



湖泊甲烷释放特征及其影响因素研究进展

麦富源, 童银栋, 张强弓, 王琦瑞, 杨清, 赵锋, 崔金龙, 吴政禹, 张冰雅

引用本文:

麦富源,童银栋,张强弓,王琦瑞,杨清,赵锋,崔金龙,吴政禹,张冰雅. 湖泊甲烷释放特征及其影响因素研究进展[J]. [农业资源与环境学报](#), 2024, 41(3): 677-687.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2023.0371>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

[丹江口水库总氮、氨氮遥感反演及时空变化研究](#)

刘轩, 赵同谦, 蔡太义, 肖春艳, 陈晓舒, 张文静

农业资源与环境学报. 2021, 38(5): 829-838 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2021.0195>

[利用整合分析方法探究我国不同土地利用类型区域河流硝酸盐的来源](#)

张金兰, 蔺祖弘, 白文荣, 郇正来, 张婷婷, 林爱军, 肖勇

农业资源与环境学报. 2021, 38(5): 746-754 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0492>

[秸秆还田深度对春玉米农田土壤有机碳、氮含量和土壤酶活性的影响](#)

王峥宇, 廉宏利, 孙悦, 马梓淇, 田平, 齐华, 姜英

农业资源与环境学报. 2021, 38(4): 636-646 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0378>

[海南北部滨海区不同土地利用模式下土壤DOM粒径分布与光谱特性](#)

吴月颖, 吉恒宽, 吴蔚东, 吴治澎, 解钰, 符佩娇

农业资源与环境学报. 2020, 37(5): 654-665 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0016>

[纳米氧化锌对两种蔬菜种子发芽及幼苗生长的影响](#)

林茂宏, 沈玫玫, 吴佳妮, 陈慧玲, 徐艺萌, 刘维涛

农业资源与环境学报. 2021, 38(1): 72-78 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0099>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

麦富源, 童银栋, 张强弓, 等. 湖泊甲烷释放特征及其影响因素研究进展[J]. 农业资源与环境学报, 2024, 41(3): 677-687.

MAI F Y, TONG Y D, ZHANG Q G, et al. Research progress on methane emission characteristics and influencing factors in lakes[J].

Journal of Agricultural Resources and Environment, 2024, 41(3): 677-687.



开放科学 OSID

湖泊甲烷释放特征及其影响因素研究进展

麦富源^{1,2,3}, 童银栋^{1,2*}, 张强弓³, 王琦瑞², 杨清¹, 赵锋², 崔金龙¹, 吴政禹², 张冰雅¹

(1. 西藏大学生态环境学院, 拉萨 850000; 2. 天津大学环境科学与工程学院, 天津 300350; 3. 中国科学院青藏高原研究所, 青藏高原地球系统与资源环境全国重点实验室, 北京 100101)

摘要: 湖泊被认为是重要的且被低估了的温室气体释放源, 而甲烷(CH₄)是湖泊释放温室气体的重要组成。研究表明, 湖泊生态系统中CH₄的产生和氧化过程主要受水体和沉积物中产甲烷菌和甲烷氧化菌的活动所控制。水温、pH、溶解氧浓度、营养盐等因素都可能影响湖泊CH₄释放通量。本文利用Web of Science与CNKI作为检索平台, 调研了全球不同地区80个湖泊水-气界面CH₄释放通量。结果表明, CH₄平均释放通量为2.56 mmol·m⁻²·d⁻¹(范围为0.001~40.3 mmol·m⁻²·d⁻¹)。其中南美洲地区和欧洲地区湖泊CH₄释放通量显著高于非洲地区湖泊, 富营养湖泊向大气释放的CH₄显著高于中营养湖泊和贫营养湖泊, 面积<1 km²的湖泊向大气释放的CH₄显著高于面积10~<100 km²和面积≥100 km²的湖泊, 低海拔地区湖泊向大气释放的CH₄显著高于高海拔地区湖泊和超高海拔地区湖泊, 夏季湖泊向大气释放的CH₄显著高于春季湖泊、秋季湖泊和冬季湖泊。在温暖季节低海拔地区的富营养化和小型浅水湖泊是CH₄释放的热点区域, 未来需进一步结合微生物产生和氧化CH₄机制分析加强CH₄释放通量的日变化研究, 为估算全球气候变暖背景下湖泊CH₄释放量提供科学依据。

关键词: 湖泊; 甲烷; 产生机制; 释放通量; 影响因素

中图分类号: X524; X143; X16 文献标志码: A 文章编号: 2095-6819(2024)03-0677-11 doi: 10.13254/j.jare.2023.0371

Research progress on methane emission characteristics and influencing factors in lakes

MAI Fuyuan^{1,2,3}, TONG Yindong^{1,2*}, ZHANG Qiangong³, WANG Qirui², YANG Qing¹, ZHAO Feng², CUI Jinlong¹, WU Zhengyu², ZHANG Bingya¹

(1. College of Ecology and Environment, Tibet University, Lhasa 850000, China; 2. College of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300350, China; 3. National Key Laboratory of Earth System and Resources and Environment on Tibetan Plateau, Institute of Tibetan Plateau, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

Abstract: Greenhouse gases released by lakes are considered important and are underestimated sources of greenhouse gas emissions. Methane is an important component of greenhouse gas emissions from lakes. Previous studies have shown that the CH₄ production and oxidation processes in lake ecosystems are mainly controlled by the activities of methanogens and methane-oxidizing bacteria in water bodies and sediments. Factors such as water temperature, pH, dissolved oxygen concentration, and nutritional status may affect the CH₄ emission flux in lakes. This study used the Web of Science and CNKI as search platforms to investigate the CH₄ emission flux at the water air interface of 80 lakes in different regions of the world. The results showed that the CH₄ emission flux was 2.56 mmol·m⁻²·d⁻¹(ranging from 0.001 to 40.3 mmol·m⁻²·d⁻¹). The CH₄ emission flux from lakes in South America and Europe was significantly higher than that of lakes in Africa, and the CH₄ emissions from eutrophic lakes to the atmosphere was significantly higher than that from medium and poor-nutrient lakes. Lakes with an area of less than 1 km² emitted significantly more CH₄ into the atmosphere than lakes with an area of 10 km² to 100 km² and lakes with an area of more than 100 km². The release of CH₄ into the atmosphere from lakes in low altitude areas was

收稿日期: 2023-06-09 录用日期: 2023-10-13

作者简介: 麦富源(1998—), 男, 广西北海人, 硕士研究生, 主要从事湖泊温室气体释放研究。E-mail: m964403815@163.com

*通信作者: 童银栋 E-mail: yindongtong@tju.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(42122059, 42022003)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(42122059, 42022003)

<http://www.aed.org.cn>

significantly higher than that from lakes in high altitude areas and lakes at ultra-high altitudes. Methane emissions into the atmosphere by lakes in summer was significantly higher than that in spring, autumn, and winter. During the warm season, eutrophication in low altitude areas and small shallow lakes were hot spots for CH₄ emissions. In the future, further integration of microbial production and CH₄ oxidation mechanisms and strengthening of research on daily variation is needed to estimate CH₄ emission flux to provide a scientific basis for studying the amount of CH₄ emissions from lakes considering global climate change.

Keywords: lake; methane; generation mechanism; emission flux; influencing factor

甲烷(CH₄)作为一种重要的温室气体,在百年尺度的增温潜势是二氧化碳(CO₂)的28~34倍^[1],其浓度变化对全球气候变化具有重要影响。自工业革命以来,CH₄浓度由0.72 μmol·mol⁻¹急剧增加至1.82 μmol·mol⁻¹(2012年),是工业革命前的2.5倍^[2]。研究表明,全球生态系统每年向大气中释放的CH₄总量约为500~600 Tg^[3]。虽然全球湖泊总面积仅约占地球非冰川陆地面积的3.7%,但其CH₄释放量却占天然源CH₄释放量的14.9%^[4]。因此,湖泊已成为自然源温室气体释放的“热点”区域^[5]。目前,在一些热带、亚热带和温带地区的湖泊中已广泛监测到大量的CH₄释放,且许多湖泊表层水体的CH₄是过饱和的,从而形成湖泊向大气的CH₄净释放^[6]。在不同研究中,由于受不同驱动因素(如物理因素、水化学因素、生物因素和人类活动因素)的影响^[7],CH₄释放通量通常变化较大。因此,更好地了解水生态系统中CH₄释放及其生物地球化学过程对于控制全球温室气体释放至关

重要。

1 全球湖泊甲烷释放特征

以Web of Science与CNKI为检索平台,检索关键词为Methane、Flux、Lake,整理了2000—2022年发表的CH₄释放通量相关论文,得到了全球不同地区80个湖泊水-气界面CH₄释放通量。同时在相关论文中获得了其湖泊营养状态、面积、海拔、基本环境参数等信息,其空间分布如图1所示。全球对湖泊CH₄释放通量的研究主要集中在亚洲、欧洲以及美洲的亚热带/温带区域,其中欧洲地区相关研究最多,非洲地区的相关研究最少。我国研究相对较少,主要集中在东湖、太湖和巢湖等经济发达地区。如图2所示,从调研湖泊来看,CH₄平均释放通量为(2.56±4.52) mmol·m⁻²·d⁻¹(范围为0.001~40.3 mmol·m⁻²·d⁻¹)。其中:南美洲地区湖泊CH₄释放通量最高,为(7.42±5.14) mmol·m⁻²·d⁻¹;亚洲、欧洲和北美地区次之,分别为

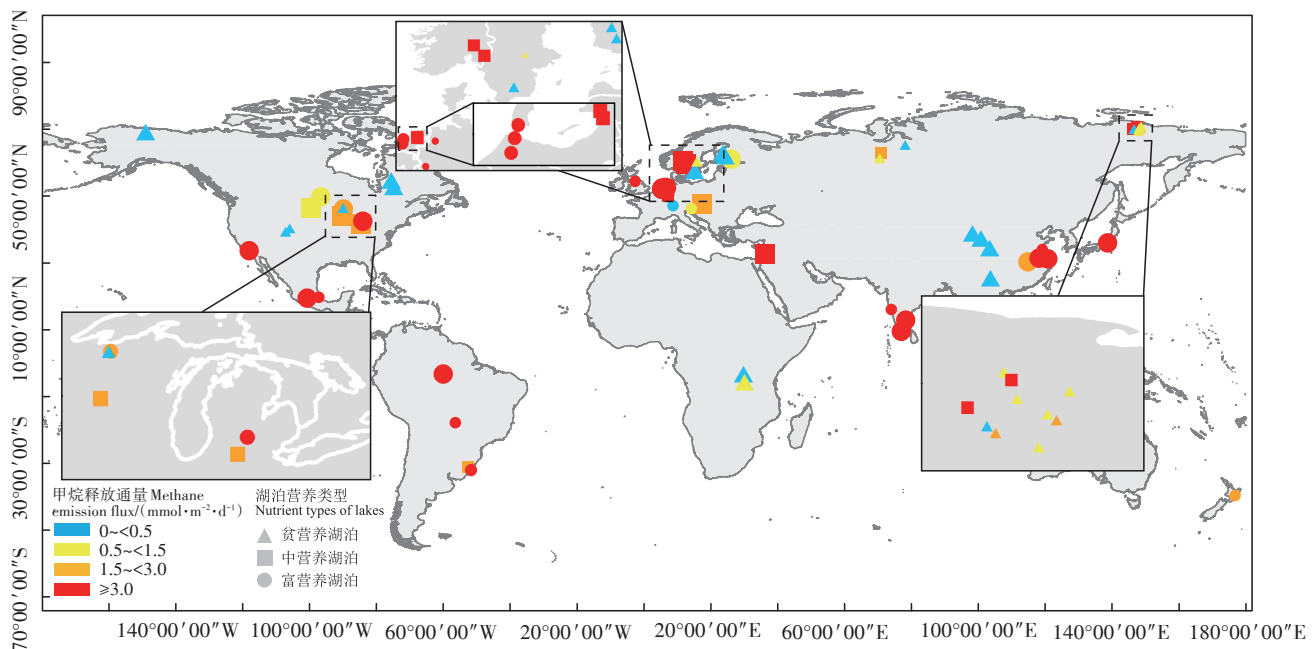


图1 2000—2022年全球湖泊不同营养类型分布和不同甲烷释放通量分布(图案形状大小代表湖泊面积大小)

Figure 1 Distribution of different nutrient types and methane emission flux in global lakes from 2000 to 2022 (patterning size represents lake area size)

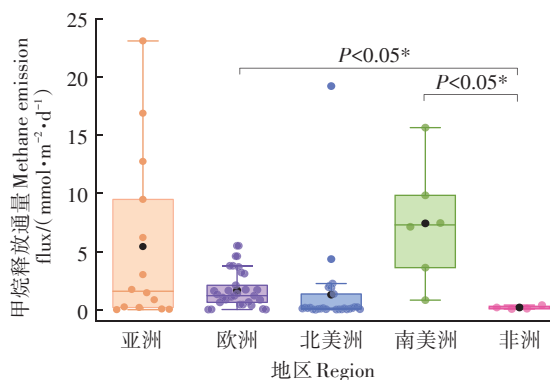


图2 全球不同地区湖泊甲烷释放通量

Figure 2 Methane emission flux from lakes in different regions of the world

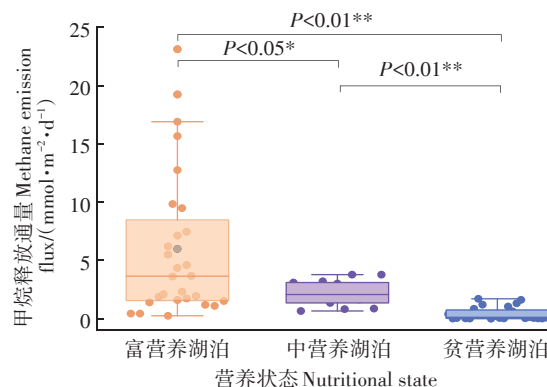


图3 不同营养状态湖泊甲烷释放通量

Figure 3 Methane emission flux from lakes of different nutritional states

(5.43 ± 7.41)、(1.66 ± 1.48) $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 (1.30 ± 3.74) $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; 非洲地区 CH_4 释放通量最低, 为 (0.19 ± 0.15) $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; 南美洲和欧洲地区湖泊 CH_4 释放通量显著高于非洲地区湖泊 ($P=0.048$, $P=0.017$)。根据参考文献中湖泊营养状态信息, 整理出 28 个富营养湖泊、13 个中营养湖泊和 24 个贫营养湖泊; 根据参考文献中湖泊面积信息, 整理出 25 个面积 $< 1 \text{ km}^2$ 的湖泊、10 个面积 $1 \sim < 10 \text{ km}^2$ 的湖泊、9 个面积 $10 \sim < 100 \text{ km}^2$ 的湖泊以及 10 个面积 $\geq 100 \text{ km}^2$ 的湖泊; 根据参考文献中湖泊海拔信息, 整理出 44 个低海拔地区湖泊 ($< 500 \text{ m}$)、7 个中海拔地区湖泊 ($500 \sim < 1500 \text{ m}$)、16 个高海拔地区湖泊 ($1500 \sim < 3500 \text{ m}$) 以及 6 个超高海拔地区湖泊 ($\geq 3500 \text{ m}$)。根据参考文献中湖泊不同季节 CH_4 释放通量信息, 整理出 11 个湖泊, 其中春季 CH_4 释放通量湖泊 8 个、夏季 CH_4 释放通量湖泊 11 个、秋季 CH_4 释放通量湖泊 9 个以及冬季 CH_4 释放通量湖泊 8 个。

1.1 不同营养状态湖泊甲烷释放特征

根据参考文献中湖泊营养状态信息, 划分为 3 类营养状态 (富营养湖泊、中营养湖泊、贫营养湖泊)。如图 3 所示, 富营养湖泊 CH_4 释放通量为 (5.98 ± 6.25) $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, 中营养湖泊 CH_4 释放通量为 (2.18 ± 1.11) $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, 贫营养湖泊 CH_4 释放通量为 (0.43 ± 0.55) $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, 即富营养湖泊 CH_4 释放通量最高, 贫营养湖泊 CH_4 释放通量最低。其中富营养湖泊向大气释放的 CH_4 量显著高于中营养湖泊 ($P=0.022$) 和贫营养湖泊 ($P=2.72 \times 10^{-4}$), 中营养湖泊向大气释放的 CH_4 显著高于贫营养湖泊 ($P=9.98 \times 10^{-4}$)。Sepulveda-Jauregui 等^[8]基于经验数据的模型表明, 水温每升高 $2 \text{ }^\circ\text{C}$ 将导致富营养化湖泊 CH_4 净释放量增加

101%~183%, 贫营养化湖泊净释放量增加 47%~56%, 气候变暖将使 CH_4 平衡向更高营养级的湖泊释放倾斜。Zhou 等^[9]提出一个非线性模型来估计 CH_4 释放量, 结果表明多个驱动因素共同调节 CH_4 释放, 并且随着湖泊营养水平的增加, CH_4 的释放呈非线性增加趋势。因此, 未来应更加重视水生生态系统的富营养化问题。

1.2 不同面积湖泊甲烷释放特征

世界范围内小型浅水湖泊 (以面积 $< 1 \text{ km}^2$ 的小型水体为主) 数量丰富^[10], 并且由于浅水层和陆地环境的强烈影响通常表现出高度的环境变异性^[11], 其 CH_4 释放通量不容小视。根据参考文献中湖泊面积信息, 将湖泊按面积划分成 4 类 (面积 < 1 、 $1 \sim < 10$ 、 $10 \sim < 100 \text{ km}^2$ 和 $\geq 100 \text{ km}^2$)。如图 4 所示, 面积 $< 1 \text{ km}^2$ 的湖泊 CH_4 释放通量为 (3.29 ± 3.75) $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, 面积 $1 \sim < 10 \text{ km}^2$ 的湖泊 CH_4 释放通量为 (1.96 ± 2.01) $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, 面积 $10 \sim < 100 \text{ km}^2$ 的湖泊 CH_4 释放通量为 (0.54 ± 0.55) $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, 面积 $\geq 100 \text{ km}^2$ 的湖泊 CH_4 释放通

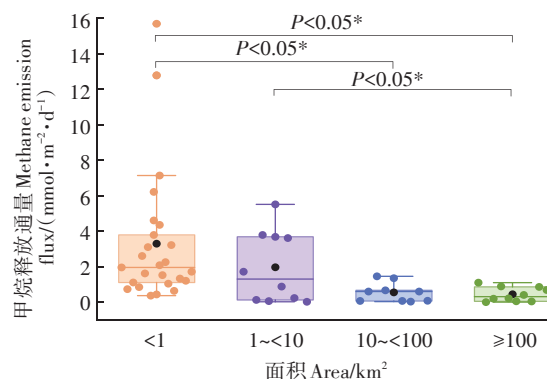


图4 不同面积湖泊甲烷释放通量

Figure 4 Methane emission flux from lakes of different areas

量为 (0.44 ± 0.41) $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 。面积 <1 km^2 的湖泊 CH_4 释放通量最高,面积 $1\sim <10$ km^2 和 $10\sim <100$ km^2 的湖泊 CH_4 释放通量次之,面积 ≥ 100 km^2 的湖泊 CH_4 释放通量最低。其中,面积 <1 km^2 的湖泊向大气释放的 CH_4 量显著高于面积 $10\sim <100$ km^2 ($P=0.047$)和面积 ≥ 100 km^2 的湖泊 ($P=0.032$),面积 $1\sim <10$ km^2 的湖泊向大气释放的 CH_4 量显著高于面积 ≥ 100 km^2 的湖泊 ($P=0.043$)。Holgerson 等^[12]研究发现,虽然面积 <1 km^2 的湖泊占全球湖泊面积的8.6%,但 CH_4 释放量却占全球 CH_4 释放量的40.6%。张琛森^[13]在大莲湖测得水-气界面 CH_4 扩散通量为 $0.81\sim 24.72$ $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$,表现为地区大气 CH_4 的“源”,与太湖、巢湖等亚热带大型浅水湖泊相比, CH_4 释放通量属于同一量级,这体现出小型浅水湖泊具有较大的 CH_4 释放潜能。

1.3 不同海拔梯度湖泊甲烷释放特征

根据参考文献中湖泊海拔信息,划分成4类不同的海拔梯度,分别为低海拔地区湖泊(<500 m)、中海拔地区湖泊($500\sim <1\ 500$ m)、高海拔地区湖泊($1\ 500\sim <3\ 500$ m)以及超高海拔地区湖泊($\geq 3\ 500$ m),探讨其 CH_4 释放通量和海拔梯度之间的关系。如图5所示,低海拔地区湖泊(<500 m) CH_4 释放通量为 (2.83 ± 3.67) $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,中海拔地区湖泊($500\sim <1\ 500$ m) CH_4 释放通量为 (0.70 ± 0.69) $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,高海拔地区湖泊($1\ 500\sim <3\ 500$ m) CH_4 释放通量为 (0.10 ± 0.07) $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,超高海拔地区湖泊($\geq 3\ 500$ m) CH_4 释放通量为 (0.05 ± 0.04) $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 。低海拔地区湖泊 CH_4 释放通量最高,中海拔地区湖泊和高海拔地区湖泊次之,超高海拔地区湖泊 CH_4 释放通量最低,表明湖泊释放 CH_4 受海拔梯度影响。其中,低海拔地区湖泊向大气释放的 CH_4 量显著高于高海拔地区湖泊 ($P=$

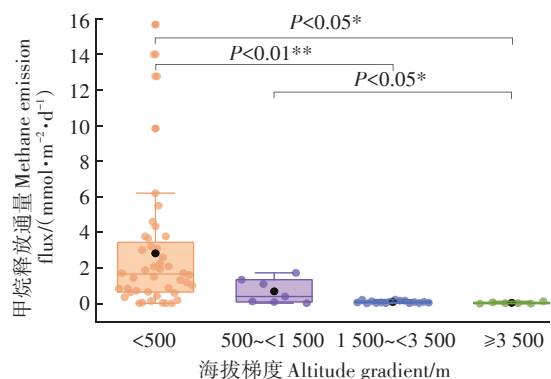


图5 不同海拔梯度湖泊甲烷释放通量

Figure 5 Methane emission flux from lakes of different altitude gradients

3.59×10^{-3})和超高海拔地区湖泊 ($P=0.019$),中海拔地区湖泊向大气释放的 CH_4 量显著高于超高海拔地区湖泊 ($P=0.040$)。

1.4 不同季节湖泊甲烷释放特征

根据参考文献中湖泊在不同季节 CH_4 释放通量信息,春季湖泊 CH_4 释放通量为 (0.70 ± 0.4) $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,夏季湖泊 CH_4 释放通量为 (2.74 ± 1.31) $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,秋季湖泊 CH_4 释放通量为 (0.66 ± 0.56) $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,冬季湖泊 CH_4 释放通量为 (0.27 ± 0.14) $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (图6)。从季节变化来看,湖泊在夏季 CH_4 释放通量总体上最高,春季和秋季次之,冬季 CH_4 释放通量总体上最低,表明湖泊释放 CH_4 受季节变化的影响。其中,夏季湖泊向大气释放的 CH_4 量显著高于春季湖泊 ($P=2.39\times 10^{-3}$)、秋季湖泊 ($P=4.12\times 10^{-3}$)和冬季湖泊 ($P=1.11\times 10^{-3}$),春季湖泊向大气释放的 CH_4 量显著高于冬季湖泊 ($P=0.011$)。Palma-Silva 等^[14]对巴西中营养Polegar湖的研究发现,夏季 CH_4 通量是冬季 CH_4 通量的14.8倍。Taoka 等^[15]对日本富营养Suwa湖的研究发现,夏季 CH_4 释放通量分别是春、秋、冬季 CH_4 释放通量的5.7、3.3倍和10.2倍。

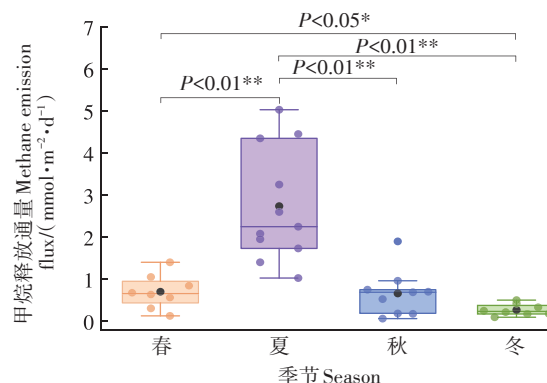


图6 不同季节湖泊甲烷释放通量

Figure 6 Methane emission flux from lakes of different seasons

2 湖泊甲烷释放的主要影响因素

2.1 物理因素

2.1.1 水深

水深可以通过静水压力和温度的变化来改变水体中 CH_4 的溶解度,也为水柱中 CH_4 氧化提供更大的机会,从而影响湖泊 CH_4 的释放通量。浅水湖泊中 CH_4 释放通量高的两个潜在原因是沉积物中存在丰富的有机碳以及 CH_4 在水柱中较短的停留时间,即高 CH_4 生成和低 CH_4 氧化^[14]。以往的研究表明,大部分

CH₄产生于湖泊沉积物中,在厌氧环境中可以通过产甲烷菌促进CO₂/H₂、乙酸盐或甲基化合物转化为CH₄^[16]。湖底产生的CH₄会沿着浓度梯度被输送到湖面,并进一步向大气中释放。然而,在CH₄输送过程中,除了需克服静水压力外,还会被水体中的溶解氧氧化。若在湖泊较浅、静水压力较小的情况下,较短的输送路径将会减少CH₄的氧化时间,有利于水-气界面CH₄的释放^[17]。Li等^[18]的研究明确了水深是全球CH₄释放通量的关键影响因素。Rosa等^[19]对Samuel湖的研究发现,在水深<5 m区域,CH₄通过气泡的释放量在60~70 mg·m⁻²·d⁻¹之间,而水深>5 m区域释放量只有2 mg·m⁻²·d⁻¹。因此,在全球温室气体循环中,浅水湖泊的CH₄释放越来越受到关注。另外,水位的变化会影响湖泊深层水温的变化,从而影响有机物的分解速率。水位的频繁变化(如降雨降雪、地下径流补给、冰川消融补给等)会引起湖泊水面压力的改变,导致水体中气泡的比率发生变化,从而影响CH₄的释放通量。

2.1.2 水温

水温是影响水生生物生命周期、生理和行为的关键环境因素,能够改变水体CH₄产生的条件,从而形成不同强度的CH₄释放通量。Palma-Silva等^[14]在巴西的两个小型浅水湖泊(Polegar湖和Biguás湖)中检测到夏季沉积物中CH₄浓度比冬季高近200倍。夏季湖泊水柱中CH₄浓度显著高于其他季节,表明在一年中较温暖的时期,从沉积物到水中的CH₄释放通量会更强烈。当沉积物的表面温度超过25℃时,CH₄释放量会显著升高。水温对产甲烷菌的影响存在直接影响和间接影响。直接影响体现为当产甲烷菌的环境温度低于其所需的最佳生长温度时,其CH₄代谢途径会发生变化^[20];间接影响体现为低温会限制产氢微生物的活性,进而限制产甲烷底物的生产速率,尤其是氢营养型产甲烷菌^[14,20-21]。

2.1.3 风速

风速变化导致沉积物CH₄扩散通量增加主要表现在以下两方面:①风速变化会在湖面上产生较强的压力振荡,增强上覆水-孔隙水-沉积物的交换,减小沉积物-水界面扩散边界层的厚度,从而导致沉积物CH₄扩散通量增加;②风速变化增强了湖泊环流,引起沉积物颗粒再悬浮、侵蚀和运输,从而使CH₄从孔隙水中直接释放至上覆水中^[22]。

2.1.4 降雨

降雨主要通过三种方式控制湖泊中的CH₄浓度:①通过将周围环境的无机碳和有机碳冲刷到湖泊中,

增大净初级生产力来增加CH₄浓度;②通过稀释湖泊和促进气体交换来降低CH₄浓度;③雨水撞击湖水表面及风力扰动表层水体会改变水面CH₄的传输速率,从而对水-气界面的CH₄扩散通量产生影响^[23]。Verma等^[24]对印度Vembanad湖的研究发现,CH₄释放通量在雨季前和雨季后有较大的变化(雨季前为0.24~16.49 mmol·m⁻²·d⁻¹,雨季后为1.51~19.74 mmol·m⁻²·d⁻¹)。

2.2 化学因素

2.2.1 pH

通过CH₄生产潜力对pH值变化的响应去理解CH₄产生的变化是非常重要的。产甲烷菌的活性通常在中性或弱碱性环境条件下最为理想,并且其对pH值的变化非常敏感。Valentine等^[25]将沿岸沼泽地表泥炭泥浆的pH值从7.0降低到约5.5,发现CH₄生产潜力从1376 μg·g⁻¹·周⁻¹降低至208 μg·g⁻¹·周⁻¹;随即进一步将pH值从5.5降低到4.0,则发现CH₄生产潜力从208 μg·g⁻¹·周⁻¹降低至5 μg·g⁻¹·周⁻¹。

2.2.2 溶解氧浓度

在湖泊生态系统中,水体溶解氧(Dissolved Oxygen, DO)浓度是控制CH₄释放通量的一个重要因素。通常在富营养化湖泊中,深水层和沉积物表面呈厌氧状态,甚至在沉积物表层几毫米以下,存在DO浓度几乎为零的现象。参与产甲烷菌代谢的若干辅因子和酶(如CO脱氢酶和乙酰辅酶a合成酶)对氧气敏感,当DO浓度高于10 mg·L⁻¹时,产甲烷菌活性将被完全抑制^[20]。在有热浪的年份,湖面温度更高且湖水分层更强烈,湖底的氧气消耗速度更快、低氧持续时间更长。这些持续的低氧条件为底栖生物产生CH₄奠定了基础,再加上新沉积的生物量,CH₄产量将进一步增加^[26]。Ford等^[27]对澳大利亚Ryans 1 Billabong湖的研究发现,夏季湖泊的DO浓度有明显的昼夜变化,最高的DO浓度(5~8 mg·L⁻¹)通常出现在下午晚些时候的上层水体中,然而此时的湖底水体却是厌氧状态(<0.2 mg·L⁻¹),夏季清晨上层水体可能处于几乎厌氧的状态。Maruya等^[28]对Abashiri湖的研究发现,当DO浓度为0~3.0 mg·L⁻¹时,CH₄产量恒定在1.4 mmol·m⁻²·d⁻¹;当DO浓度为3.0~6.0 mg·L⁻¹时,CH₄产量迅速下降到0 mmol·m⁻²·d⁻¹。

2.2.3 溶解性有机碳

有研究认为,具有高生物可利用性的溶解性有机碳(Dissolved Organic Carbon, DOC)是CH₄产生过程的直接碳源,尤其是在富营养化的湖泊中,藻类繁殖增

加了新鲜 DOC 含量,大量新鲜 DOC 的累积和降解产生了大量 CH_4 ^[29-30]。与此同时,高 DOC 含量使水体中氧气消耗加快,从而减少了 CH_4 的氧化消耗^[31]。Thottathil 等^[32]对加拿大 Quebec 地区的四个北方湖泊进行了评估,发现湖泊深层区域氧气消耗量随着 DOC 浓度的增加而增大,湖泊表层水柱 CH_4 氧化强度随着 DOC 浓度的增加而增强,其中,Valkea Kotinen 湖的 CH_4 氧化速率范围[DOC 浓度为 $9.6\sim 12.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CH_4 氧化速率为 $(20.8\pm 14.4) \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$] 低于 Mekkojärvi 湖 (DOC 浓度为 $20\sim 40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CH_4 氧化速率为 $70.4\sim 659.2 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)。

2.2.4 营养盐

水体中营养盐浓度的变化能够显著影响湖泊沉积物-水体界面 CH_4 的生成和传输过程,营养盐的有效性是维持水生系统生产力的关键因素之一。氮(N)、磷(P)不仅是湖泊初级生产力和碳循环最重要的元素,而且通常被认为是水生系统中藻类生长的限制因素。在湖泊分层水体中,初级生产力(藻类生长)和浮游生物丰度在很大程度上取决于进入表层透光带的营养盐流量^[33]。McCrackin 等^[34]对美国 Colorado 地区湖泊的研究发现,在大气 N 沉降过程中低沉积湖泊的 CH_4 产量高于高沉积湖泊,揭示了 CH_4 生成对还原氧化电位和强氧化剂(如 NO_3^-)的敏感性将抑制 CH_4 的产生,沉积物孔隙水中产生的 CH_4 浓度与 NO_3^- 浓度呈负相关。胡博文^[35]对梁子湖的研究发现, NH_4^+-N 与 CH_4 释放通量表现为正相关性,这是由于 NH_4^+ 能够影响甲烷氧化酶的有效性,较高浓度的 NH_4^+-N 通常能够明显抑制甲烷氧化菌群的活性,减少 CH_4 被氧化。朱俊羽等^[36]在骆马湖地区的研究中发现,其丰水期 TN 和 TP 与 CH_4 释放通量存在显著的正相关关系。周川乔等^[37]对太湖地区的研究发现, SO_4^{2-} 浓度的增加对 CH_4 的产生有明显的抑制作用, CH_4 的产生与 TN、TP 浓度显著相关。

2.3 生物因素

水生植物作为湖泊 CH_4 释放的主要驱动因素之一,在 CH_4 的产生、氧化和释放过程中起着重要作用。 CH_4 释放过程中水生植物的贡献主要表现在以下 3 个方面:①作为 CH_4 传输的通道;②提供产甲烷菌生长的底物;③通过向植株根部输送氧气对 CH_4 进行氧化^[38]。

水生生物主要通过影响湖泊水体中 DO 浓度和有机物含量来影响水-气界面的 CH_4 释放通量^[39]。Bertolet 等^[40]对美国 Wisconsin 地区北部五个湖泊的研

究发现,湖泊沉积物产生的 CH_4 随着藻类生物量输入的增加而增加。藻类腐烂沉淀到沉积物表面形成有机物,大量不稳定有机物会消耗 DO,从而形成厌氧环境,释放大量的 CH_4 生成的基质,使得产甲烷菌可以从厌氧沉积物中产生 CH_4 。Wik 等^[41]研究发现,湖泊水温上升会增加微型光合生物的丰度,并提高水体的初级生产力。与陆生植物相比,藻类生物量沉积可以使 CH_4 生成率更高^[42]。

3 湖泊甲烷产生和氧化过程研究进展

湖泊水体释放的 CH_4 是在湖泊厌氧或好氧环境下产生 CH_4 和 CH_4 氧化两个过程综合作用的净结果,如图 7 所示。由于 CH_4 在水体中的溶解度较小,水体向大气释放的 CH_4 可通过扩散、冒泡(沉积物的气泡通量)和生长在湖泊浅水区的维管植物传输等途径实现^[4]。

3.1 湖泊产生甲烷过程

3.1.1 厌氧环境产生甲烷

一般认为,湖泊中 CH_4 是产甲烷菌在厌氧环境下降解有机物生成的最终产物之一^[43]。其中有机物可通过径流、湖泊水生生物光合作用、沉降作用等到达湖泊底部^[44]。产甲烷菌通过水解将有机物变成单体,最终发酵成醋酸盐、氢和二氧化碳等化合物,最后以这些化合物为底物生成 CH_4 ^[45]。

3.1.2 好氧环境产生甲烷

关于湖泊好氧环境产生 CH_4 的过程直到 21 世纪才逐渐被人们关注。其中,含氧地表水的 CH_4 过饱和现象被称为“甲烷悖论”^[46]。一些研究表明,附着在藻类细胞聚集体、粪便颗粒、浮游动物胃肠道或其他下沉颗粒内的微含氧环境中的产甲烷古菌,以及多细胞(如植物和腐生真菌)和单细胞生物(如海洋和淡水藻类),其产生的 CH_4 是好氧环境中 CH_4 的潜在来源^[47]。好氧环境产生 CH_4 可能与(细菌)叶绿素代谢和光合作用以及变形菌对有机磷酸盐中的甲基磷酸盐的降解过程有关,其中甲基磷酸盐是水生生态系统中最简单的有机碳 C—P 键化合物,微生物利用甲基磷酸盐作为 P 的来源,随之破坏 C—P 键产生 CH_4 ^[46,48]。在不存在酶的情况下,当含甲基的有机硫化物与三价铁(Fe^{3+})、 Fe^{3+} 还原剂抗坏血酸盐和过氧化氢,在化学模型系统中形成 CH_4 ^[49]。过氧化氢和还原的亚铁(Fe^{2+})发生芬顿反应产生 Fe^{3+} 、 OH^- 和 $\cdot\text{OH}$ 自由基,或者高价铁组分($[\text{Fe}^{\text{IV}}=\text{O}]^{2+}$)和水^[50]。 $\cdot\text{OH}$ 自由基和 $[\text{Fe}^{\text{IV}}=\text{O}]^{2+}$ 配合物都通过亚砷的氧化去甲基化来驱动甲基自由

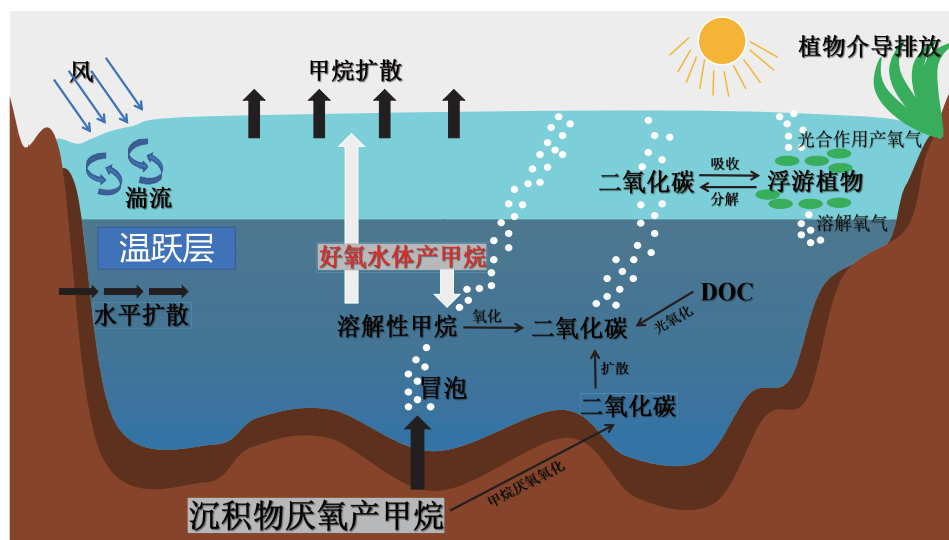


图7 湖泊甲烷产生和氧化过程

Figure 7 Methane production and oxidation processes in lakes

基($\cdot\text{CH}_3$)的形成。甲基自由基最终转化为 CH_4 ,并在较小程度上转化为乙烷或甲醇,这取决于氧的可用性^[49]。

3.2 产甲烷菌

产甲烷菌是迄今发现的一种能以 CH_4 作为最终代谢产物的一类古菌^[51]。目前,所有已知的产甲烷菌都隶属于广古菌门。在16S rRNA基因测序技术的支持下,现有研究已经初步筛选出了甲烷杆菌目(Methanobacteriales)、甲烷球菌目(Methanococcales)、甲烷微菌目(Methanomicrobiales)、甲烷八叠球菌目(Methanosarcinales)、甲烷火菌目(Methanopyrales)、甲烷胞菌目(Methanocellales)和马赛球菌目(Methanomassiliicoccales)^[52]。在几乎所有从淡水湖中创建的16S rRNA古菌克隆文库中都发现了Methanomicrobiales^[53]。在好氧环境下,微生物产生 CH_4 过程可以分成两种不同的机制:一种是认为 CH_4 来源于产甲烷菌,产甲烷菌可以通过自身合成的抗氧化途径,或者用其他一些特殊的因素来辅助,使其可以在有氧的环境下产生 CH_4 ^[54-55];第二种机制认为除了产甲烷古菌,还有其他的生物可产生 CH_4 ,比如细菌和真菌等^[56-57]。

3.3 湖泊氧化甲烷过程

3.3.1 好氧环境氧化甲烷

在完全混合的湖泊中,沉积物产生的 CH_4 大部分在含氧沉积物/水界面和水柱处消耗^[58]。 CH_4 的氧化过程主要通过好氧甲烷氧化菌进行^[59],其氧化活性的调控是复杂的。首先,像大多数代谢过程一样,好氧 CH_4 氧化依赖于温度^[60];第二,好氧 CH_4 氧化速率取决

于对 CH_4 的可用性^[61];第三, CH_4 氧化受氧气可用性的限制,然而,高浓度的氧气也会抑制好氧甲烷氧化菌活性,而最大的 CH_4 氧化速率通常发生在低氧浓度情况下^[62];第四,光照还可抑制光照良好区域的好氧甲烷氧化菌的 CH_4 氧化活性^[63]。

3.3.2 厌氧环境氧化甲烷

相对于好氧 CH_4 氧化过程,厌氧 CH_4 氧化是比较新的途径^[64]。厌氧 CH_4 氧化指的是在厌氧环境下,厌氧甲烷氧化菌以 CH_4 作为唯一电子供体,以硫酸盐、硝酸盐/亚硝酸盐、金属氧化物和腐植酸作为电子受体发生的氧化还原反应^[65]。厌氧 CH_4 氧化过程最初是在缺氧的海洋沉积物中发现的,它由厌氧甲烷氧化古菌和附属于变形菌属的硫酸盐还原菌催化。随着对厌氧 CH_4 氧化在淡水中的重要性认识的深入,硫酸盐作为最终电子受体、甲烷作为电子供体的硫酸盐型甲烷厌氧氧化已经在淡水生态系统研究中被发现,而且硝酸盐和亚硝酸盐最近也被证明是富营养化淡水生态中 CH_4 氧化的电子受体^[66]。新研究发现腐植酸通常存在于湖泊沉积物中,作为电子穿梭体或最终电子受体,促进金属和有机分子的氧化还原生物转化^[67],与厌氧 CH_4 氧化的耦合过程有助于厌氧 CH_4 氧化速率的提高^[68]。由于铁在地球上的丰富性及其在陆地和水生环境中的可用性,在接近中性的pH值下,铁以结晶矿物的形式存在,是自然生态系统中最重要

统中已有关于铁依赖型厌氧CH₄氧化的报道^[70]。腐殖质介导的铁依赖型厌氧CH₄氧化,在2011年首次被假设,其代表一个未释放的CH₄汇,可能具有巨大的生物地球化学意义和生态意义^[71]。

3.4 甲烷氧化菌

3.4.1 好氧甲烷氧化菌

好氧甲烷氧化菌是一类以CH₄作为唯一碳源和能量的微生物,广泛分布于各种水体环境中^[72]。已知的好氧甲烷氧化菌属于变形杆菌门和疣微菌门^[73],根据其系统发育、生理、细胞形态和代谢途径,隶属于变形杆菌门的好氧甲烷氧化菌可分为两个化学分类簇(I型和II型)^[59]。I型的好氧甲烷氧化菌由 γ -变形菌纲的 *Methylobacter*、*Methylomonas*、*Methylomicrobium*、*Methylosarcina*、*Methylosoma*、*Methylosphaera*、*Methylococcus*、*Methylothermus*、*Methylocaldum* 和 *Methylogaea* 组成。II型好氧甲烷氧化菌由 α -变形菌纲的 *Methylosinus*、*Methylocella*、*Methylocystis* 和 *Methylocapsa* 组成^[74-75]。其中,甲烷单加氧酶(Methane Monooxygenase, MMO)在好氧CH₄氧化过程中起着关键作用,其先将CH₄转化为甲醇,随后通过甲醛和甲酸盐氧化成CO₂。MMO包括可溶性甲烷单加氧酶(Soluble MMO, sMMO)和颗粒性甲烷单加氧酶(Particulate MMO, pMMO)。几乎在所有已知的好氧甲烷氧化菌中都发现了引起CH₄氧化的pMMO^[76],sMMO仅存在于少数好氧甲烷氧化菌中^[77]。因此,编码pMMO亚基的 *pmoA* 基因已成为检测环境中好氧甲烷氧化菌的首选功能生物标志物^[78]。

3.4.2 厌氧甲烷氧化菌

根据对厌氧甲烷氧化古菌(ANME)16S rRNA 基因的系统发育分析,将厌氧甲烷氧化古菌分为三个不同的分支,即ANME-1、ANME-2和ANME-3^[79]。在系统发育树中,ANME-2和ANME-3与Methanosarcinales目聚在一起,而ANME-1形成一个单独的簇^[80]。亚硝酸盐型厌氧CH₄氧化过程是由隶属于NC10细菌门下的 *Candidatus Methyloirabilis oxyfera* 细菌介导的。近年来,越来越多的研究报道了 *Methyloirabilis oxyfera-like* 菌在不同的自然生态系统中的分布,包括淡水湖、河流、湿地和海洋生态系统^[81]。Ettwig等^[82]的研究表明, *Methyloirabilis oxyfera-like* 菌主要分为A簇和B簇两类。在以往的研究报道中,只有A簇的 *Methyloirabilis oxyfera-like* 菌在各种生境中成功富集,表明A簇菌种是导致亚硝酸盐型厌氧CH₄氧化的优势菌。

4 结论和展望

本文分析了湖泊CH₄释放特征、CH₄释放的主要影响因素和CH₄产生和氧化过程,主要结论如下:

(1)一般认为,湖泊中CH₄的产生是在厌氧环境下的CH₄产生和在好氧环境下的CH₄消耗这两个过程中完成的。最常见的产甲烷菌为氢营养型甲烷八叠球菌目(Methanosarcinales)和乙酸营养型甲烷八叠球菌目(Methanosarcinales),而 *Methylobacter* 属在好氧产甲烷菌群落中占主导地位。

(2)湖泊温度、风速、pH、溶解氧、溶解性有机碳、营养盐等是CH₄释放通量的主要影响因素。

(3)在研究调查的全球水体中,CH₄平均释放通量为2.56 mmol·m⁻²·d⁻¹(范围为0.001~40.3 mmol·m⁻²·d⁻¹),富营养湖泊(5.98 mmol·m⁻²·d⁻¹)、面积<1 km²小型湖泊(3.29 mmol·m⁻²·d⁻¹)、低海拔地区湖泊(2.83 mmol·m⁻²·d⁻¹)以及夏季湖泊(2.74 mmol·m⁻²·d⁻¹)CH₄平均释放通量均高于所有调研湖泊的CH₄平均释放通量。

通过综述和分析,对当前湖泊CH₄释放研究的不足和未来应着重关注的方向归纳如下:

(1)现阶段对湖泊沉积物-水界面CH₄释放通量、CH₄冒泡释放通量和夜间CH₄释放通量的观测研究还较为缺乏,未来可将CH₄冒泡释放通量与气象网络或遥感获得的参数相关联,结合湖泊沉积物的室内分析培养,用漂浮通量箱法估算CH₄释放的日变化。

(2)CH₄的产生不仅发生在传统观念下的厌氧环境中,未来需要对好氧环境中产生CH₄的生化途径进行更多的研究,利用稳定同位素和示踪剂可以揭示不同的生化途径,还需分离和培养与CH₄产生相关的微生物。

(3)尽管部分小型浅水湖泊的CH₄释放通量很高,但是它们不容易从卫星图像中识别出来,使其总数和总表面积备受质疑。未来的研究迫切需要利用先进的技术,如激光雷达等,来绘制小型浅水湖泊的分布图。

(4)随着全球高海拔地区湖泊数量和面积的增加,其释放潜力会继续增强。未来探索高海拔地区湖泊CH₄释放特征可结合放射性碳和稳定碳同位素分析以及宏基因组测序等方法,建立适用于类似环境条件地区的CH₄释放通量的通用预测模型。

(5)富营养湖泊释放更多温室气体,未来应积极开展人类活动影响下的湖泊季节性CH₄释放通量估

算的研究。制定水资源管理和CH₄释放的可持续指标,能更有效地限制湖泊过量释放CH₄的趋势。

参考文献:

- [1] STOCKER T F, QIN D, PLATTNER G K, et al. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[J]. *Climate Change*, 2013, 5:616–617.
- [2] 顾航,肖凡书,贺志理,等.湿地微生物介导的甲烷排放机制[J].微生物学报,2018,58(4):618–632. GU H, XIAO F S, HE Z L, et al. Microbial driven methane emission mechanisms in wetland ecosystems[J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2018, 58(4):618–632.
- [3] SAUNOIS M, STAVERT A R, POULTER B, et al. The global methane budget 2000–2017[J]. *Earth System Science Data*, 2020, 12(3):1561–1623.
- [4] LIU L X, XU M, LI R, et al. Timescale dependence of environmental controls on methane efflux in Poyang Lake, China[J]. *Biogeosciences*, 2017, 14(8):2019–2032.
- [5] SANTOSO A B, HAMILTON D P, SCHIPPER L A, et al. High contribution of methane in greenhouse gas emissions from a eutrophic lake: a mass balance synthesis[J]. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 2021, 55(3):411–430.
- [6] ZHU R B, LIU Y S, XU H, et al. Carbon dioxide and methane fluxes in the littoral zones of two lakes, east Antarctica[J]. *Atmospheric Environment*, 2010, 44(3):304–311.
- [7] TANG K W, MCGINNIS D F, IONESCU D, et al. Methane production in oxic lake waters potentially increases aquatic methane flux to air[J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2016, 3(6):227–233.
- [8] SEPULVEDA-JAUREGUI A, HOYOS-SANTILLAN J, MARTINEZ-CRUZ K, et al. Eutrophication exacerbates the impact of climate warming on lake methane emission[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 636:411–419.
- [9] ZHOU Y W, SONG K, HAN R M, et al. Nonlinear response of methane release to increased trophic state levels coupled with microbial processes in shallow lakes[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 265(Part B):114919.
- [10] VERPOORTER C, KUTSER T, SEEKELL D A, et al. A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery[J]. *Geophysical Research Letters*, 2014, 41(18):6396–6402.
- [11] SAND-JENSEN K, STAEHR P A. Scaling of pelagic metabolism to size, trophy and forest cover in small Danish lakes[J]. *Ecosystems*, 2007, 10:128–142.
- [12] HOLGERSON M A, RAYMOND P A. Large contribution to inland water CO₂ and CH₄ emissions from very small ponds[J]. *Nature Geoscience*, 2016, 9(3):222–226.
- [13] 张琛森.小型湖泊甲烷通量的空间特征及其影响因素[D].上海:上海师范大学,2022:25–26. ZHANG C M. Spatial characteristics and influencing factors of methane flux in small lakes: a case study of Dalian Lake in Shanghai[D]. Shanghai: Shanghai Normal University, 2022:25–26.
- [14] PALMA-SILVA C, MARINHO C C, ALBERTONI E F, et al. Methane emissions in two small shallow neotropical lakes: the role of temperature and trophic level[J]. *Atmospheric Environment*, 2013, 81:373–379.
- [15] TAOKA T, IWATA H, HIRATA R, et al. Environmental controls of diffusive and ebullitive methane emissions at a subdaily time scale in the littoral zone of a midlatitude shallow lake[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2020, 125(9):e2020JG005753.
- [16] SEGERS R. Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes[J]. *Biogeochemistry*, 1998, 41:23–51.
- [17] JUUTINEN S, RANTAKARI M, KORTELAINEN P, et al. Methane dynamics in different boreal lake types[J]. *Biogeosciences*, 2009, 6(2):209–223.
- [18] LI M, PENG C, ZHU Q, et al. The significant contribution of lake depth in regulating global lake diffusive methane emissions[J]. *Water Research*, 2020, 172:115465.
- [19] ROSA L P, DOS SANTOS M A, MATVIENKO B, et al. Biogenic gas production from major Amazon reservoirs, Brazil[J]. *Hydrological Processes*, 2003, 17(7):1443–1450.
- [20] BORREL G, JÉZÉQUEL D, BIDERRE-PETIT C, et al. Production and consumption of methane in freshwater lake ecosystems[J]. *Research in Microbiology*, 2011, 162(9):832–847.
- [21] GUDASZ C, BASTVIKEN D, STEGER K, et al. Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments[J]. *Nature*, 2010, 466(7305):478–481.
- [22] PRECHT E, FRANKE U, POLERECKY L, et al. Oxygen dynamics in permeable sediments with wave-driven pore water exchange[J]. *Limnology and Oceanography*, 2004, 49(3):693–705.
- [23] GUÉRIN F, ABRIL G, SERÇA D, et al. Gas transfer velocities of CO₂ and CH₄ in a tropical reservoir and its river downstream[J]. *Journal of Marine Systems*, 2007, 66(1/2/3/4):161–172.
- [24] VERMA A, SUBRAMANIAN V, RAMESH R. Methane emissions from a coastal lagoon: Vembanad Lake, West Coast, India[J]. *Chemosphere*, 2002, 47(8):883–889.
- [25] VALENTINE D W, HOLLAND E A, SCHIMMEL D S. Ecosystem and physiological controls over methane production in northern wetlands[J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 1994, 99(D1):1563–1571.
- [26] BARTOSIEWICZ M, MARANGER R, PRZYTULSKA A, et al. Effects of phytoplankton blooms on fluxes and emissions of greenhouse gases in a eutrophic lake[J]. *Water Research*, 2021, 196:116985.
- [27] FORD P W, BOON P I, LEE K. Methane and oxygen dynamics in a shallow floodplain lake: the significance of periodic stratification[J]. *Hydrobiologia*, 2002, 485:97–110.
- [28] MARUYA Y, NAKAYAMA K, SASAKI M, et al. Effect of dissolved oxygen on methane production from bottom sediment in a eutrophic stratified lake[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2023, 125:61–72.
- [29] HUTTUNEN J T, ALM J, LIKANEN A, et al. Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions[J]. *Chemo-*

- sphere*, 2003, 52(3):609–621.
- [30] 刘艺, 许浩廉, 毛羽丰, 等. 铜绿微囊藻衰亡过程中产甲烷动态及关键影响因子[J]. 土木与环境工程学报(中英文), 2019, 41(5):132–140. LIU Y, XU H L, MAO Y F, et al. Methane producing dynamics and key influencing factors during the decay of *Microcystis aeruginosa*[J]. *Journal of Civil and Environmental Engineering*, 2019, 41(5):132–140.
- [31] 商东耀, 肖启涛, 胡正华, 等. 富营养化湖区 CH₄ 排放特征及其影响因素[J]. 环境科学, 2018, 39(11):5227–5236. SHANG D Y, XIAO Q T, HU Z H, et al. CH₄ emissions characteristics and its influencing factors in an eutrophic lake[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(11):5227–5236.
- [32] THOTTATHIL S D, REIS P C, DEL GIORGIO P A, et al. The extent and regulation of summer methane oxidation in northern lakes[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2018, 123(10):3216–3230.
- [33] MUVUNDJA F A, PASCHE N, BUGENYI F W, et al. Balancing nutrient inputs to Lake Kivu[J]. *Journal of Great Lakes Research*, 2009, 35(3):406–418.
- [34] MCCRACKIN M L, ELSER J J. Greenhouse gas dynamics in lakes receiving atmospheric nitrogen deposition[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2011, 25(4):GB4005.
- [35] 胡博文. 气候变暖与富营养化趋势下浅水湖泊水-气界面温室气体交换机制研究[D]. 武汉:华中农业大学, 2020:31–32. HU B W. The greenhouse gases exchange mechanism at the water-air interface of shallow lakes, response to climate warming and eutrophication [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2020:31–32.
- [36] 朱俊羽, 彭凯, 李宇阳, 等. 南水北调东线枢纽湖泊表层水体甲烷释放特征及潜在影响因素[J]. 环境科学, 2022, 43(4):1958–1965. ZHU J Y, PENG K, LI Y Y, et al. Emission of methane from a key lake in the eastern route of the South-to-North Water Transfer Project and the corresponding driving factors[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(4):1958–1965.
- [37] 周川乔, 彭宇, 邓杨, 等. 富营养化湖泊中硫酸盐对蓝藻衰亡产甲烷过程的影响[J]. 湖泊科学, 2021, 33(6):1639–1649. ZHOU C Q, PENG Y, DENG Y, et al. Effects of sulfates on methane production during cyanobacteria decay processes in eutrophic lakes[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2021, 33(6):1639–1649.
- [38] 姚守平. 若尔盖高原花湖湖滨湿地甲烷排放研究[D]. 成都:中国科学院研究生院(成都生物研究所), 2007:4–5. YAO S P. Study on methane emission from littoral zone of Huahu Lake, Zoige Plateau [D]. Chengdu: Graduate University of the Chinese Academy of Sciences(Chengdu Institute of Biology), 2007:4–5.
- [39] 杨平, 全川. 淡水水生生态系统温室气体排放的主要途径及影响因素研究进展[J]. 生态学报, 2015, 35(20):6868–6880. YANG P, TONG C. Emission paths and measurement methods for greenhouse as fluxes from freshwater ecosystems: a review[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(20):6868–6880.
- [40] BERTOLET B L, OLSON C R, SZYDLOWSKI D K, et al. Methane and primary productivity in lakes: divergence of temporal and spatial relationships[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2020, 125(9):e2020JG005864.
- [41] WIK M, VARNER R K, ANTHONY K W, et al. Climate-sensitive northern lakes and ponds are critical components of methane release [J]. *Nature Geoscience*, 2016, 9(2):99–105.
- [42] MANDRYK R R, CAPELLE D W, MANNING C C, et al. First estimation of the diffusive methane flux and concentrations from Lake Winnipeg, a large, shallow and eutrophic lake[J]. *Journal of Great Lakes Research*, 2021, 47(3):741–750.
- [43] LIU Y, WHITMAN W B. Metabolic, phylogenetic, and ecological diversity of the methanogenic archaea[J]. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 2008, 1125(1):171–189.
- [44] HE F, MA J, LAI Q, et al. Association between greenhouse gases and dissolved organic matter composition in the main rivers around Taihu Lake[J]. *Journal of Freshwater Ecology*, 2022, 37(1):467–479.
- [45] RUDD J W M, TAYLOR C D. Methane cycling in aquatic environments[J]. *Adv Aquat Microbiol*, 1980, 1:77–150.
- [46] REPETA D J, FERRÓN S, SOSA O A, et al. Marine methane paradox explained by bacterial degradation of dissolved organic matter[J]. *Nature Geoscience*, 2016, 9(12):884–887.
- [47] GROSSART H-P, FRINDTE K, DZIALLAS C, et al. Microbial methane production in oxygenated water column of an oligotrophic lake[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2011, 108(49):19657–19661.
- [48] MCGRATH J W, CHIN J P, QUINN J P. Organophosphonates revealed: new insights into the microbial metabolism of ancient molecules[J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2013, 11(6):412–419.
- [49] ALTHOFF F, BENZING K, COMBA P, et al. Abiotic methanogenesis from organosulphur compounds under ambient conditions[J]. *Nature Communications*, 2014, 5(1):4205.
- [50] TAUBE J H, HERSCHKOWITZ J I, KOMUROV K, et al. Core epithelial-to-mesenchymal transition interactome gene-expression signature is associated with claudinlow and metaplastic breast cancer subtypes[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2010, 107(35):15449–15454.
- [51] DONG X, CHEN Z. Psychrotolerant methanogenic archaea: diversity and cold adaptation mechanisms[J]. *Science China Life Sciences*, 2012, 55:415–421.
- [52] PAUL K, NONOH J O, MIKULSKI L, et al. “*Methanoplasmatales*,” *Thermoplasmatales*-related archaea in termite guts and other environments, are the seventh order of methanogens[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2012, 78(23):8245–8253.
- [53] GALAND P E, SANNA S, HANNU F, et al. Depth related diversity of methanogen Archaea in Finnish oligotrophic fen[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2002, 42(3):441–449.
- [54] ANGLE J C, MORIN T H, SOLDEN L M, et al. Methanogenesis in oxygenated soils is a substantial fraction of wetland methane emissions [J]. *Nature Communications*, 2017, 8(1):1567.
- [55] TANG K W, MCGINNIS D F, FRINDTE K, et al. Paradox reconsidered: methane oversaturation in well-oxygenated lake waters[J]. *Limnology and Oceanography*, 2014, 59(1):275–284.
- [56] LENHART K, BUNGE M, RATERING S, et al. Evidence for methane

- production by saprotrophic fungi[J]. *Nature Communications*, 2012, 3(1):1046.
- [57] WANG Q, DORE J E, MCDERMOTT T R. Methylphosphonate metabolism by *Pseudomonas* sp. populations contributes to the methane oversaturation paradox in an oxic freshwater lake[J]. *Environmental Microbiology*, 2017, 19(6):2366–2378.
- [58] RUDD J W, FURUTANI A, FLETT R, et al. Factors controlling methane oxidation in shield lakes: the role of nitrogen fixation and oxygen concentration[J]. *Limnology and Oceanography*, 1976, 21(3):357–364.
- [59] HANSON R S H, HANSON T E. Methanotrophic bacteria[J]. *Microbiological Reviews*, 1996, 60(2):439–471.
- [60] DUC N T, CRILL P, BASTVIKEN D. Implications of temperature and sediment characteristics on methane formation and oxidation in lake sediments[J]. *Biogeochemistry*, 2010, 100:185–196.
- [61] MARTINEZ-CRUZ K, SEPULVEDA-JAUREGUI A, ANTHONY K W, et al. Geographic and seasonal variation of dissolved methane and aerobic methane oxidation in Alaskan lakes[J]. *Biogeosciences*, 2015, 12:4595–4606.
- [62] FRENZEL P, THEBRATH B, CONRAD R. Oxidation of methane in the oxic surface layer of a deep lake sediment (Lake Constance) [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1990, 6(2):149–158.
- [63] SUGIMOTO M A. Inhibitory effect of light on methane oxidation in the pelagic water column of a mesotrophic lake (Lake Biwa, Japan) [J]. *Limnology and Oceanography*, 2005, 50(4):1339–1343.
- [64] 余子洁, 郭大陆, 李致同, 等. 厌氧甲烷氧化及其影响因子的研究进展[J]. 贵州大学学报(自然科学版), 2023, 40(1):118–124. YU Z J, GUO D L, LI Z T, et al. Research progress on anaerobic oxidation methane and its influencing factors[J]. *Journal of Guizhou University (Natural Sciences)*, 2023, 40(1):118–124.
- [65] 丁阿强, 李朝洋, 李薇薇, 等. 厌氧甲烷氧化微生物物质代谢与能量代谢研究进展[J]. 微生物学报, 2022, 62(5):1669–1687. DING A Q, LI C Y, LI W W, et al. Advances in catabolism and energy metabolism of anaerobic methane-oxidizing microorganisms[J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2022, 62(5):1669–1687.
- [66] DEUTZMANN J S, SCHINK B. Anaerobic oxidation of methane in sediments of lake constance, an oligotrophic freshwater lake[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2011, 77(13):4429–4436.
- [67] LV J, LOU J Q, WANG R Y, et al. Impact analysis and mathematical modeling of humic acid on the denitrification process in a nitrite-denitrifying anaerobic methane oxidation system[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2023, 234(1):23.
- [68] VALENZUELA E I, AVENDAÑO K A, BALAGURUSAMY N, et al. Electron shuttling mediated by humic substances fuels anaerobic methane oxidation and carbon burial in wetland sediments[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 650:2674–2684.
- [69] LOVLEY D R, FRAGA J L, BLUNT-HARRIS E L, et al. Humic substances as a mediator for microbially catalyzed metal reduction[J]. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 1998, 26(3):152–157.
- [70] RIEDINGER N, FORMOLO M J, LYONS T W, et al. An inorganic geochemical argument for coupled anaerobic oxidation of methane and iron reduction in marine sediments[J]. *Geobiology*, 2014, 12(2):172–181.
- [71] SMEMO K, YAVITT J. Anaerobic oxidation of methane: an underappreciated aspect of methane cycling in peatland ecosystems? [J]. *Biogeosciences*, 2011, 8(3):779–793.
- [72] HAN B, CHEN Y, ABELL G, et al. Diversity and activity of methanotrophs in alkaline soil from a Chinese coal mine[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2009, 70(2):196–207.
- [73] SILJANEN H M, SAARI A, BODROSSY L, et al. Seasonal variation in the function and diversity of methanotrophs in the littoral wetland of a boreal eutrophic lake[J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2012, 80(3):548–555.
- [74] HE R, WOOLLER M J, POHLMAN J W, et al. Diversity of active aerobic methanotrophs along depth profiles of arctic and subarctic lake water column and sediments[J]. *The ISME Journal*, 2012, 6(10):1937–1948.
- [75] HE R, WOOLLER M J, POHLMAN J W, et al. Identification of functionally active aerobic methanotrophs in sediments from an arctic lake using stable isotope probing[J]. *Environmental Microbiology*, 2012, 14(6):1403–1419.
- [76] PAN Y, ABELL G C J, BODELIER P L E, et al. Remarkable recovery and colonization behaviour of methane oxidizing bacteria in soil after disturbance is controlled by methane source only[J]. *Microbial Ecology*, 2014, 68(2):259–270.
- [77] GUGGENHEIM C, BRAND A, BÜRGMANN H, et al. Aerobic methane oxidation under copper scarcity in a stratified lake[J]. *Scientific Reports*, 2019, 9(1):4817.
- [78] DENG Y C, CUI X Y, LÜKE C, et al. Aerobic methanotroph diversity in Riganqiao peatlands on the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. *Environmental Microbiology Reports*, 2013, 5(4):566–574.
- [79] KNITTEL K, LÖSEKANN T, BOETIUS A, et al. Diversity and distribution of methanotrophic archaea at cold seeps[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2005, 71(1):467–479.
- [80] HEIJS S K, HAESE R R, VAN DER WIELEN P W, et al. Use of 16S rRNA gene based clone libraries to assess microbial communities potentially involved in anaerobic methane oxidation in a Mediterranean cold seep[J]. *Microbial Ecology*, 2007, 53:384–398.
- [81] SHEN L D, WU H S, GAO Z Q. Distribution and environmental significance of nitrite-dependent anaerobic methane-oxidising bacteria in natural ecosystems[J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2015, 99(1):133–142.
- [82] ETTWIG K F, ALEN T V, PAS-SCHOONEN K T V D, et al. Enrichment and molecular detection of denitrifying methanotrophic bacteria of the NC10 phylum[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2009, 75(11):3656–3662.