon stock and carbon cycle of lakes in response to the burial efficiency of organic carbon. **Materials and methods** A comparative study of the carbon burial efficiency in lacustrine sediments from different regions of the world has been conducted in the collection, screening and sorting of published literatures, covering a number of research cases and obtaining the conclusions of series. **Results** The results show that the impact on organic carbon burial efficiency mainly includes the following aspects. The effect of atmospheric temperature on lake organic carbon burial efficiency varies with time and place. It is now widely accepted that as the temperature of the atmosphere increases, the decomposition rate of organic carbon is accelerated and the release of CO<sub>2</sub> from the lake to the atmosphere increases. However, There are regional differences that the regularity of the organic carbon mineralization rate increases with increasing

---

收稿日期：2016-12-16；录用日期：2017-03-14

**Received Date:** 2016-12-16; **Accepted Date:** 2017-03-14

**基金项目：**国家自然科学基金项目（41271221）

**Foundation Item:** National Natural Science Foundation of China (41271221)

**通信作者：**周爱锋，E-mail: zhouaf@lzu.edu.cn

**Corresponding Author:** ZHOU Aifeng, E-mail: zhouaf@lzu.edu.cn

**引用格式：**郝盛吞,周爱锋,张晓楠,等. 2017. 湖泊沉积有机碳埋藏效率及其影响要素研究进展 [J]. 地球环境学报, 8(4): 292–306.

**Citation:** Hao S T, Zhou A F, Zhang X N, et al. 2017. Progress of research on the burial efficiency of organic carbon and its influencing factors in lacustrine sediments [J]. *Journal of Earth Environment*, 8(4): 292–306.

temperature. The variation of precipitation variability and intensity, the climate areas such as humid areas and arid and semi-arid areas have noticeable effects on the organic carbon storage of lacustrine sediments. As the variability and intensity of precipitation increase, organic carbon dissolved from land to aquatic ecosystems will increase. Compared with lakes in wet areas of eastern China, especially shallow lakes, the amount of organic carbon in lakes is much larger in arid and semiarid regions. The physical and chemical factors influencing the organic carbon burial efficiency of lakes mainly include lake water type, organic carbon source and content, oxygen penetration depth, dissolved oxygen concentration in bottom water, oxygen exposure time and lake nutrient status. The carbon burial efficiency of lacustrine is affected by the organic carbon source. In many lakes, the respiration from the input of dissolved organic carbon (DOC) is stronger than that from the buried organic carbon in the lake. Relatively short oxygen exposure times and high levels of terrestrial organic matter contribute to organic carbon burial, while relatively long oxygen exposure times and low levels of endogenous organic matter accelerate mineralization of organic matter and thus hinder organic carbon burial. On the one hand, the burial efficiency of organic carbon is related to the depth of dissolved oxygen and oxygen, and the less oxygen in the bottom water is, the more favorable is the storage of organic carbon, the higher the organic carbon burial efficiency, the organic carbon burial efficiency and the organic matter source and sediment oxygen exposure time is closely related to the exposure time with the increase in a linear downward trend. Biological factors on the organic carbon burial efficiency mainly include types of organisms in the lake, lake basins within the vegetation coverage. As the biomass of lake increases, the organic matter content of photosynthesis increases, and the deposition rate of organic carbon in lakes will be accelerated. However, organic carbon will be decomposed and mineralized by microbe during in the process of deposition. The burial efficiency of organic carbon is not necessarily increased. Human activities include land use change, non-point pollution of farmland in lake basins, intensive agricultural development, the development of tourism in the surrounding area of lakes, the rise of urbanization. All human activities carried out in the lake and its catchment areas due to human needs have implications for the burial of organic carbon in lakes. The change of land use patterns has been considered as one of the most important human activities. **Discussion** The organic carbon in lacustrine is related to the research of physics, chemistry and biology. It belongs to the popular component of climate change, and there is a close relation among them. Among the many influencing factors, climatic factors have significantly influence on the organic carbon sequestration efficiency of lacustrine sediments. The impact of human activities on the organic carbon burial of lakes is becoming more and more increasingly, and the ways of impacts are diversified. With the urbanization of lakes and the rise of tourism, the change of land use pattern has a dramatically impact on the organic carbon burial of lakes. **Conclusions** In this paper, the factors influencing the organic carbon burial efficiency of lakes are reviewed, which is of great significance to the study of lake carbon cycle and its role in global climate change. Nevertheless, the extent of the impact of how much, the specific impact of the process mechanism and what kind of human action should be taken are not further investigated. **Recommendations and perspectives** There have been problems with limited regional, seldom impact factors, and with lacking of systematically, more limited to observation, and the understanding of mechanism in the study of burial efficiency of organic carbon. Further research can be strengthened from the following several aspects: (1) Carbon burial efficiency of different research should be carried out under different environmental conditions and regions. (2) Under the background of global warming, exploring carbon burial efficiency in response to warming and how its variation feedback to the climate change. (3) Quantitative analysis of buried carbon efficiency of the whole earth's physical and chemical biological process should be carried out, to establish relevant models. (4) How is the impact of human activities on the organic carbon burial effects of lakes? Can human beings take appropriate measures to sequester and store carbon emissions from human activities, depending on the size of carbon burial?

**Key words:** carbon burial efficiency; carbon cycle; organic geochemistry; global warming; carbon pool

## 1 全球不同类型湖泊沉积物有机碳埋藏储量的时空特征

湖泊是地球上具有多种独特功能的生态系统，是地球表层系统各圈层相互作用的联结点与桥梁，是陆地水圈的重要组成部分，与生物圈、大气圈、岩石圈等关系密切，具有调节区域气候、维持区域生态系统平衡和繁衍生物多样性的特殊功能。由于其相对封闭性和静水特征，湖泊沉积物具有连续、稳定的沉积特点，具有储存信息量大、时间分辨率高和地理覆盖面广的优势（吉磊，1995）。湖泊仅占地球表面积的2%，但其沉积物作为碳储存汇在全球碳循环中的作用越来越重要（Sobek et al, 2009）。而在目前以国际地圈生物圈计划（IGBP）、国际人文因素计划（IHDP）、世界气候研究计划（WCRP）和生物多样性计划（DIVERSITES）为核心的全球范围内广泛开展的全球变化研究中，碳循环的研究是主要焦点之一（IPCC, 2014）。湖泊沉积物是全球碳的重要源与汇，在碳循环中起重要作用，而有机碳在沉积物中占有相当份额，在全球碳循环中扮演重要角色，湖泊沉积物储存着大量的陆地有机碳，根据 Downing et al (1993) 计算，直接贮存在湖泊中的生物体有机碳大约为  $0.036 \text{ Gt C} \cdot \text{a}^{-1}$  ( $1 \text{ Gt} = 10^9 \text{ t}$ )，另以可溶性有机碳（DOC）沉积率为30%计，有  $0.015 \text{ Gt C} \cdot \text{a}^{-1}$  沉积在湖泊中，故全球范围内总有机碳（TOC）则有  $0.051 \text{ Gt C} \cdot \text{a}^{-1}$  滞留在湖泊中，其中  $0.035 \text{ Gt C} \cdot \text{a}^{-1}$  是来源于大气  $\text{CO}_2$ 。湖泊中储存的有机碳除部分被微生物所降解，其余绝大部分都能很好的保存在湖盆中，成为陆地碳汇的重要组成部分。在过去全球有机碳埋藏的研究中，对湖泊沉积物的关注要远少于海洋沉积物（Burdige, 2007; Sobek et al, 2011），但其作为全球碳收支的一个重要组成部分，已在全球范围内得到研究者的认可和关注（Tranvik et al, 2009）。Sobek et al (2014) 提出了碳埋藏效率的概念，将碳埋藏效率定义为有机碳埋藏量与其沉积总量之比，从新的角度将其与湖泊碳循环联系起来，本文中的湖泊碳循环是指自然界中的碳通过大气、河流、土壤以及生物等陆地各环境要素的传送作用输往湖泊生态系统中，经过一定时期的生物地球化学过程，使得碳固定与碳释放发生变化，这种碳流的变化使得整个湖泊生态系统达到一种动态平衡。

国内外学者利用湖泊沉积物中有机碳含量的变化对世界各地多个区域的湖泊进行了研究，并取得了一定的成果。Wang et al (2015) 综合利用中国 82

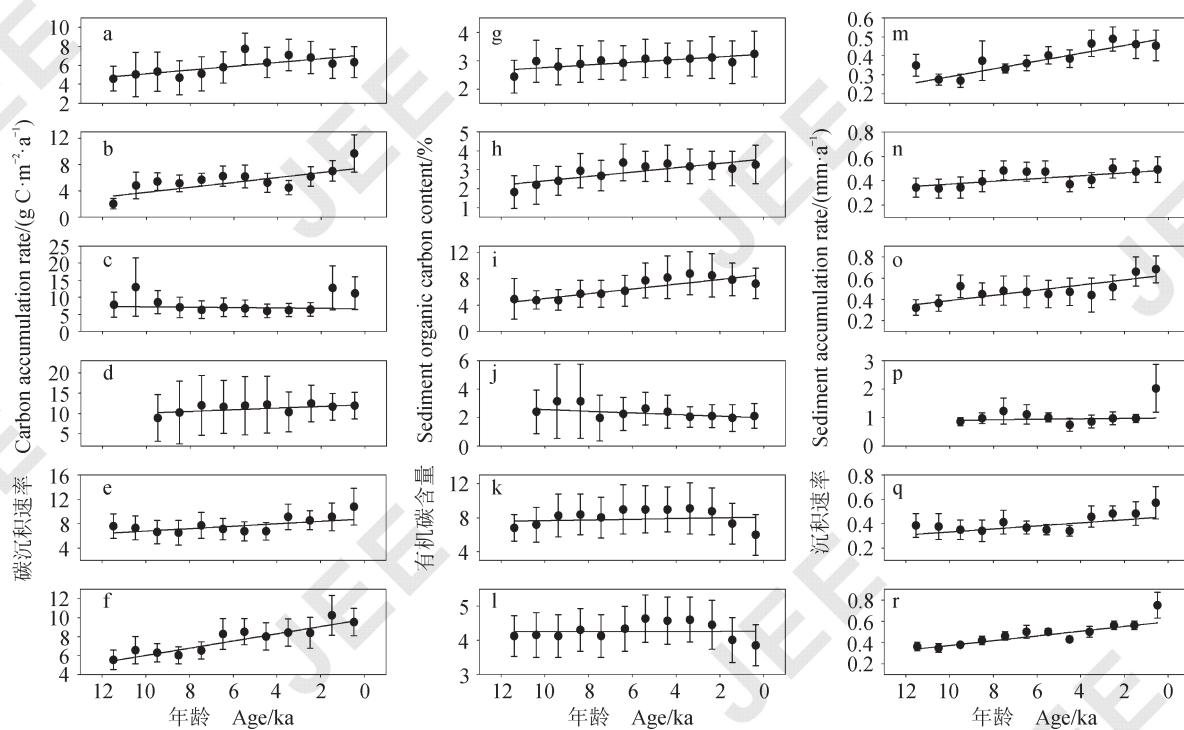
个湖泊的沉积速率和58个湖泊的碳沉积速率，将这些湖泊分为青藏高原湖区（TB）、蒙新高原湖区（MX）、云贵高原湖区（YG）、亚热带东部平原湖区（EP）、中国东北部湖区（NEC）五个区域，揭示了这些湖泊以及每个湖区 12 ka BP 以来长时间尺度沉积的控制因素和碳沉积动力。研究结果表明，中国的沉积速率（SAR）、碳沉积速率（CAR）含量有很大增加，这主要是因为青藏高原湖区（TB）、蒙新高原湖区（MX）、云贵高原湖区（YG）的湖泊在过去的 12 ka BP 里的沉积速率（SAR）和碳沉积速率（CAR）有了很大的增长，而在中晚全新世期间的增长速度相对较快。亚热带东部平原湖区（EP）沉积速率（SAR）、碳沉积速率（CAR）和中国东北部湖区（NEC）的碳沉积速率（CAR）在全新世期间没有明显的增长趋势。中国东北部湖区（NEC）的湖泊在早全新世期间具有相对较高的碳沉积速率，这是因为早全新世时期人类活动强度的增加和早全新世时的暖湿气候，从而使该湖区的大多数湖泊具有较高的沉积速率。12 ka BP 以来碳沉积速率整体呈增加趋势，并且在过去几千年沉积速率达到峰值，这与土地利用变化所导致的陆源有机物质的输入相对应。全新世以来中国湖泊沉积速率（SAR）和碳沉积速率（CAR）的均值分别为  $0.47 \pm 0.05 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$  和  $7.7 \pm 1.4 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ，这分别与寒带和温带地区沉积速率的预测相当。中国东部亚热带平原地区的湖泊沉积速率（SAR）( $1.05 \pm 0.28 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ ) 高于其他地区的沉积速率 ( $P < 0.05$ )，但碳沉积速率（CAR）在区域之间并没有明显的变化（图1）。

国外关于湖泊碳埋藏的研究主要集中于西伯利亚及北极、亚北极地区，主要探讨碳埋藏与气候变化之间的关系，研究人类活动对碳埋藏的影响（表1）。

学者们在湖泊有机碳埋藏储量与气候变化关系方面都有自己的见解，并在如何科学地评估二者之间反馈关系方面还存在争论，湖泊有巨大的碳储存功能，并且可以用湖泊有机碳埋藏效率来表征碳汇能力的大小，湖泊碳埋藏效率越高越有利于碳汇的形成，吸纳大气  $\text{CO}_2$  的能力越强，降温效果越明显。目前湖泊生态环境变化和人类活动对湖泊的影响已受到广泛关注，但对由此引起的湖泊碳埋藏效率的变化及其对全球气候变化的影响仍缺乏充分的认识，有关湖泊碳埋藏效率对全球气候变化响应与双向反馈的研究也有待加强。

湖泊碳循环的核心科学问题之一是弄清区域碳源-汇格局, 因此探讨有机碳埋藏效率的高低对碳汇的贡献有多大, 对深入解析有机碳的迁移转换机制, 阐明湖泊碳循环有重要的意义。本文总结了近年来湖泊碳埋藏效率的研究进展, 并从物理、

生物地球化学及人为的角度探讨了湖泊有机碳埋藏效率及其对碳循环的影响, 并在此基础上就湖泊碳循环的关键问题进行了系统分析和综述, 以期为后续研究提供一些借鉴, 同时也为相关人士从整体上把握湖泊碳循环的研究提供参考。



每千年尺度上的碳沉积速率变化, 其中: a. 青藏高原湖区 (TB) ( $y=7.41-0.20x$ ;  $r=0.75$ ;  $P=0.005$ ) ; b. 蒙新高原湖区 (MX) ( $y=7.77-0.37x$ ;  $r=0.74$ ;  $P=0.01$ ) ; c. 东北部湖区 (NEC) ( $y=8.52-0.07x$ ;  $r=0.09$ ;  $P=0.77$ ) ; d. 亚热带东部平原湖区 (EP) ( $y=12.50-0.20x$ ;  $r=0.58$ ;  $P=0.08$ ) ; e. 云贵高原湖区 (YG) ( $y=9.34-0.26x$ ;  $r=0.72$ ;  $P=0.01$ ) ; f. 中国湖泊总的含量变化 ( $y=9.95-0.38x$ ;  $r=0.92$ ;  $P<0.0001$ ) 。

Temporal variation patterns of carbon accumulation rate at 1000-year bins of lakes in (a) Qinghai-Tibetan Plateau ( $y=7.41-0.20x$ ;  $r=0.75$ ;  $P=0.005$ ); (b) Mongolia-Xinjiang Plateau ( $y=7.77-0.37x$ ;  $r=0.74$ ;  $P=0.01$ ); (c) Northeast China ( $y=8.52-0.07x$ ;  $r=0.09$ ;  $P=0.77$ ); (d) East Plain of sub-tropical China ( $y=12.50-0.20x$ ;  $r=0.58$ ;  $P=0.08$ ); (e) Yun-nan-Guizhou Plateau ( $y=9.34-0.26x$ ;  $r=0.72$ ;  $P=0.01$ ); and (f) The whole China ( $y=9.95-0.38x$ ;  $r=0.92$ ;  $P<0.0001$ ). Error bars are standard error (S.E.) of the mean.

每千年尺度上的有机碳含量的变化, 其中: g. 青藏高原湖区 (TB) ( $y=3.01-0.04x$ ;  $r=0.66$ ;  $P=0.02$ ) ; h. 蒙新高原湖区 (MX) ( $y=0.50-0.01x$ ;  $r=0.69$ ;  $P=0.01$ ) ; i. 东北部湖区 (NEC) ( $y=0.63-0.23x$ ;  $r=0.79$ ;  $P=0.002$ ) ; j. 亚热带东部平原湖区 (EP) ( $y=1.30-0.05x$ ;  $r=0.41$ ;  $P=0.25$ ) ; k. 云贵高原湖区 (YG) ( $y=0.49-0.02x$ ;  $r=0.71$ ;  $P=0.09$ ) ; l. 中国湖泊总的含量变化 ( $y=4.29-0.002x$ ;  $r=0.03$ ;  $P=0.92$ ) 。

Temporal variation patterns of sediment organic carbon content at 1000-year bins of lakes in (g) Qinghai-Tibetan Plateau ( $y=3.01-0.04x$ ;  $r=0.66$ ;  $P=0.02$ ); (h) Mongolia-Xinjiang Plateau ( $y=0.50-0.01x$ ;  $r=0.69$ ;  $P=0.01$ ); (i) Northeast China ( $y=0.63-0.23x$ ;  $r=0.79$ ;  $P=0.002$ ); (j) East Plain of subtropical China ( $y=1.30-0.05x$ ;  $r=0.41$ ;  $P=0.25$ ); (k) Yun-nan-Guizhou Plateau ( $y=0.49-0.02x$ ;  $r=0.71$ ;  $P=0.09$ ); and (l) The whole China ( $y=4.29-0.002x$ ;  $r=0.03$ ;  $P=0.92$ ) . Error bars are S.E. of the mean.

每千年尺度上的湖泊沉积速率的变化, 其中: m. 青藏高原湖区 (TB) ( $y=0.49-0.02x$ ;  $r=0.87$ ;  $P=0.0002$ ) ; n. 蒙新高原湖区 (MX) ( $y=0.49-0.01x$ ;  $r=0.69$ ;  $P=0.01$ ) ; o. 东北部湖区 (NEC) ( $y=0.63-0.02x$ ;  $r=0.79$ ;  $P=0.002$ ) ; p. 亚热带东部平原湖区 (EP) ( $y=1.30-0.049x$ ;  $r=0.41$ ;  $P=0.25$ ) ; q. 云贵高原湖区 (YG) ( $y=0.49-0.15x$ ;  $r=0.71$ ;  $P=0.01$ ) ; r. 中国湖泊总的含量变化 ( $y=0.64-0.03x$ ;  $r=0.88$ ;  $P=0.0002$ ) 。

Temporal variation patterns of sediment accumulation rate at 1000-year bins of lakes in (m) Qinghai-Tibetan Plateau ( $y=0.49-0.02x$ ;  $r=0.87$ ;  $P=0.0002$ ); (n) Mongolia-Xinjiang Plateau ( $y=0.49-0.01x$ ;  $r=0.69$ ;  $P=0.01$ ); (o) Northeast China ( $y=0.63-0.02x$ ;  $r=0.79$ ;  $P=0.002$ ); (p) East Plain of subtropical China ( $y=1.30-0.049x$ ;  $r=0.41$ ;  $P=0.25$ ); (q) Yun-nan-Guizhou Plateau ( $y=0.49-0.15x$ ;  $r=0.71$ ;  $P=0.01$ ); and (r) The whole China ( $y=0.64-0.03x$ ;  $r=0.88$ ;  $P=0.0002$ ) . Error bars are S.E. of the mean.

图1 每千年尺度上的碳沉积速率、有机碳含量、湖泊沉积速率的变化 (Wang et al., 2015)

Fig.1 Temporal variation patterns of carbon accumulation rate, sediment organic carbon content, sediment accumulation rate at 1000-year bins of lakes (Wang et al., 2015)

表1 国外关于湖泊碳埋藏的研究  
Tab.1 Study on carbon burial in lakes abroad

湖泊及区域 Lakes and regions	时间尺度 Time scale	研究内容 Research content	参考文献 References
明尼苏达州境内湖泊 Lakes in Minnesota	1850—2000	人类活动与碳埋藏 Human activities and carbon burial	Anderson et al, 2013, 2014
Lake Alchichica	2003—2007	湖泊的形态、类型及所处的地理区域不同与碳埋藏 Lake morphology, type and geographical location in different carbon burial	Alcocer et al, 2014
北极及亚北极湖泊 Arctic and subarctic lakes	全新世 Holocene epoch	碳埋藏与气候变暖的正反馈作用 Carbon burial and positive feedback of climate warming	Zimov et al, 2006; Walter et al, 2007; Schuur et al, 2009; Schuur et al, 2015; Finlay et al, 2015
西伯利亚的热岩溶湖泊 Thermokarst lakes of Siberia	全新世 Holocene epoch	碳埋藏与气候的负反馈作用 Carbon burial and negative feedback of climate	Anthony et al, 2014

## 2 影响因子分析

湖泊是连接大气圈、生物圈、水圈以及岩石圈的重要支点，任何圈层碳循环发生变化都会导致湖泊及其周围流域产生一定的响应，甚至这种响应又会在合适的时间、地点反馈于这些圈层。目前有机碳埋藏效率的影响因素主要有气候、湖泊特征、生物和人类活动等。

### 2.1 气候因素对有机碳埋藏效率的影响

气候因素极大的影响着湖泊沉积物有机碳埋藏效率。有机碳经过复杂的地质过程被搬运并沉积到湖泊中之后，受多种因素的影响，无法完全被保存。气候因子则在此过程中占主导地位。一方面，湖泊及其流域植被类型和生物量受气候因子的控制，从而影响有机碳的输入；另一方面，气候因子通过改变湖泊流域降水量和湖水温度，抑制或增强微生物对有机碳的分解和转化，即通过影响沉积物的呼吸作用，决定湖泊有机碳的埋藏效率。

#### 2.1.1 有机碳埋藏效率对温度变化的响应

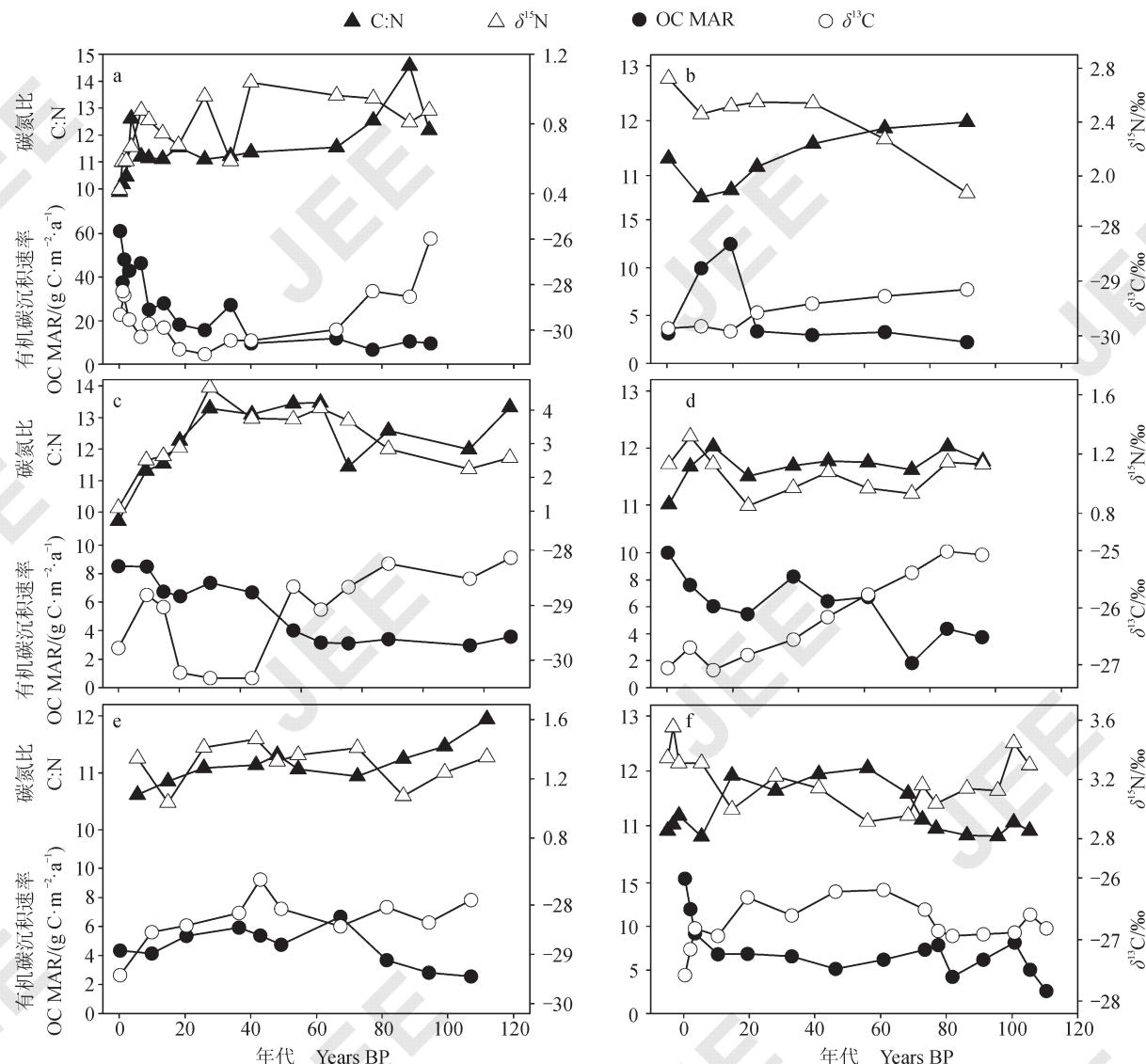
大气温度对湖泊有机碳埋藏效率的影响因时因地而不同。目前被广泛接受的观点是，随大气温度升高，有机碳分解速度加快，湖泊向大气释放的CO<sub>2</sub>增加。通过生态系统的气候操作实验计算亚北极天然的泥炭地CO<sub>2</sub>的呼吸速率及其碳同位素组成，计算结果显示在春季温度每升高1℃，

生态系统的呼吸速率平均加速了大约60%，而在夏季为52%，由此得出气候变暖使得泥炭沉积物呼吸作用加强，CO<sub>2</sub>排放量增加的结论，这种温室气体反过来又加速了气候变暖的程度，从而形成了碳循环与气候变化的正反馈过程（Dorrepael et al, 2009）。瑞典北部湖泊沉积物中有机碳的矿化作用与温度有很强的正相关关系，并且指出湖水温度越高，矿化作用越强，有机碳埋藏越少，且提出研究假设：瑞典北部湖泊在现行条件不变的情况下，温度升高之后，未来输送到湖泊沉积物的有机碳将会减少年度有机碳埋藏量的4%—27%（0.9—6.4 Tg C·a<sup>-1</sup>），在20世纪末期全球气候变暖的大背景下，沉积物有机碳的矿化作用强烈依赖于温度，使得北部湖泊有机碳埋藏量明显减少，进而伴随着湖泊温室气体排放量的增加（Gudasz et al, 2010）。

但是近年来的研究发现，湖泊有机碳矿化速率随温度的增加而增加存在一定区域性，Sobek et al (2014) 通过对比的方法得出冬季温度对极地湖泊有机碳储存影响很小的结论。原因在于极地大陆气候区域的湖泊，常年处于低温的环境，湖泊流域内的植被和土壤发育不良，进而影响陆源有机碳向湖泊的输送（图2）。巴西热带淡水生态系统总氮、叶绿素和盐度是影响热带沉积物有机碳矿化作用的重要控制因子而并不是温度起主要作用（Cardoso et al, 2014）。对于有机质组成

及其来源差别很大的两种不同类型的湖泊沉积物而言, 有机碳矿化速率对于温度的敏感系数随时间的变化大致相同 (Gudasz et al., 2015), 说明温

度并不是控制碳埋藏效率的主控因素, 湖泊水生环境的物理化学特征以及沉积物与湖水之间的交换作用在很大程度上控制着有机碳的矿化速率。



a—d 位于康克鲁斯瓦格以西的凯利维尔, 湖泊 e—f 位于康克鲁斯瓦格的冰缘周围。

a—d are situated in the Kellyville area west of Kangerlussuaq, and lakes e—f are located close to the ice margin east of Kangerlussuaq.

图2 有机碳沉积速率、碳氮原子比率、碳同位素、氮同位素与各个沉积层年龄的关系图 (Sobek et al., 2014)

Fig.2 Mass accumulation rates (MAR) of organic carbon (OC), the C:N ratio,  $\delta^{13}\text{C}$ , and  $\delta^{15}\text{N}$  plotted against the age of individual sediment layers, as derived from the  $^{210}\text{Pb}$  chronology of each lake (Sobek et al., 2014)

从机制上看, 研究者对于温度是如何影响湖泊碳埋藏效率的观点不一, 温度的高低一方面直接影响细菌的产出率, 从而使得细菌对沉积物中

有机碳的分解作用发生变化, 进而影响矿化作用速率和有机碳埋藏效率, 另一方面影响湖泊的生物初级生产力, 进而影响有机碳储存。此外, 在

温度梯度变化不大的地理区域，比如在经度地带性区域，就应该充分考虑水分等其他地理因素对有机碳埋藏效率的影响。

### 2.1.2 降水对有机碳埋藏效率的影响

降水不仅影响湖泊水量，同时还通过对土壤的淋溶作用影响湖泊有机碳的积累。土壤有机碳含量随降水增加及年均温降低而呈上升趋势（Burke et al, 1989；范永刚等, 2008）。降水变率和强度增加，从陆地到水生生态系统溶解的有机碳就会增加（Peterson et al, 2002；Porcal et al, 2009）。与中国东部湿润区的湖泊特别是浅湖相比，干旱半干旱区湖泊的有机碳埋藏量要大得多（Dong et al, 2012）；即使东部湿润区由于湖泊富营养化自身的生产力提高，但是暖湿气候会加剧有机碳的分解与迁移。地表温度和降水增加会导致陆地生态系统

有机碳的产量增加，从而加速土壤碳向水生生态系统的转移（Lapierre et al, 2015）。气候变化在时间和空间上决定着湖泊的碳沉积（Wang et al, 2012），从而验证了前人关于欧洲北部湖泊的研究，沉积物和碳累积量的大小与气候密切相关，随温度、降水增强而增强（Bennion et al, 2001；Dapples et al, 2002；Kastowski et al, 2011）。这说明不同地区，大气降水对湖泊沉积物中有机碳含量的影响是不同的。湖水能量与湖泊及其流域面积的大小不一，有机碳的埋藏量也不相同。从湖岸到湖心，随着水深逐渐增大，水动力条件逐渐变弱，浅水弱动力条件使细粒物质难以沉降，因而在该位置有机碳的含量通常比较低，相反，深水弱动力条件有利于细颗粒物沉降与埋藏，而且物理扰动较小，有机碳的存储量相对稳定（表2）。

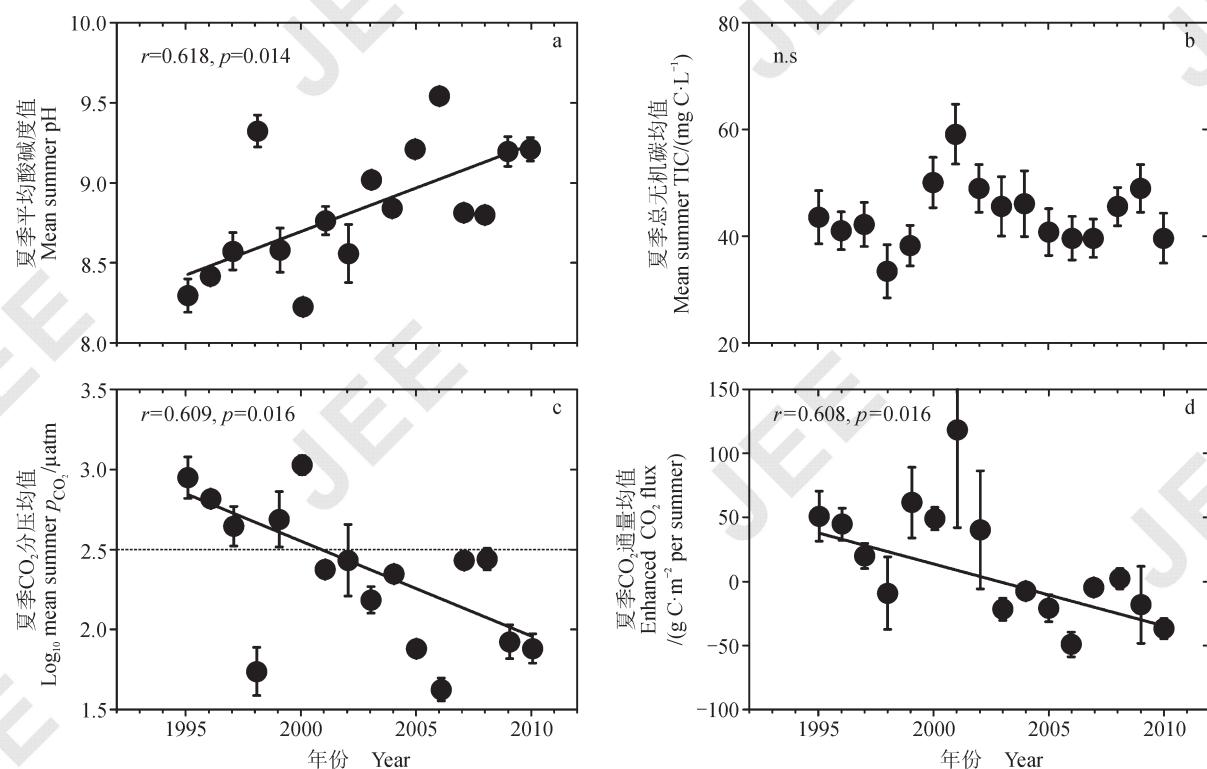
表2 湖泊表面沉积物有机碳含量、碳氮原子比（ $C_{org}/N_{total}$ ）和有机碳同位素（ $\delta^{13}C_{org}$ ）与湖泊水深对比关系表  
数据来源于东非维多利亚湖（Victoria, Talbot and Lærdal, 2000）和内华达州皮拉米德湖（Pyramid, Tenzer et al, 1997）  
Tab.2 Surface-sediment organic carbon concentrations, atomic  $C_{org}/N_{total}$  ratios, and  $\delta^{13}C_{org}$  values (PDB) that reflect differences in delivery of organic matter with increasing distance from shore in Lake Victoria, East Africa (Talbot and Lærdal, 2000), and with greater water depth in Pyramid Lake, Nevada (Summarized from Tenzer et al, 1997)

	Sampe location	TOC/%	C/N(atomic)	$\delta^{13}C_{org}/\text{‰}$
Lake Victoria	Swampy margin	35.9	16.4	-20.6
	100 m offshore	38.6	17.5	-20.5
	200 m offshore	31.2	12.3	-20.5
	300 m offshore	27.6	16.1	-20.6
	400 m offshore	12.1	11.6	-19.6
Pyramid Lake	20 m depth	0.6	6.7	-24.9
	30 m depth	0.9	9.4	-24.9
	40 m depth	1.3	7.4	-24.5
	50 m depth	1.6	10.8	-26.4
	60 m depth	2.2	9.8	-26.1
	70 m depth	2.5	9.3	-27.9
	90 m depth	2.9	9.1	-27.5
	100 m depth	3.6	8.7	-27.8

### 2.2 湖泊理化性质与有机碳埋藏效率的响应

影响湖泊有机碳埋藏效率的理化因素主要包括湖泊水体类型，有机碳来源与含量、氧气的渗透深度、底层水中的溶解氧浓度、氧气曝露时间的长短以及湖泊的营养状况等，这些理化因素都会影响埋藏量与沉积总量。湖泊的水体类型、大小和数量

对有机碳含量的大小会产生一定的影响（Downing et al, 2006；McDonald et al, 2012）。湖水 pH 的变化会影响湖泊碳的积累，Finlay et al (2015) 发现过去二十年北美中部硬水湖泊年平均 pH 的升高，增强了硬水湖中  $CO_2$  的化学吸收，由此得出变暖会增强硬水湖泊  $CO_2$  吸收的结论（图3）。



a图表示表层湖水pH随时间的变化; b图为总无机碳(TIC)含量在1995—2010年的时间变化;c图为对数转化后CO<sub>2</sub>分压随时间的变化特征;所有时间序列均为未加权平均值( $n=6$ )。2000年7月下旬至9月缺乏样本。大气的平均CO<sub>2</sub>分压 $p_{CO_2}$ (370 μatm)在c图中用水平虚线表示。

a. Surface water pH; b. Total inorganic carbon (TIC) concentration; c.  $\log_{10}$  partial pressure of  $CO_2$ ; d. Chemically enhanced flux of  $CO_2$ . All time series are unweighted means and s.e.m. ( $n=6$ ). Samples lack during late July to September in 2000. Mean  $p_{CO_2}$  of the atmosphere (370  $\mu\text{atm}$ ) is indicated in c with a horizontal dashed line.

图3 加拿大中部六个硬水湖的夏季pH和CO<sub>2</sub>通量的时间变化图(Finlay et al., 2015)

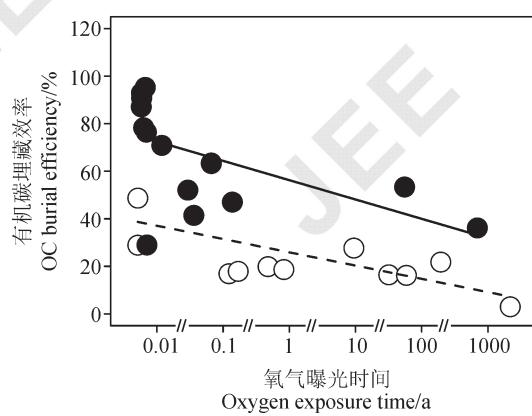
Fig.3 Temporal changes in summer pH and  $CO_2$  flux in six hardwater lakes of central Canada (Finlay et al, 2015)

湖泊水体的类型及水域面积的大小在一定区域范围内影响沉积物有机碳的含量。美国本土湖泊和水库的有机碳埋藏量与水体的类型、大小和数量有很强的相关性(Clown et al, 2015)。湖泊沉积物有机碳来源有内源和外源之分,内源有机碳主要是指水体生物通过光合作用产生的内生有机质,外源有机质主要通过外力作用如风力流水侵蚀,地表地下径流的方式从陆地输往湖泊的陆源有机质。湖泊碳埋藏效率受有机碳来源的影响,在许多湖泊中,外源溶解有机碳的输入所产生的呼吸作用要比湖泊内源埋藏的有机碳所产生的呼吸作用强。这一发现具有三方面的重要意义。首先外源有机碳的输入说明产生的有机质来源于陆地生态系统即陆源有机碳,并且认为流入河流和湖泊的有机碳是区域碳收支平衡的一个重要组成部分;其次是在新有机碳向老有机碳转化的过程中湖泊陆源有机碳的呼吸作用

代表的是一个单向反应;再次,许多异养型湖泊自身呈负NCP(net community production)值,P:R(ratios of photosynthesis to respiration)的值小于1(Urban et al, 2005)。研究发现相对短的氧气曝光时间和高含量的陆生有机质有助于有机碳埋藏,而相对长的氧气曝光时间和低含量的内生有机质则会加速有机质矿化从而阻碍有机碳埋藏(Sobek et al, 2009)。有机碳埋藏效率一方面与溶解氧气、氧气的渗透深度有关,底层水氧气越少,越有利于有机碳的储存,有机碳埋藏效率越高(Sobek et al, 2014);另一方面有机碳埋藏效率与有机质来源及沉积物氧气曝光时间密切相关,随曝光时间的增加呈线性下降趋势(图4)。

Sobek et al (2011)研究了位于约旦境内的加利利海湖,对同一湖泊不同位置的有机碳埋藏效率进行对比分析,发现与不同位置的湖泊沉积物

相比,加里利海湖沉积物差异较大,在湖泊最深处,相比于其他有机质来源为藻类植物和接收短的氧气曝光时间的沉积物而言其有机碳埋藏效率要高,从而论证了这一研究假设:与氧气的曝光时间及矿物颗粒的属性特征相比,有机碳来源是影响加里利海湖有机碳埋藏效率高低的主要控制因子。通常来讲,富营养化湖泊由于营养的富集促使藻类和大量水生植物的生长,因此内生有机质含量很高(Dean and Gorham, 1998);富营养型湖泊使得湖水界面的CO<sub>2</sub>交换不均衡,湖泊初级生产力异常增高,进而使得该类型湖泊成为大气CO<sub>2</sub>源,并且提出:如果向贫营养型湖泊输入一定量的碳与溶解有机碳,湖泊的营养状况会发生颠倒(Pacheco et al, 2014)。长期处于深水缺氧环境中的贫营养型热带湖泊Alchichica湖,最终可能都倾向于颗粒有机碳的累积与储存(Alcocer et al, 2014; Clow et al, 2015)。



空心圆圈表示内源沉积物;实心圆圈表示陆源沉积物。实线为陆源沉积物(实心圆)的线性回归,OCBE = 61.2-16.7 × log(OET); R<sup>2</sup> = 0.81; p < 0.0001; n = 14,虚线为海洋沉积物有机碳埋藏效率与氧气曝光时间的回归关系(Hartnett et al (1998))。

Open circles represent sites receiving sediment from mainly autochthonous sources; closed circles represent sites receiving sediment from mainly allochthonous sources. The solid line shows the linear regression for mainly allochthonous sediments (closed circles), excluding KI-IN (see Discussion): OCBE = 61.2-16.7 × log(OET); R<sup>2</sup> = 0.81; p < 0.0001; n = 14. The dashed line gives the relationship for marine sediments according to Hartnett et al (1998).

图4 27个不同湖泊沉积物的有机碳埋藏效率(OCBE)与氧气曝光时间(OET)的关系曲线(Sobek et al, 2009)

Fig.4 Plot of oxygen exposure time against OC burial efficiency for the 27 different lake sediments  
(Sobek et al, 2009)

此外,沉积物中颗粒大小及矿物的属性特征对

有机碳埋藏效率也有很重要的影响,碎屑沉积物中的粒子可以稀释或者冲淡有机碳埋藏量,与此同时,CaCO<sub>3</sub>的分解也会使湖泊沉积物有机碳的含量增加,有机碳含量与沉积物粒径有直接关系,随粒径的减小而增加(Thompson and Eglington, 1978)。但是Meyers(2003)发现北美五大湖形成之初即劳伦冰盖融化形成的冰湖湖泊中的黏土颗粒所含的有机质含量要比近现代五大湖有机质的含量要低,Meyers认为冰川融水携带大量的细颗粒到冰缘湖泊中,使湖水混浊度以及沉积速率增加,一方面影响透光区藻类产生的有机质,沉积物中的有机质减少;另一方面湖水沉积速率增加,冰湖中大量的黏土颗粒稀释有机质的含量。再者,在深海沉积物中,矿物颗粒表面积对有机质的物理保护性吸附是深海有机碳储存的一个重要原因(Kell et al, 1994; Rothman and Forney, 2007),但是Sobek et al (2009)认为矿物颗粒的保护性吸附对湖泊沉积物有机碳的埋藏作用不大。河流的物理侵蚀作用、硅酸盐的化学风化作用是海洋沉积物有机碳埋藏效率的重要控制因子。沉积物的属性特征控制着有机碳的输出状况。沉积盆地(Bengal fan)的有机碳在搬运、沉积到海洋的过程当中,70%—85%的有机碳都是近代有机质,这对于大气CO<sub>2</sub>来说,其充当着净碳汇的角色(Galy et al, 2007)。究其原因,Galy等讨论并提出假设:在孟加拉湾,由于喜马拉雅山具有独特的地理环境,生态系统高侵蚀率、高沉积速率及低氧化利用率使得有机碳埋藏效率始终维持在一个极端的水平,加之活跃的造山运动加剧了物理侵蚀的程度,提高了有机碳埋藏量,降低了大气中CO<sub>2</sub>的含量,因此在地质学时间尺度上对气候产生负反馈效应,缓解大气变暖。河流的物理侵蚀控制着生物圈中颗粒有机碳的输出效率,影响沉积物的累积速率及有机碳的埋藏效率,因此,物理侵蚀在生物圈有机碳搬运方面发挥着重要的作用(Hilton et al 2012; Galy et al, 2015)。北方高纬度土壤的侵蚀,生物圈中颗粒有机碳经过河流的搬运然后输送到海洋中沉积,这一系列地质过程说明极地有机碳的侵蚀可以作为一种CO<sub>2</sub>汇埋藏在海洋中(Hilton et al, 2015)。

除此之外,湖沼学家、生物地球化学家利用有机地球化学指标对湖泊有机碳埋藏效率做过一些研究,比如沉积物有机碳浓度和沉积速率的大小、碳酸盐含量的多寡、沉积物中碳氮

同位素的高低等都会影响有机碳埋藏效率。碳同位素交换反应使碳酸盐富集<sup>13</sup>C, 总的来说,<sup>13</sup>C富集在碳的高价化合物中, 该反应可以判断湖泊有机质含量的高低及湖泊初级生产力状况, 因此也可以作为湖泊有机碳埋藏效率高低的一种替代性指标。

### 2.3 生物因素

湖泊有机碳储存作为一种重要的碳汇在全球范围内已得到科学家广泛认可, 但关于导致这种有机碳储存的生物因子的研究人们仍知之甚少。生物因素对湖泊有机碳埋藏效率的影响主要包括湖泊中生物的类型, 湖泊流域范围内植被的覆盖率。关于湖泊微生物的数量及其对有机碳的分解速率、降解速度和矿化作用的研究一直以来被视为湖泊碳循环的重要环节。湖泊生物量提高, 光合作用产生有机质含量随之增加, 同时湖泊有机碳的沉积速率就会加快, 但是有机碳在沉积过程中和沉积后都会受到微生物的分解与矿化, 有机碳埋藏效率不一定增加 (Sobek et al, 2009)。在无氧条件下, 利用厌氧菌的代谢, 使湖泊中的有机物转变成简单有机物和无机物的处理过程, 有机物的厌氧分解过程分为两个阶段, 产酸阶段: 异养厌氧菌把存在于湖水中的复杂有机物转化成水分子有机物(如有机酸, 醇类等)和CO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S等无机物; 产气阶段: 甲烷菌将小分子有机物分解成甲烷和CO<sub>2</sub>、H<sub>2</sub>O等厌氧分解过程。因此如果湖泊中的厌氧菌增多, 有机碳就有可能被分解变成无机物, 有机碳埋藏效率减小。有机碳埋藏受湖泊中生物分馏作用的影响, 光合作用时, 植物组织优先吸收<sup>12</sup>CO<sub>2</sub>, 有机物富集<sup>12</sup>C, 而空气则富集<sup>13</sup>C。浮游植物会优先吸收<sup>12</sup>C制造有机质, 与溶解的无机碳相比, 其<sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C比值要轻2% (O'Leary, 1988)。如果湖泊游离二氧化碳减少, 藻类植物就会利用溶解的无机碳作为碳源, 而无机碳是优先富集<sup>13</sup>C的, 所以藻类植物的<sup>δ</sup><sup>13</sup>C值就会增加。反硝化作用是反硝化细菌在缺氧的条件下, 还原硝酸盐, 释放分子态氮或N<sub>2</sub>O的过程。在反硝化作用的过程中随着硝酸根的降低, 残余硝酸根的<sup>δ</sup><sup>15</sup>N值就会增加。<sup>δ</sup><sup>15</sup>N值增加, 说明湖泊中硝酸盐的输入量增加, 主要来源于土壤淋洗和人类污水的排放 (Teranes and Bernasconi, 2000)。从而导致土壤碳的横向迁移, 进而影响湖泊沉积物有机碳埋藏。另一种解释是湖水底部处于极度

缺氧的条件, 溶解的无机氮的反硝化作用加强使得<sup>δ</sup><sup>15</sup>N值增加。<sup>δ</sup><sup>13</sup>C值增加是由于沉积物中的有机碳通过微生物的降解使得有机碳中的<sup>12</sup>C优先消耗掉, 第三种解释是北极地区周围湖泊生产力提高, 无机化合物成为水生植物的二氧化碳源, 由于同位素分馏效应, 无机化合物优先富集<sup>δ</sup><sup>13</sup>C。

### 2.4 人类活动

前人研究的湖泊碳循环几乎很少考虑人为因素引起的土壤侵蚀和营养元素输出的变化, 人为因素变化后湖泊富营养化的响应研究尚属空白。近年来, 关于北极地区对人为的全球变化过程诸如全球变暖、大气污染物的沉降以及土地覆盖变化的响应研究越来越多 (Post et al, 2009; Callaghan et al, 2010)。由于人类需要而在湖泊及其流域范围上进行的一切人类活动对湖泊有机碳的埋藏都有影响。而土地利用方式的转变, 一直被认为是对湖泊有机碳影响最大的人类活动之一。在19世纪初期, 五大湖流域森林用地向农业用地转化使得土壤侵蚀加强, 土壤淋洗释放更多的营养盐, 导致湖泊氮磷营养元素富集, 五大湖藻类有机质的生产量增加 (Schelske et al, 1998)。农村面源污染是出现最早, 持续时间最长的一种污染方式, 湖泊流域内农田的面源污染影响其有机碳的含量及其营养化的程度。近年来, 随着农村地区经济作物的大量种植, 农药和化肥使用量逐步增加, 它们随着地表水、地下水进入到湖体中, 给湖泊环境造成严重的威胁。研究表明农田施肥以后营养元素随地表径流输入湖泊, 致使其初级生产力增加, 也是导致湖泊有机碳储量增加的一个重要原因 (Van Oost et al, 2007)。湖泊碳储存量增加在于毁林开荒, 农业集约化发展, 土壤碳的横向迁移与储存使得湖泊碳埋藏增加; 湖泊周边旅游业兴起如基础设施的建设, 生活垃圾的排放等产生的旅游业污染也会对湖泊生态系统产生影响 (Quinton et al, 2010)。人为原因即土地利用的变化而非气候因子控制明尼苏达州116个小型湖泊有机碳的储存, 北部森林生态区的OCAR(Organic carbon accumulation rates)均值在1950年后趋于平缓甚至略微下降趋势的原因在于明尼苏达州大都市区的扩展、城市化的兴起农业用地大都被出售或者细分成居民区, 从而使得水质下降, 湖泊生产力降低, 进而得出研究结论: 自1850年欧洲移民开发以来有机碳的埋

藏量增加的原因不是自然因素而可能是土地利用方式发生变化使得水质下降，湖泊生产力降低，

进而使得有机碳埋藏发生变化（Anderson et al, 2013）（图5）。

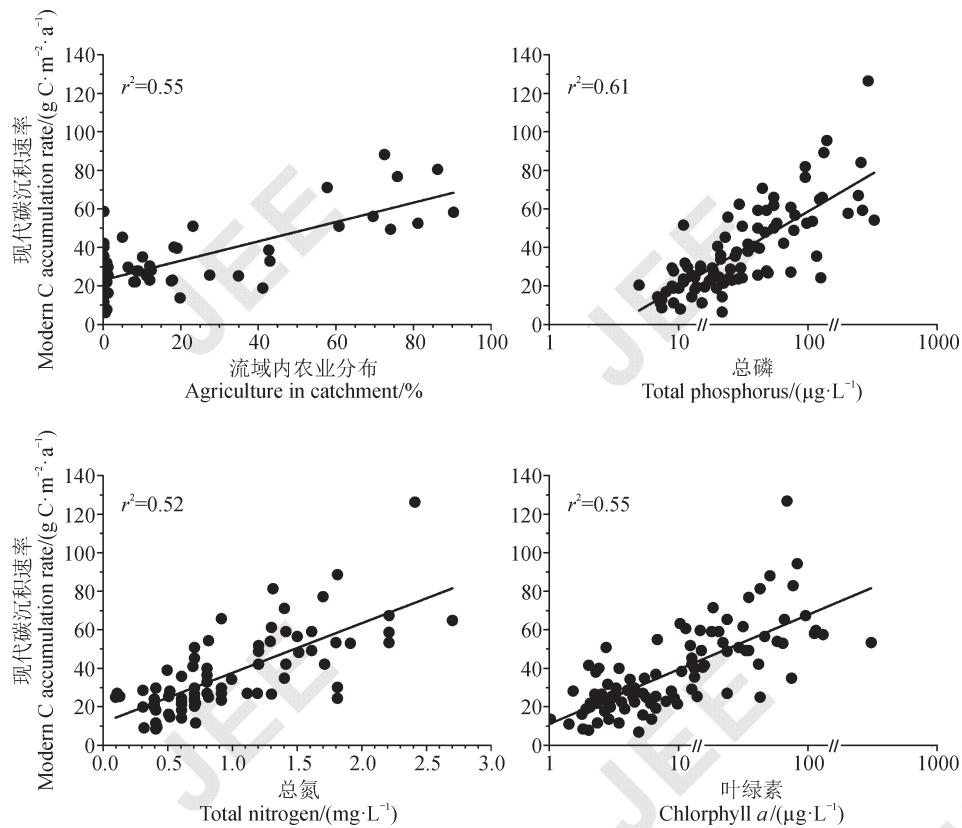


图5 现代碳沉积速率与湖沼学变量（总磷、总氮、叶绿素与流域农业土地利用百分比，其中样品数量分别为97、94、95和52）之间的关系图（Anderson et al, 2013）

Fig.5 Relationships between contemporary C accumulation rates and selected limnological variables (total phosphorus, total nitrogen and chlorophyll *a*;  $n=97, 74$  (after three extreme outliers being removed) and 95) and percentage agricultural land-use in catchment ( $n=52$ ) (Anderson et al, 2013)

森林用地变成农业用地，土壤垃圾以及土壤淋洗产生的氮磷营养元素输送到湖泊中，生物量增加，城市扩张、人口增加，工业迅速发展等加速湖泊的富营养化。Finlay et al (2013)为了弄清人类活动对湖泊新陈代谢的影响，进一步验证湖泊营养状况以及氮元素对磷元素富集的响应，选取了12个湖泊作为研究对象，实验结果表明湖泊磷元素的富集提高了其新陈代谢功能同时使得氮元素含量减少。通过古湖沼学的方法发现美国爱荷华州一系列湖泊有机碳埋藏量随着研究区域农业集约化程度的加强而增加，由于人类活动加强，湖泊富营养化程度加深，湖泊外源和内生有机碳含量提高，从而导致有机碳埋藏量增加。此外，针对欧洲湖泊平均有机碳埋藏率时间变化对人为富营养化的

响应，目前还没有明确的原因解释（Heathcote and Downing, 2012）。Anderson et al (2014)利用欧洲90个湖泊的汇编数据，确定其有机碳埋藏率在过去100—150 a是提高的，研究结果表明，欧洲的中营养化到富营养化湖泊有机碳埋藏效率反映了磷的有效性，并大大高于以前人们所认为的碳埋藏率，这对湖泊区域碳截留的估计产生了明显影响，并且指出人为因素造成湖泊富营养化是有机碳埋藏率提高的主要原因。中国湖泊的碳沉积与碳埋藏的动态变化与人类活动紧密相关，湖泊碳沉积速率(CAR)呈增长趋势，在3—1 ka BP时期达到峰值，这可能是强烈的人类活动所造成的。湖泊碳储存在空间上存在差异性，温暖湿润地区碳积累量更高；在过去的几千年里，碳储存由于人类活动的增强增

长较快 (Wang et al, 2015)。

### 3 未来环境变化下的有机碳埋藏速率预测及与全球碳循环的关系

寻找湖泊有机碳埋藏效率与碳循环之间的研究已成为科学界研究的热点问题, 碳循环的碳源汇格局影响着湖泊有机碳埋藏效率, 湖泊有机碳埋藏效率的高低反馈于碳循环, 二者的相互作用机制制约着未来气候变化的方向和强度。众多学者在北极以及亚北极地区进行过类似的研究, 涉及西伯利亚永久冻黄土、北极苔原带、阿拉斯加等研究区域。Schuur et al (2009) 和 Walter et al (2007) 的研究结果表明, 在末次冰消期, 气候变暖使得永久冻土融化, 形成热融喀斯特湖, 永久冻土长期存储的碳释放出来, 加上微生物的分解, 湖泊向大气释放大量的甲烷和二氧化碳等温室气体, 这反过来又加剧气候变暖的程度。西伯利亚永久冻黄土含有大量的有机碳 (大概有 450 Gt, 超过了现有大气一半的质量) 在解冻时迅速分解并且对大气变暖产生正反馈作用 (Zimov et al, 2006)。但是气候变暖对不同区域不同类型的湖泊会产生不同的反馈过程。北美中部硬水湖泊从 CO<sub>2</sub> 源到汇所发生的一个变化以及年平均 pH 的升高, 认为大气变暖诱导的春季冰层的减少, 会降低冰下 CO<sub>2</sub> 积累、升高春季和夏季的 pH、增强硬水湖中 CO<sub>2</sub> 的化学吸收, 由此得出变暖会增强硬水湖泊 CO<sub>2</sub> 的吸收的结论 (Finlay et al, 2015)。

永久冻土中的碳库以很慢的累积速率沉积, 一旦冻结, 碳库会保存几百年到百万年的时间, 即使这种碳库被埋藏在土壤深处, 但是一旦永久冻土解冻融化, 碳库就会迅速分解, 气体也将快速释放到大气中。这些特性表明, 高纬度气候变暖的诱导因素应该得到缓解与制止, 以尽量减少潜在的大量 CO<sub>2</sub> 因释放而导致对气候变暖正反馈的危险。Anthony et al (2014) 利用大气扰动模型来评估热岩溶湖泊碳库对气候的反馈结果, 评估结果显示热岩溶盆地大约在 5000 年前从正辐射强迫即变暖的状态转向负辐射强迫使气候冷却的状态, 作者认为几千年前永久冻土融化形成的湖泊底部积累了大量陆源植物残体, 永久冻土解冻后氮、磷元素溶解到湖泊中, 提高了湖泊的生产力和 CO<sub>2</sub> 的吸收, 形成一个巨大的碳汇, 降低了大气 CO<sub>2</sub> 的含量, 对气候有降温效果, 这就是冻融作用与气候的负反馈过程。

目前湖泊碳循环已受到广泛关注, 但湖泊碳埋藏效率的变化及其与全球气候变暖的关系方面仍缺乏充分的认识, 有关湖泊碳埋藏效率与全球碳循环的研究也有待加强。湖泊碳循环的核心科学问题之一是弄清区域碳源 - 汇格局, 因此探讨有机碳埋藏效率的高低对碳汇的贡献有多大, 对深入解析有机碳的迁移转换机制, 阐明湖泊碳循环有重要的意义。

### 4 研究不足及展望

湖泊碳埋藏效率与碳循环不是一项孤立的课题, 它涉及物理、化学、生物等多门学科的研究内容, 属于当今气候变化研究的一个组成部分, 且各部分内容之间存在密切的联系。气候变暖影响着湖泊有机碳埋藏, 湖泊有机碳埋藏的变化反馈于气候变化, 这两者的相互作用影响着未来气候变化的方向和强度。湖泊碳埋藏效率高, 吸纳大气中的 CO<sub>2</sub> 就多, 加速了 CO<sub>2</sub> 从大气圈向湖泊的垂直转移, 使得各种形式的碳存储在湖泊沉积物中, 最终降低大气中 CO<sub>2</sub> 的含量, 缓解温室效应。但是全球不同地区不同类型湖泊沉积物中碳埋藏效率的高低与气候冷暖的关系存在较大差异性, 且影响因子比较复杂, 自然因素和人为因素都会影响湖泊有机碳的储量, 特别是近几十年来越来越多的人类干扰如毁林、改变土地利用方式等导致某些区域湖泊有机碳储量锐减, 一方面造成湖泊内在的质量下降、生产力渐渐丧失、水质恶化、荒漠化扩展等环境的负面效应, 另一方面增加了碳向大气的排放, 加剧全球气候变暖。我国面临着严峻的人口、资源和环境问题, 在人口增长驱动下, 对土地的过度利用、不合理耕作、土地开垦、过度放牧及土壤侵蚀、盐碱化、沙漠化、工业化、城市化等原因都会使湖泊的面积、大小、水质、水量受到影响, 加之当今正处于 20 世纪大暖期, 会对未来我国自然生态系统和社会复合经济生态系统产生较大影响, 也必将影响到湖泊有机碳的埋藏与贮存。

目前有机碳埋藏效率的研究还存在区域有限、影响因子少等问题, 国外主要侧重于西伯利亚、阿拉斯加等北极及亚北极地区, 南美洲的热带区域也有少量研究, 国内主要关注有机碳的有机地球化学特征, 对湖泊有机碳埋藏效率与碳循环的研究缺乏系统性, 多限于观测, 对机制机理的理解比较薄弱。今后的研究可以从以下几个方面加

强：（1）不同区域不同环境条件下碳埋藏效率的差异性研究，弄清不同气候区域湖泊碳埋藏效率格局，对碳源型湖泊给予一定的关注，并找出湖泊作为大气CO<sub>2</sub>释放源的原因，从根本上解决问题。（2）在全球气候变暖的大背景下，探讨碳埋藏效率对增温的响应以及碳埋藏效率发生变化后是如何反馈于气候变化的，弄清二者之间相互反馈的过程及机理。（3）人类活动是如何影响湖泊有机碳埋藏效率的，影响的程度有多大？人类能否根据碳埋藏的大小采取相应的措施，对人类活动排放的碳进行截留与储存？（4）定量的分析碳埋藏效率的整个地球物理化学生物过程，建立相关的模型。（5）利用短钻借助<sup>210</sup>Pb、<sup>137</sup>Cs获取近几百年的中国不同气候区域湖泊的年代序列，根据湖泊表层沉积物的TOC、C/N、δ<sup>13</sup>C、δ<sup>15</sup>N随深度的变化规律探讨影响湖泊有机碳埋藏效率的重要因素，并试图解释不同气候区不同环境和水文条件下湖泊沉积物碳埋藏效率的差异。

## 参考文献

- 范永刚, 胡玉昆, 李凯辉, 等. 2008. 巴音布鲁克主要草地类型表层土壤有机碳特征及其影响因素的研究 [J]. 干旱区资源与环境, 22: 179–184. [Fan Y G, Hu Y K, Li K H, et al. 2008. Characteristics of topsoil organic carbon and its affecting factors in main grassland types in Bayinbuluk [J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 22: 179–184.]
- 吉 磊. 1995. 中国过去 2000 年湖泊沉积记录的高分辨率研究：现状与问题 [J]. 地球科学进展, 10(2): 169–175. [Ji L. 1995. High resolution study of lake sediment records in China in the past 2000 years: current situation and problems [J]. *Advances in Earth Science*, 10(2): 169–175.]
- Alcocer J, Ruiz-Fernández A C, Escobar E, et al. 2014. Deposition, burial and sequestration of carbon in an oligotrophic, tropical lake [J]. *Journal of Limnology*, 73(2): 223–235.
- Anderson N, Bennion H, Lotter A. 2014. Lake eutrophication and its implications for organic carbon sequestration in Europe [J]. *Global Change Biology*, 20: 2741–2751.
- Anderson N, Dietz R, Engstrom D. 2013. Land-use change, not climate, controls organic carbon burial in lakes [J]. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 280. DOI: 10.1098/rspb.2013.1278.
- Anthony K W, Zimov S, Grosse G, et al. 2014. A shift of thermokarst lakes from carbon sources to sinks during the Holocene epoch [J]. *Nature*, 511: 452–456.
- Bennion H, Appleby P G, Phillips G L. 2001. Reconstructing nutrient histories in the Norfolk Broads, UK: implications for the role of diatom-total phosphorus transfer functions in shallow lake management [J]. *Journal of Paleolimnology*, 26: 181–204.
- Burdige D J. 2007. Preservation of organic matter in marine sediments: controls, mechanisms, and an imbalance in sediment organic carbon budgets? [J]. *Chemical Reviews*, 107: 467–485.
- Burke I C, Yonker C M, Cole C V, et al. 1989. Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in US grassland soils [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 3: 800–805.
- Callaghan T V, Bergholm F, Christensen T R, et al. 2010. A new climate era in the sub-Arctic: Accelerating climate changes and multiple impacts [J]. *Geophysical Research Letters*, 37. DOI: 10.1029/2009GL042064.
- Cardoso S J, Enrich-Prast A, Pace M L, et al. 2014. Do models of organic carbon mineralization extrapolate to warmer tropical sediments? [J]. *Limnology and Oceanography*, 59: 48–54.
- Clow D W, Stackpoole S M, Verdin K L, et al. 2015. Organic carbon burial in lakes and reservoirs of the conterminous United States [J]. *Environmental Science & Technology*, 49: 7614–7622.
- Dapples F, Lotter A F, Van Leeuwen J F, et al. 2002. Paleolimnological evidence for increased landslide activity due to forest clearing and land-use since 3600 cal BP in the western Swiss Alps [J]. *Journal of Paleolimnology*, 27: 239–248.
- Dean W E, Gorham E. 1998. Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands [J]. *Geology*, 4: 535–538.
- Dong X, Anderson N J, Yang X, et al. 2012. Carbon burial by shallow lakes on the Yangtze floodplain and its relevance to regional carbon sequestration [J]. *Global Change Biology*, 18: 2205–2217.
- Dorrepaal E, Toet S, Van Logtestijn R S, et al. 2009. Carbon respiration from subsurface peat accelerated by climate warming in the subarctic [J]. *Nature*, 460: 616–619.
- Downing J P, Meybeck M, Orr J C, et al. 1993. Land and water interface zones [J]. *Water Air and Soil Pollution*, 70:

- 123–137.
- Downing J, Prairie Y, Cole J, et al. 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments [J]. *Limnology and Oceanography*, 51: 2388–2397.
- Finlay J C, Small G E, Sterner R W. 2013. Human influences on nitrogen removal in lakes [J]. *Science*, 342: 247–250.
- Finlay K, Vogt R J, Bogard M J, et al. 2015. Decrease in CO<sub>2</sub> efflux from northern hardwater lakes with increasing atmospheric warming [J]. *Nature*, 519: 215–218.
- Galy V, France-Lanord C, Beyssac O, et al. 2007. Efficient organic carbon burial in the Bengal fan sustained by the Himalayan erosional system [J]. *Nature*, 450: 407–410.
- Galy V, Peucker-Ehrenbrink B, Eglinton T. 2015. Global carbon export from the terrestrial biosphere controlled by erosion [J]. *Nature*, 521: 204–207.
- Gudasz C, Bastviken D, Steger K, et al. 2010. Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments [J]. *Nature*, 466: 478–481.
- Gudasz C, Sobek S, Bastviken D, et al. 2015. Temperature sensitivity of organic carbon mineralization in contrasting lake sediments [J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120: 1215–1225.
- Hartnett H E, Keil R G, Hedges J I, et al. 1998. Influence of oxygen exposure time on organic carbon preservation in continental margin sediments [J]. *Nature*, 391: 572–574.
- Heathcote A J, Downing J A. 2012. Impacts of eutrophication on carbon burial in freshwater lakes in an intensively agricultural landscape [J]. *Ecosystems*, 15: 60–70.
- Hilton R G, Galy A, Hovius N, et al. 2012. Climatic and geomorphic controls on the erosion of terrestrial biomass from subtropical mountain forest [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 26. DOI: 10.1029/2012GB004314.
- Hilton R G, Galy V, Gaillardet J, et al. 2015. Erosion of organic carbon in the Arctic as a geological carbon dioxide sink [J]. *Nature*, 524: 84–87.
- Kastowski M, Hinderer M, Vecsei A. 2011. Long-term carbon burial in European lakes: Analysis and estimate [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 25. DOI: 10.1029/2010GB003874.
- Kell R G, Montlucon D B, Prahli F G. 1994. Organic matter in marine sediments [J]. *Nature*, 370: 18.
- Lapierre J F, Seekell D A, Giorgio P A. 2015. Climate and landscape influence on indicators of lake carbon cycling through spatial patterns in dissolved organic carbon [J]. *Global Change Biology*, 21: 4425–4435.
- McDonald C P, Rover J A, Stets E G, et al. 2012. The regional abundance and size distribution of lakes and reservoirs in the United States and implications for estimates of global lake extent [J]. *Limnology and Oceanography*, 57: 597–606.
- Meyers P A. 2003. Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes [J]. *Organic Geochemistry*, 34: 261–289.
- O’Leary M H. 1988. Carbon isotopes in photosynthesis [J]. *Bioscience*, 38: 328–336.
- IPCC. 2014. Summary for policymakers [M]// Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Part a: global and sectoral aspects. Contribution of working group ii to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press: 1–32.
- Pacheco F, Roland F, Downing J. 2014. Eutrophication reverses whole-lake carbon budgets [J]. *Inland Waters*, 4(1): 41–48.
- Peterson B J, Holmes R M, McClelland J W, et al. 2002. Increasing river discharge to the Arctic Ocean [J]. *Science*, 298: 2171–2173.
- Porcal P, Koprivnjak J-F, Molot L A, et al. 2009. Humic substances—part 7: the biogeochemistry of dissolved organic carbon and its interactions with climate change [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 16: 714–726.
- Post E, Forchhammer M C, Bret-Harte M S, et al. 2009. Ecological dynamics across the Arctic associated with recent climate change [J]. *Science*, 325: 1355–1358.
- Quinton J N, Govers G, Van Oost K, et al. 2010. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling [J]. *Nature Geoscience*, 3: 311–314.
- Rothman D H, Forney D C. 2007. Physical model for the decay and preservation of marine organic carbon [J]. *Science*, 316: 1325–1328.
- Schelske C L, Robbins J A, Gardner W S, et al. 1988. Sediment record of biogeochemical responses to anthropogenic perturbations of nutrient cycles in Lake Ontario [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45:

- 1291–1303.
- Schuur E, McGuire A, Schädel C, et al. 2015. Climate change and the permafrost carbon feedback [J]. *Nature*, 520: 171–179.
- Schuur E A G, Vogel J G, Crummer K G, et al. 2009. The effect of permafrost thaw on old carbon release and net carbon exchange from tundra [J]. *Nature*, 459: 556–559.
- Sobek S, Anderson N, Bernasconi S, et al. 2014. Low organic carbon burial efficiency in arctic lake sediments [J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 119: 1231–1243.
- Sobek S, Durisch-Kaiser E, Zurbrügg R, et al. 2009. Organic carbon burial efficiency in lake sediments controlled by oxygen exposure time and sediment source [J]. *Limnology and Oceanography*, 54: 2243–2254.
- Sobek S, Zurbrügg R, Ostrovsky I. 2011. The burial efficiency of organic carbon in the sediments of Lake Kinneret [J]. *Aquatic Sciences*, 73: 355–364.
- Talbot M R, Lærdal T. 2000. The Late Pleistocene-Holocene palaeolimnology of Lake Victoria, East Africa, based upon elemental and isotopic analyses of sedimentary organic matter [J]. *Journal of Paleolimnology*, 2: 141–164.
- Tenzer G E, Meyers P A, Knoop P. 1997. Sources and distribution of organic and carbonate carbon in surface sediments of Pyramid Lake, Nevada [J]. *Journal of Sedimentary Research*, 67: 884–890.
- Teranes J L, Bernasconi S M. 2000. The record of nitrate utilization and productivity limitation provided by  $\delta^{15}\text{N}$  values in lake organic matter—A study of sediment trap and core sediments from Baldeggsee, Switzerland [J]. *Limnology and Oceanography*, 45: 801–813.
- Thompson S, Eglington G. 1978. The fractionation of a recent sediment for organic geochemical analysis [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42: 199–207.
- Tranvik L J, Downing J A, Cotner J B, et al. 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate [J]. *Limnology and Oceanography*, 54: 2298–2314.
- Urban N, Auer M, Green S, et al. 2005. Carbon cycling in Lake Superior [J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 110. DOI: 10.1029/2003JC002230.
- Van Oost K, Quine T, Govers G, et al. 2007. The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle [J]. *Science*, 318: 626–629.
- Walter K M, Edwards M E, Grosse G, et al. 2007. Thermokarst lakes as a source of atmospheric  $\text{CH}_4$  during the last deglaciation [J]. *Science*, 318: 633–636.
- Wang H Y, Liu W G, Zhang C L, et al. 2012. Distribution of glycerol dialkyl glycerol tetraethers in surface sediments of Lake Qinghai and surrounding soil [J]. *Organic Geochemistry*, 47: 78–87.
- Wang M, Chen H, Yu Z, et al. 2015. Carbon accumulation and sequestration of lakes in China during the Holocene [J]. *Global Change Biology*, 21: 4436–4448.
- Zimov S A, Davydov S P, Zimova G M, et al. 2006. Permafrost carbon: Stock and decomposability of a globally significant carbon pool [J]. *Geophysical Research Letters*, 33. DOI: 10.1029/2006GL027484.