

极端干旱对长江漫滩湿地温室气体排放的影响

——以南京八卦洲湿地为例

唐珍妮^{1,2}, 刘艺轩^{1,2}, 周旭东³, 余珂⁴, 于志国^{1,2}

(1. 南京信息工程大学水文与水资源工程学院, 江苏 南京 210044; 2. 水利部水文气象灾害机理与预警重点实验室, 江苏 南京 210044; 3. 南京水利科学研究所, 江苏 南京 210000; 4. 郑州市气象局, 河南 郑州 450000)

摘要:今夏我国长江流域在极端高温下遭遇了自1961年以来最严重的气象水文干旱, 长江漫滩大面积落干, 严重威胁江滩湿地生态系统。研究选取南京市八卦洲湿地沉积物为研究对象, 通过室内培养实验, 设置了20、30℃两个温度梯度以及全淹水、半淹水和干处理3个水分梯度模拟了干燥再湿润对沉积物温室气体排放的影响, 并结合三维荧光光谱技术(3D-EEMs)等方法探讨其相应影响机制。不同温度处理结果表明: 升温促进了沉积物的二氧化碳(CO₂)排放($P < 0.05$)和甲烷(CH₄)排放($P > 0.05$), 30℃下3个样点累积排放量的CO₂当量共为987.74 mg/kg, 是20℃培养处理下的1.62倍。其中, A点沉积物对总排放的贡献最高(63.36%)。不同干湿处理结果表明: 相同温度处理下累积排放量的CO₂当量由高到低为: 全淹水处理>半淹水处理>干处理, 30℃培养处理时全淹水处理下CO₂当量为干处理下的9.97倍。高温高水位条件下沉积物温室气体排放的CO₂当量可达低温干燥环境下的28倍以上, 其中CO₂排放贡献率为99.7%。研究结果对评估未来长期干旱和极端降水频发影响下沉积物碳排放和制定碳减排政策具有重要意义。

关键词: 极端干旱; 干燥再湿润; 湿地; 沉积物; 温室气体排放

中图分类号: [TV11]; X16

文献标识码: A

DOI: 10.12396/znsd.222289

唐珍妮, 刘艺轩, 周旭东, 等. 极端干旱对长江漫滩湿地温室气体排放的影响: 以南京八卦洲湿地为例[J]. 中国农村水利水电, 2023(4): 69-81. DOI: 10.12396/znsd.222289.

TANG Z N, LIU Y X, ZHOU X D, et al. Effects of extreme drought on greenhouse gas emissions in yangtze floodplain wetland: a case study of baguazhou wetland in Nanjing[J]. China Rural Water and Hydropower, 2023(4): 69-81. DOI: 10.12396/znsd.222289.

Effects of Extreme Drought on Greenhouse Gas Emissions in Yangtze Floodplain Wetland: A Case Study of Baguazhou Wetland in Nanjing

TANG Zhen-ni^{1,2}, LIU Yi-xuan^{1,2}, ZHOU Xu-dong³, YU Ke⁴, YU Zhi-guo^{1,2}

(1. School of Hydrology and Water Resources, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, Jiangsu Province, China; 2. Key Laboratory of Hydrometeorological Disaster Mechanism and Warning of Ministry of Water Resources, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, Jiangsu Province, China; 3. Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing 210044, Jiangsu Province, China; 4. Zhengzhou Meteorological Bureau, Zhengzhou 450000, Henan Province, China)

Abstract: This summer, China's Yangtze River Basin suffered the most severe meteorological and hydrological drought since 1961 under extreme heat, and the Yangtze River roaming beaches ran dry over a large area, seriously affecting the carbon cycle of the riverbank wetland ecosystem. An incubation experiment was conducted by using the sediments selected from Baguazhou wetland in Nanjing to investigate the effects of drying and rewetting on wetland sediments GHG emissions and to explore the corresponding influencing mechanism based on three-

收稿日期: 2022-11-10

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(41877337)。

作者简介: 唐珍妮(1998-), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为生态水文/生态气象。E-mail: 20201201075@nuist.edu.cn。

通讯作者: 于志国(1982-), 男, 教授, 博士, 主要研究方向为生态水文/生态气象。E-mail: zhiguo.yu@nuist.edu.cn。

dimensional fluorescence spectroscopy (3D-EEMs) and other methods under two different types of temperature (20 °C and 30 °C) and three different moisture gradients (fully submerged, semi-submerged and dry). The results under different temperature treatments show that warming promoted carbon dioxide (CO₂) emissions ($P < 0.05$) and methane (CH₄) emissions ($P > 0.05$), and the total CO₂ equivalent of cumulative emissions from the three sites at 30 °C is 987.74 mg/kg, which is 1.62 times higher than that under the 20 °C incubation treatment. And the sediment at Site A contributed the most to the total emissions (63.36%). The results under different moisture circumstances show that the CO₂ equivalents of cumulative emissions under the same temperature treatment are from high to low: fully submerged treatment > semi-submerged treatment > dry treatment, and the CO₂ equivalents under fully submerged treatment are 9.97 times higher than those under dry treatment at 30 °C incubation treatment. The CO₂ equivalent of sediment greenhouse gas emissions under high temperature and high water level conditions can reach more than 28 times of that under low temperature and dry environment, in which the contribution of CO₂ emissions is 99.7%. The results of the study have important implications for assessing sediment carbon emissions and formulating carbon reduction policies under the influence of long-term drought and extreme precipitation frequency in the future.

Key words: extreme drought; drying and rewetting; wetland; sediments; greenhouse gas emissions (GHG emissions)

0 引言

当前全球气候变化对生态系统造成了较大影响:高温、干旱和极端降水事件频发而导致海平面上升、冻土融化、生态系统群落格局变迁等系列问题^[1-4],中国作为受全球变暖影响最严重的地区之一,自1951年以来平均气温上升速度为每10年0.23 °C^[5],远高于全球平均水平。此外,预计21世纪末中国升温幅度可能超过2 °C^[6],将对陆地生态系统以及生源要素周转产生强烈影响。温室气体排放是全球气候变暖的主要驱动因素之一,其中以CO₂、CH₄为主的温室气体排放量正在逐年增加,它们对全球变暖的贡献率分别为60%和25%^[7]。虽然CO₂排放量在温室气体中贡献率最大,但CH₄对气候变化的贡献却是等量CO₂的28倍,其重要性不可忽视^[8]。

漫滩湿地作为陆地生态系统碳循环的重要组成部分,是水生生态系统和陆地生态系统之间的过渡带,具有重要的生态功能,其碳库及温室气体排放通量的变化对全球碳循环及气候变化有着重要的影响^[9]。漫滩湿地一般会经历季节性水位波动,但随着近年来极端高温和长期干旱事件的频繁发生,使得某一区域内淡水生态系统水位降低,导致先前大面积被淹没的沉积物暴露出来,直接与大气接触,严重影响江滩湿地生态系统碳循环。然而,当该区域的降水强度恢复正常甚至发生极端降水使水位回升时,落干漫滩将再次淹水,故沉积物频繁经历干湿交替,对陆地生态系统碳循环产生强烈影响^[10]。2022年夏季,我国出现了自1961年有完整气象观测记录以来综合强度最强的区域性高温事件,造成长江中下游出现大范围、长时间且强度强的旱情。干旱事件常被划分为气象干旱、水文干旱、农业干旱等^[11]。气象干旱多指降水偏少现象,而当降水偏少和高温叠加时,可能会遭成土壤水、河湖径流和地下水干旱发生,从而触发水文干旱^[6],出现漫滩湿地大面积落干现象。我国长期遭受干旱灾害影响,其造成的经济损失约占气象灾害总损失的55%^[12],其中长江流域中下游发生严重旱灾及极端旱灾概率高于上游地区。从受灾区域来看,我国在重旱和极旱事件当中受旱重灾区多为长江中下游^[4],这种极端干旱天气对河流生态系统水文条件变化以及漫滩湿地生态系统生源要素周转等都将产生强烈干扰^[3]。气候变化预测表明,全球范围内的高温、干旱

以及极端降水等复合极端气候事件发生频率呈增加趋势^[13-16]。未来55年长江中下游地区春、秋两季呈干旱化趋势^[17],我国极端降水发生频率及强度也将呈增长趋势,且在华南、华中、西北和西南地区延续显著增加的趋势^[18],因此探究干旱叠加高温形势下的温室气体排放过程及特征对区域碳排放评估有重要意义。

目前,已有大量研究表明温度和水分条件是影响温室气体排放的主要因子。土壤CO₂排放量在一定范围内与水分含量呈极显著相关^[19],但不同学者对最适含水量有不同的结论,Dendooven等人^[20]认为水位较高时CO₂排放量仅为好氧条件下的80%,而王媛华^[21]的实验表明,CO₂排放量由高到低对应的土壤含水量为75%、90%、40%。王德宣等人^[22]和宋长春等人^[23]发现,土壤含水量越高,CH₄产量越高,但当土壤含水量过高时,也会阻碍CH₄的扩散,从而减少CH₄排放。温度通过影响微生物活性和生化反应速率、影响有机质分解氧化速率来影响温室气体排放^[24]。研究认为,当土壤湿度适宜,其他因素不受限制时,温度升高会促进土壤碳排放^[25, 26]。但是对于极端干旱下不同温度和干湿条件对湿地沉积物碳排放的影响机制尚不完善,有待进一步研究。

溶解性有机质(DOM)在自然生态系统中扮演着非常重要的角色,它由不同的有机物组成,可为微生物提供足够的能源和底物以进行生化活动,经微生物分解等作用促进温室气体的生产、排放^[9]。近年来,荧光光谱技术的进步为表征生态系统中DOM的传统方法提供了更好的选择^[27]。由于DOM的生化特征与其光学特性相关^[28, 29],因此DOM的荧光表征可提供关于DOM组成、来源、氧化还原状态等信息^[30, 31]。前期研究对白龙江表层沉积物的DOM荧光特性分析时发现该区域DOM以类蛋白有机物为主导^[32]。另有研究发现洪泽湖水体DOC、CDOM与CO₂排放通量之间无明显相关,但枯水期时类腐殖质成分与CO₂通量显著相关,说明与人类活动相关的类腐殖质成分能促进CO₂排放^[8]。

基于当前全球气候模式变化的背景以及未来极端干旱事件频率可能性增加,本文以南京八卦洲湿地为研究对象,通过室内培养模拟实验,拟探讨温度、干湿变化等条件下,长江漫滩沉积物温室气体排放响应机制,以期变化环境下河流漫滩碳

排放收支提供理论依据,为我国双碳政策实施提供重要数据支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

本研究在江苏省南京市八卦洲湿地(32°08′~32°11′ N、118°46′~118°49′ E)进行。南京市地处长江下游中心地带,是长江三角洲地区的重要城市之一。八卦洲湿地位于南京市栖霞区西北部,面积55.62 km²,是长江中仅次于崇明和扬中的第三大岛,有“江中绿岛”之称。八卦洲湿地属亚热带季风气候区,具有四季分明、温暖湿润、雨量集中的特点,全年降雨量为1 000~1 100 mm,降雨多发生在6~9月,全年无霜期为237 d,全年平均温度为15.4℃,是南京地区依然保持较好的原生湿地环境,选择该湿地沉积物进行室内培养实验,模拟极端干旱对长

江漫滩湿地温室气体排放的影响,以获得沉积物碳排放的保守估计。

1.2 沉积物采样

2021年7月,在南京市八卦洲湿地选取了远离船厂和公园的3个采样点A、B、C(图1)。在以采样点A、B、C为中心的植物群落内,随机选择一个样方,按照五点取样法,在清除表面植被后利用重力采样器对样方采集5份表层沉积物样(0~15 cm),接着将5份沉积物样品混合均匀形成1个沉积物样品,即为该采样点的沉积物样。然后立即将沉积物样品密封在聚乙烯袋中,一并装入带冰袋的保温箱,并尽快运回实验室。在通风良好的条件下,将一部分沉积物样品保持在30℃(±3℃)的温度6~7 d,使沉积物样品达到极度干燥的状态。在手动去除石子、地表植被和植物根系及杂物后,全部过筛(筛径2 mm),充分混匀用于培养实验。另一部分沉积物样品保持冷冻状态以进行保存。表1为沉积物初始理化性质。

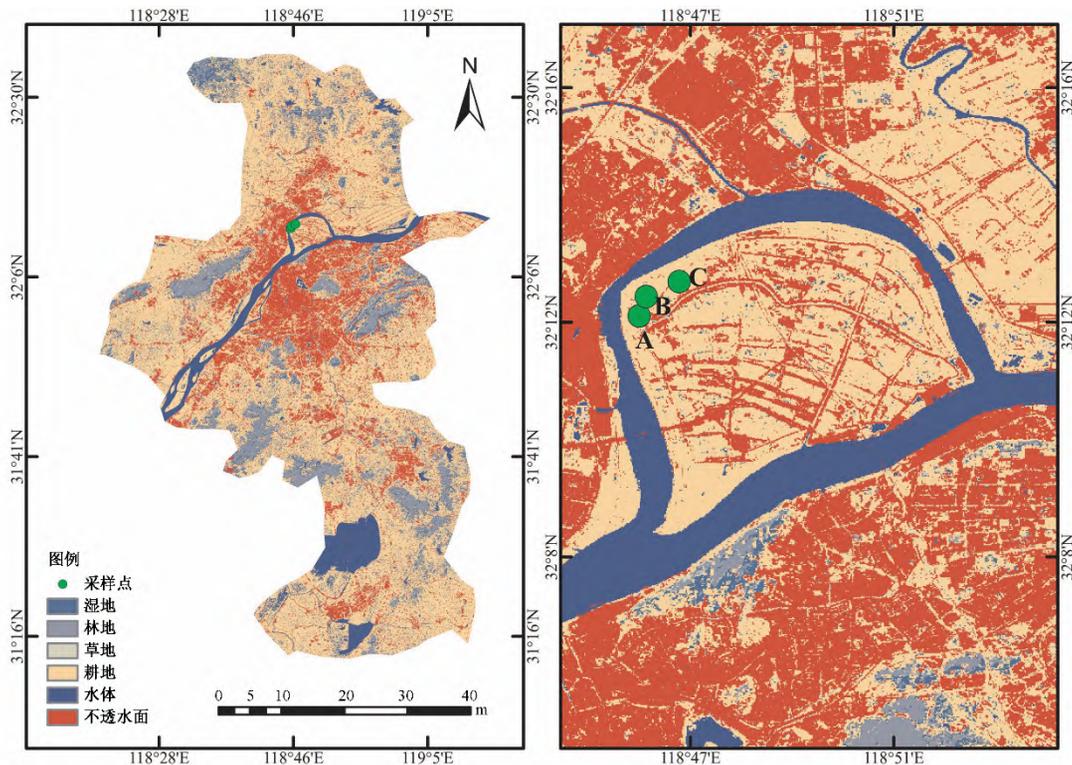


图1 研究区域土地利用类型及采样点位置

Fig.1 Land use types and locations of sampling sites in the study area

表1 A、B、C三个采样点沉积物初始理化性质

Tab.1 Initial physical and chemical properties of sediments at each sampling sites

	pH	有机质/(mg·mg ⁻¹)	N/(g·kg ⁻¹)	C/(g·kg ⁻¹)	Cr/(mg·kg ⁻¹)	Mn/(mg·kg ⁻¹)	Fe/(mg·kg ⁻¹)
A	8.09±0.06	0.189	0.353	20.218	0.070	0.705	44.375
B	7.52±0.02	0.068	0.163	13.024	0.079	0.688	35.32
C	7.60±0.04	0.076	0.287	18.197	0.071	0.860	39.099

1.3 实验设计

利用从采样点A、B、C获得的沉积物样品的子样品测试了干燥后再湿润对沉积物碳排放的影响。根据南京市未来气候变暖趋势以及研究区平均气温,该微宇宙实验设置了2个温度

梯度:20℃和30℃,以及3个水分梯度:全淹水处理、半淹水处理和干处理以模拟经历干燥后的极端湿润、经历干燥后的湿润和长期干燥。共有18组处理,每组包含3个重复。由于各采样点无上覆水,且为了避免外源营养输入,本研究以去离子水作

为培养水。

首先,称取 80 g 干燥沉积物样品,均匀地平铺于 250 mL 培养瓶底部,分别加入 125、40 和 0 mL 去离子水作为不同干湿处理,将 PM996 封口膜固定在瓶口后,用针头扎适量孔以确保非密闭培养环境,接着将所有样瓶放于 15 °C 的培养箱中预培养 7 d,以恢复沉积物的微生物活性,之后分别在 20、30 °C 黑暗的恒温培养箱中开始正式培养。实验期间需定期称量培养瓶,并加入对应重量的去离子水,以补偿蒸发造成的损失,保持瓶内水分恒定。在第 1、7、13、19、25、31、37 和 43 d 采集样本。采集气体样品前,将培养瓶上的封口膜取下,并不断扰动瓶口周围的空气,使瓶内和瓶外的气体浓度保持基本一致。十分钟后,盖上橡胶塞以保证培养瓶密闭。接着用带有皮下注射针和三通阀的注射器刺透橡胶塞,进行抽取、推出气体的动作,反复 3 次,将瓶内气体搅匀,抽取 10 mL 气体,关闭三通阀,并立即将气体注入预先抽好真空的血清瓶中,储存起来以备分析。将培养瓶放回培养箱中,12 h 后重新取出,抽取 10 mL 经过混匀的瓶中气体,同样储存于预先抽好真空的血清瓶中。将橡胶塞取下,不断扰动瓶口周围气体,使瓶内气体浓度恢复到和瓶外气体浓度一致。

使用带有一次性 80 mm 针头的注射器抽取 15 mL 液体样品,其中 13 mL 经过滤(孔径 0.45 μm)后分别用于紫外、荧光、DOC 等测定,剩下 2 mL 无需过滤,直接打入棕色离心管后冷冻,永久保存。

1.4 样品分析

气样:CO₂和CH₄浓度利用气相色谱仪(GC, Agilent7890B, 美国)测定,该仪器配备了用于CO₂和CH₄的火焰电离检测器(Flame Ionization Detector, FID),工作温度为 250 °C,载气为高纯氮气(N₂),燃气为氢气(H₂)。沉积物有机质含量采用高温燃烧法测定。水样:DOC 利用 TOC 分析仪(Shimadzu TOC-L, 日本)测定。pH 值用 pH 计(SartoriusPB-10, 德国)测定,土水比 1:1。在室温下使用紫外-可见分光光度计(HACH DR6000, 美国)以获取紫外-可见光谱数据,扫描光谱范围为 200~800 nm,步长为 1 nm。使用荧光分光光度计(Agilent Cary Eclipse, 美国)获得激发发射矩阵(EEMs)。激发波长范围为 200~450 nm,步长为 5 nm;发射波长范围为 250~600 nm,步长为 2 nm。扫描速率为 1 200 nm/min。样品分析前储存在 4 °C。在测定过程中未使用生物抑制剂,因为它们可能会造成干扰^[33, 34]。光谱分析在 24 h 内完成,以防止潜在的生物降解。平行因子分析(PARAFAC)建模按照 DOMFlour 工具箱手册进行^[35],在 PARAFAC 分析之前,通过从样品光谱中减去去离子水光谱来消除拉曼散射。3 种荧光组分(C1、C2、C3)均通过经典的拆半验证确定。

1.5 计算和统计分析方法

本研究利用 MATLAB R2020b 进行平行因子分析(PARAFAC)建模,利用 IBMSPSS20 完成相关性分析及单因素 ANOVA 方差分析,并使用 Origin 2021b 完成分析数据及绘图。

2 结果与分析

2.1 不同温度及干湿处理下沉积物 CO₂和 CH₄排放特征

2.1.1 CO₂排放特征

图 2 展示了 A、B、C 三点沉积物在不同温度及干湿处理下的 CO₂排放速率情况。可以看出,不同的温度处理下,A、B、C 3 个样点沉积物培养过程中 CO₂排放速率随时间表现不同。

首先,从 CO₂排放情况来看,20 °C 培养处理下,全淹水处理时,A、C 两点沉积物的 CO₂排放速率趋势较相似[图 2(a), (e)],始终呈波动上升趋势,而 B 点沉积物 CO₂排放速率在前 21 d 波动上升,后期逐渐减小[图 2(c)]。半淹水处理表现为:B、C 两点沉积物 CO₂排放速率变化趋势分别与其全淹水处理下的变化趋势相近,而 A 点沉积物 CO₂排放速率随着实验的进行逐渐降低,最后趋于稳定。干处理下,A 点沉积物始终表现为微弱的排放,而 B、C 两点沉积物则在排放 CO₂和吸收 CO₂之间波动。其次,从 CO₂排放速率峰值来看,20 °C 培养处理下,全淹水处理时,A、B、C 3 个样点沉积物分别在实验第 37 d、第 19 d、第 25 d 达到排放速率峰值,分别为 6.44、2.08、2.83 mg/(kg·d)。同等温度处理下,半淹水处理表现为:B、C 两点沉积物分别在实验第 25 d 和第 43 d 达到 CO₂排放速率峰值,分别为 1.99、2.57 mg/(kg·d)。

30 °C 培养处理时,首先从全淹水处理来看:A 点沉积物 CO₂排放速率先上升后逐渐减小[图 2(b)],B 点沉积物 CO₂排放速率呈波动式下降[图 2(d)],而 C 点沉积物 CO₂排放速率在前 25 d 始终在 0.91~2.52 mg/(kg·d) 范围内波动,25~37 d 内基本稳定,培养末期排放速率骤增[图 2(f)]。其次,半淹水处理下,A 点沉积物 CO₂排放速率随时间逐渐减小,B、C 两点排放速率在第 7~13 d 陡增,随后第 13~37 d 又随时间逐渐降低。而干处理下,除 B 点沉积物 CO₂排放速率波动较大,A、C 两点排放速率均相对稳定,且维持较低水平。此外,从 CO₂排放速率峰值来看,30 °C 培养处理下,全淹水处理时,A、C 两个样点沉积物排放速率峰值分别为 12.56、3.67 mg/(kg·d)。半淹水处理下,B、C 两个样点沉积物排放速率最大值分别为 2.92 和 3.86 mg/(kg·d)。

综上,首先,从不同干湿处理下的 CO₂累积排放量来看:整体表现为相同温度处理下全淹水处理>半淹水处理>干处理,且全淹水处理和半淹水处理下的 CO₂累积排放量均显著高于干处理($P<0.05$),但全淹水处理和半淹水处理间无显著差异,全淹水处理下的 CO₂累积排放量可达干处理下的 3.5~16.1 倍。其中 A 点 CO₂累积排放量最高,其次是 C 点、B 点。此外,在 30 °C 培养处理时,全淹水处理下,A 点沉积物 CO₂累积排放量可达 375.26 mg/kg,分别是 B、C 两点沉积物排放的 4.25~5.57 倍。其次,比较两个温度处理下的 CO₂累积排放量情况可见:3 个样点在相同干湿处理下的 CO₂累积排放量均随温度升高而增加,均表现为 30 °C 培养处理下的排放显著高于 20 °C 下的排放($P<0.05$),30 °C 培养处理下的累积排放量可达 20 °C 培养处理下的 1.04 倍~3.71 倍。

2.1.2 CH₄排放特征

图 3 展示了 A、B、C 3 个样点的沉积物在不同温度及干湿处

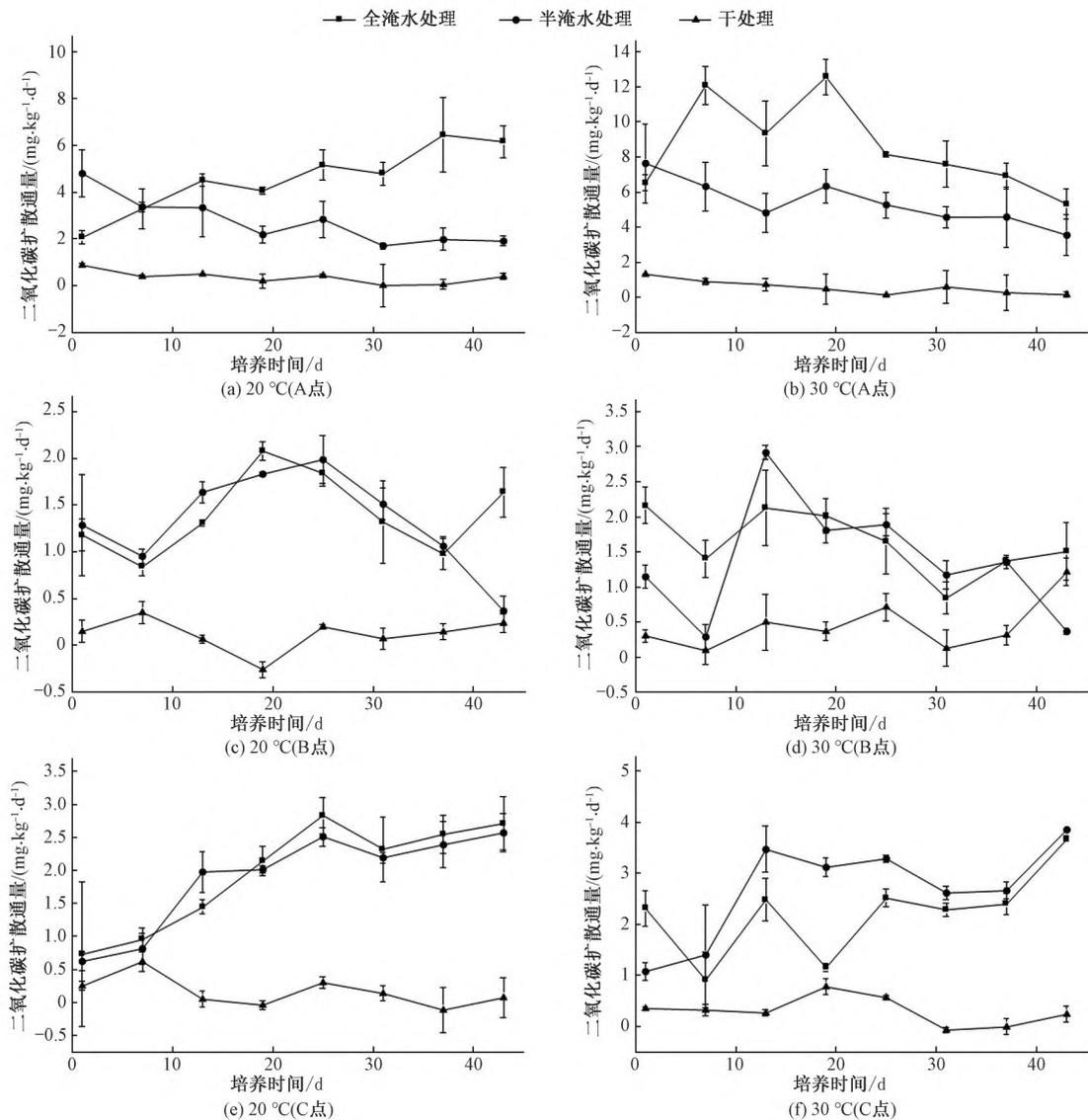


图2 A、B、C 3个采样点沉积物在不同温度及干湿处理下的 CO₂ 排放速率

Fig.2 CO₂ emission rates at each sites under different temperatures and moisture circumstances

理下的 CO₂ 和 CH₄ 排放速率情况。可以看出,不同的温度处理下,A、B、C 3个样点沉积物培养过程中 CH₄ 排放速率随时间表现不同。

首先,从 CH₄ 排放情况来看,20 °C 时,全淹水处理下,A、B、C 三点沉积物 CH₄ 排放速率均呈波动趋势[图 3(a),(c),(e)],其中 B、C 两点波动幅度较大。而半淹水处理和干处理下则均在排放 CH₄ 和吸收 CH₄ 之间波动。此外,从 CH₄ 排放速率峰值来看,20 °C 培养处理下,全淹水处理时,A 点沉积物在第 13 d 达 CH₄ 排放速率峰值,B、C 两点沉积物则均在第 31 d 达排放速率峰值,最大值分别为 0.71、0.86 和 0.43 μg/(kg·d)。

30 °C 培养处理时,首先从全淹水处理来看:A、C 两点沉积物 CH₄ 排放均呈先上升后下降趋势[图 3(b),(f)],B 点 CH₄ 排放速率在前 13 d 呈下降趋势[图 3(d)],第 13~19 d 骤增,随后又随时间减小。其次,半淹水处理下,A 点沉积物的 CH₄ 排放速率在前 31 d 均表现为吸收 CH₄,而 B、C 两点排放速率始终大于 0 且随时间增加。而干处理下,各点沉积物始终在排放 CH₄ 和吸收 CH₄ 之间波动。此外,从 CH₄ 排放速率峰值来看:与 20 °C 培养处

理相比,30 °C 培养处理下,全淹水处理时,A、B 两点沉积物的排放速率峰值出现时间均提前至第 19 d,C 点沉积物仍在第 31 d 达到排放最大值,分别为 3.36、0.75、0.30 μg/(kg·d)。半淹水处理下,B、C 两点均在第 31 d 达 CH₄ 排放速率最大值,分别为 0.31 和 0.16 μg/(kg·d)。

综上所述,总体来看:① 从不同干湿处理下的 CH₄ 累积排放量来看,整体表现为全淹水处理下的 CH₄ 排放显著高于半淹水处理和干处理下的 CH₄ 排放 ($P < 0.05$),但半淹水处理与干处理之间差异不显著。其中 A 点 CH₄ 累积排放量最高,其次是 C 点、B 点。在 30 °C 培养处理时,全淹水处理下,A 点沉积物 CH₄ 累积排放量为 82.18 μg/kg,分别是 B、C 两点沉积物排放的 11.88 倍、5.23 倍。② 比较两个温度处理下的 CH₄ 累积排放量情况可见:三点在相同干湿处理下的 CH₄ 累积排放量均随温度升高而增加,但并不显著 ($P > 0.05$),30 °C 培养处理下的累积排放量可达 20 °C 培养处理下的 1.08~3.80 倍。

2.2 不同温度及干湿处理下溶解性有机质变化特征

溶解性有机质(DOM)是水生生态系统中生物有效有机碳

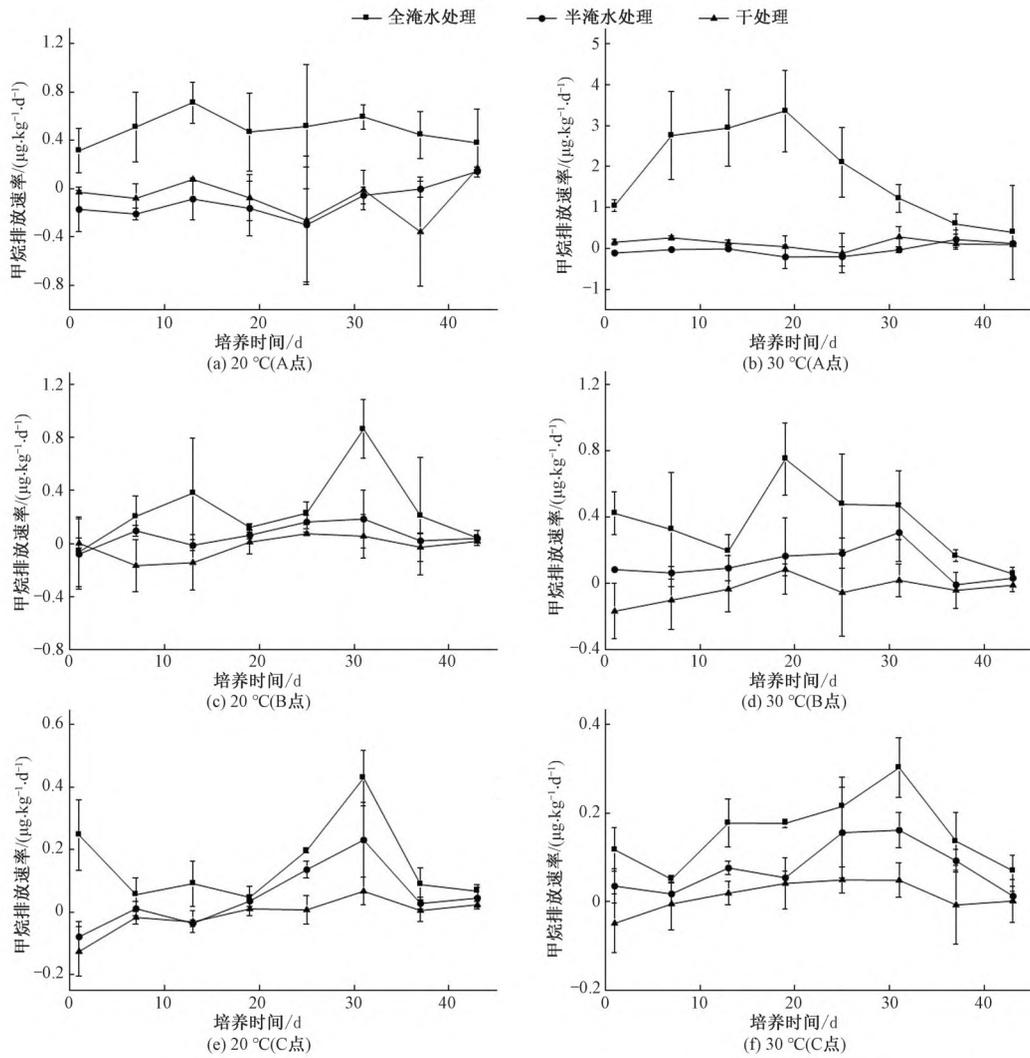


图3 A、B、C三个采样点沉积物在不同温度及干湿处理下的CH₄排放速率

Fig.3 CH₄ emission rates at each sites under different temperatures and moisture circumstances

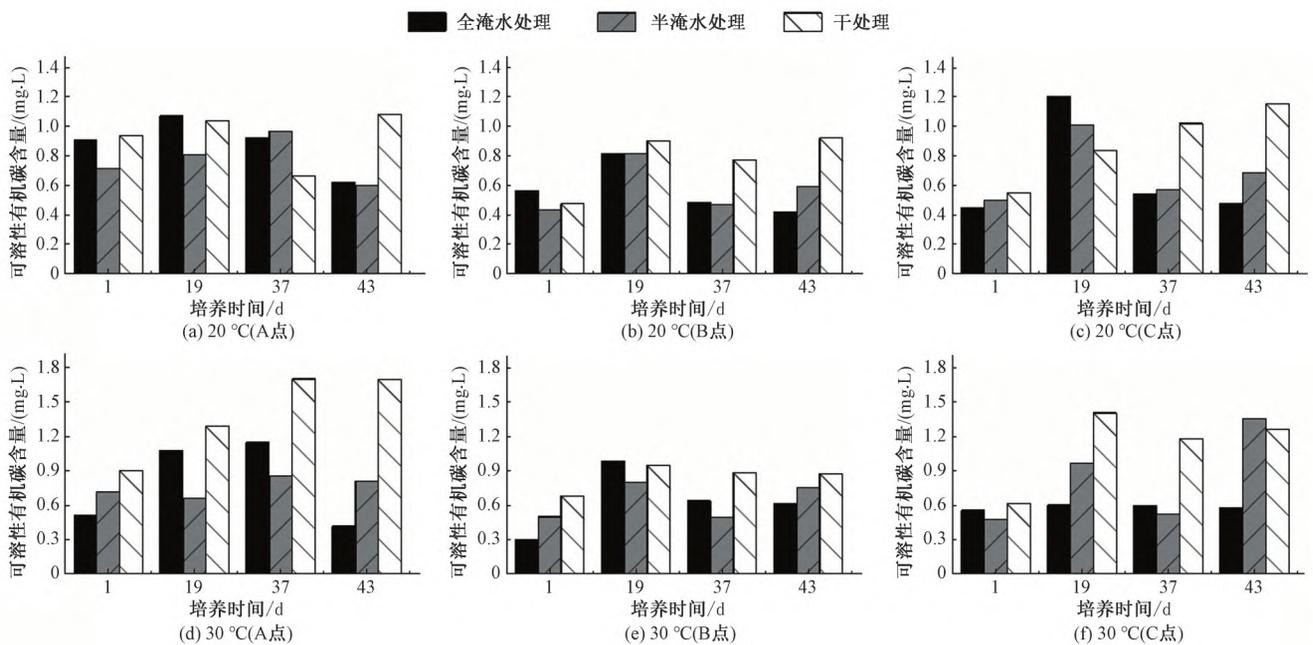


图4 不同温度及干湿处理下DOC含量

Fig.4 The DOC content under different temperatures and moisture circumstances

的最大来源之一,是微生物活动的能量来源^[34, 36],对全球生态系统碳循环有着重要影响^[37]。

本研究中,由于半淹水处理及干处理样瓶中无上覆水,我们利用水提法^[38]测量沉积物DOC含量。结果表明,全淹水处理下,DOC含量在20℃和30℃下均呈先上升后下降趋势,半淹水处理下DOC含量呈不规律的波动趋势,而干处理组下DOC含量整体呈增加趋势,且干处理组的DOC含量整体保持较高水平(图4),其中A点沉积物在30℃下表现尤其明显,即培养末期干处理组的DOC含量可达全淹水处理组DOC含量的4.09倍。

本研究将荧光EEMs与PARAFAC分析相结合,分析确定了3种荧光组分:C1、C2均为胡敏酸类亲水性物质[图5(a), (c)],C3是一种类似于色氨酸的类蛋白质物质[图5(e)]。

C1和C2组分均显示了单个发射光谱处的两个激发最大值,作为两个荧光峰的组合。C1组分在245 nm处具有初级激发峰,在325 nm处具有次级峰,在416 nm处具有最大发射峰[图5(b)],通常被称为A+M峰。C2组分在250 nm处具有初级

激发峰,在365 nm处具有次级峰,在496 nm处显示最大发射峰[图5(d)],通常被称为A+C峰。峰A归因于具有腐殖质特征的高分子量物质,而峰C的发射波长更长,表明与峰A相比具有更高分子量和更芳香特征的陆地腐殖质,不易被微生物降解利用^[39],峰M的发射波长范围较短(370~430 nm),因此被认为比峰A和峰C的芳香性更少,分子量更低^[39-42]。C1和C2组分中包含的所有荧光峰均被描述为类腐殖酸^[43]。与C1和C2组分的情况类似,C3组分也包括两个荧光峰的组合,在225 nm处显示最大激发波长,在308 nm处显示最大发射波长,在458 nm处显示次级发射波长[图5(f)],称为A+T峰,且与被认为是蛋白质色氨酸样组分的峰T更加接近^[43]。色氨酸类成分与生物生产有关^[44],通常被发现于不同的水生系统^[42, 45-47]。

DOM荧光组分随着培养时间的变化规律如表2所示:20℃培养处理下,随着培养实验的进行,C1、C2组分(类腐殖酸)的相对丰度不断增加,C3组分(类蛋白质)的相对丰度不断减少。30℃培养处理下,C1、C2、C3组分的相对丰度均不断增加,但C3

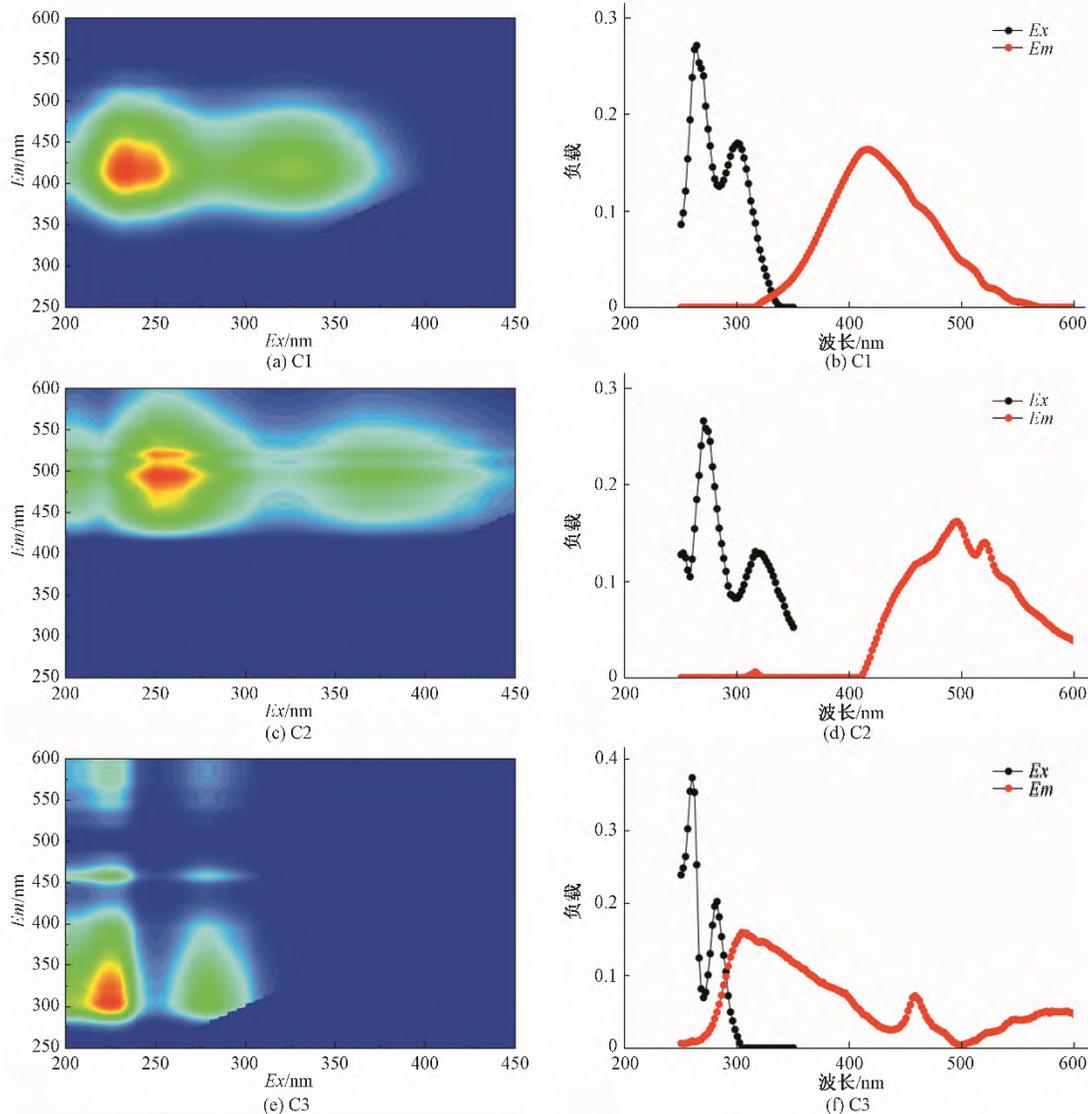


图5 各点沉积物上覆水/孔隙水DOM荧光组分及最大激发/发射波长分布

Fig.5 DOM fluorescence components of overlying water and sediment pore water of each sites and maximum excitation/emission wavelength distribution

表2 培养末期各点沉积物DOM组分C1、C2、C3
在不同温度下的相对丰度较培养初期增幅情况

Tab.2 The increase of relative abundance of sediment DOM components
C1, C2 and C3 at the end of incubation under different temperatures

	A		B		C	
	20 °C	30 °C	20 °C	30 °C	20 °C	30 °C
C1	0.047	0.503	0.407	0.489	1.394	0.885
C2	0.094	0.577	1.112	0.659	0.700	0.703
C3	-0.002	0.231	-0.024	0.021	-0.173	0.130

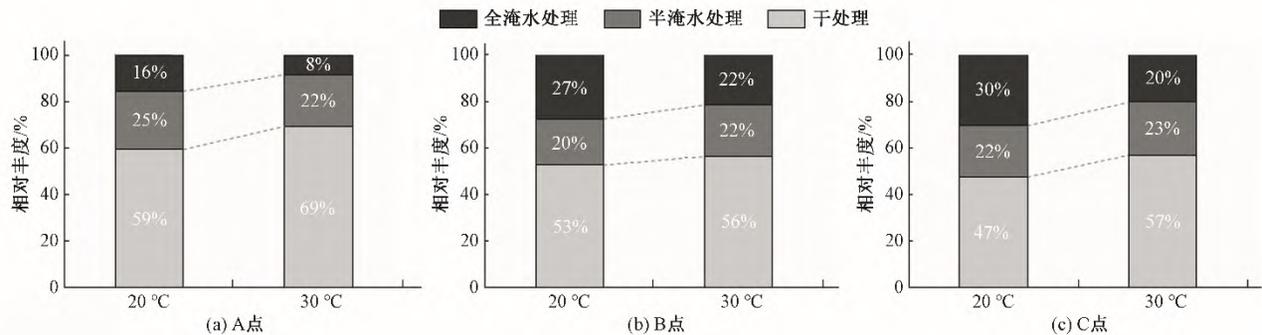


图6 各点沉积物DOM组分C1、C2、C3在20、30 °C下的相对丰度

Fig.6 Relative abundance of DOM components C1, C2 and C3 under different temperatures

此外,现有多种指标可用于量化DOM荧光特性的差异,其中最简单、应用最广泛的是二维荧光指数FI,它反映了芳香氨基酸与非芳香物对DOM荧光强度的相对贡献率,因而可以作为物质的来源以及DOM的降解程度的指示指标^[48]。腐殖质化指数HIX表示DOM的腐殖化程度,数值越大,腐殖化程度越高^[39]。自生源指数BIX数值越大表明自生源贡献越大^[49]。比紫外吸收系数SUVA₂₅₄数值越大表明芳香性越强,腐殖质酸类含量高,腐殖化程度高^[50]。

本研究中,各荧光组分在不同温度培养处理下的FI、HIX、BIX以及SUVA₂₅₄指数如表3所示,由于半淹水处理和干处理无上覆水,故本研究仅对全淹水处理计算荧光指数。① FI指数: A、B两点沉积物在20 °C培养温度下FI指数均小于1.3,30 °C培

组分(类蛋白质)的增幅不显著。

比较两个温度培养处理下的各荧光组分相对丰度情况可知:20 °C培养处理下,C1组分(类腐殖酸)的相对丰度占主导地位,分别占A、B、C三点沉积物上覆水DOM组分的59%、53%和47%(图6),C3组分(类蛋白质)分别占16%、27%和30%。30 °C培养处理下,C1组分的相对丰度逐渐增大,分别增加至69%、56%和57%。相反,组分C3的相对丰度逐渐减少,分别下降至8%、22%和20%。

养温度下则大于1.9,这可能与沉积物中大量腐殖质来源于陆地植物及土壤有机质有关。② BIX指数:A、B、C三点沉积物在两个温度培养处理下的BIX指数均小于0.8,说明培养过程中新生自生源较少。③ 对于HIX指数和SUVA₂₅₄指数来说,A、B、C三点沉积物在30 °C全淹水处理下均高于20 °C(但不显著),表明30 °C时DOM的腐殖酸含量更高,腐殖化程度更高,芳香化程度更强。而在同一温度培养处理下,A点沉积物HIX指数大于10,B、C两点沉积物HIX指数均大于4,表明三个样点沉积物DOM具有强腐殖质特征,且A点沉积物DOM的腐殖化、芳香化程度均高于B、C两点,这与我们观察到的A点沉积物碳排放水平高于B、C两点的结论相吻合。

表3 各荧光组分在不同温度下的SUVA₂₅₄、HIX、BIX、FI指数

Tab.3 SUVA₂₅₄, HIX, BIX, FI indices of each fluorescence component under different temperatures

	A		B		C	
	20 °C	30 °C	20 °C	30 °C	20 °C	30 °C
SUVA ₂₅₄	3.09±0.96	4.73±0.84	2.23±1.90	2.61±2.26	2.67±2.29	3.18±2.78
HIX	11.87±11.04	12.98±5.32	5.95±1.82	10.14±14.41	6.14±3.00	9.70±6.28
BIX	0.64±0.03	0.64±0.03	0.73±0.04	0.74±0.02	0.74±0.03	0.72±0.03
FI	1.20±4.64	2.15±0.18	0.70±8.19	2.60±1.13	2.78±1.85	2.56±1.03

3 讨论

3.1 温度和干湿循环对温室气体排放的影响

3.1.1 温室气体排放对温度的响应

首先,本研究中,A、B、C三点沉积物在30 °C培养处理下的CO₂累积排放量均显著高于20 °C下沉积物的CO₂累积排放量($P < 0.05$),这与桑文秀等人的研究结果一致^[51]。许多学者认为,在其他因素不受限制的前提下,当土壤水分在一定范围内变化

时,温度升高会促进土壤温室气体的排放^[52-53]。一方面,土壤酶的活性和土壤碳矿化率的增加与温度呈正相关关系^[54],另一方面,随着温度升高,土壤微生物活性变强,微生物呼吸熵增加,将释放更多的CO₂^[55],因此,本研究中,升温使得微生物活性加强,并加速有机质的分解速率,导致30 °C培养处理下的CO₂累积排放量可达20 °C培养处理下的1.04~3.71倍。

其次,本研究中,30 °C培养处理下3个样点沉积物的CH₄排放均高于20 °C,但差异并不显著,这与前期报道研究结果一

致^[51]。在厌氧条件下,产甲烷菌及其他微生物共同作用,将有机碳逐步分解,最终生成CH₄。当温度升高时,微生物活性增强,合成CH₄酶的速率加快,进而促进CH₄排放^[51]。但CH₄排放量还受甲烷氧化菌的影响,丁维新等人的研究表明,低温下土壤产CH₄能力较弱,且甲烷氧化菌不易受温度变化的影响^[56]。因此,本研究中,30℃培养处理下产甲烷菌更有优势,从而促进沉积物的CH₄排放,导致本研究30℃培养处理下的CH₄累积排放量可达20℃培养处理下的1.08~3.80倍。综上所述,增温促进CO₂和CH₄排放,但CH₄排放差异不显著。

3.1.2 温室气体排放对干湿处理的响应

从CO₂排放对不同干湿处理的响应来看:在一定水分范围内,土壤CO₂的排放量与含水量呈极显著相关^[19],水分过高或者过低都会降低微生物活性,使得CO₂排放降低^[21, 57]。本研究中,干处理条件下CO₂排放始终低于全淹水处理和半淹水处理下的排放,且变化趋势较小,这与之前的研究结果相符^[21],这是因为长期处于干燥状态下的沉积物含水量过低,导致呼吸底物扩散速率降低,微生物移动速率减缓,减少了二者的接触机会,从而降低了微生物的呼吸作用^[21, 58]。而复湿后(全淹水处理和半淹水处理),含水量的增加促进了团聚体的破碎分散、有机碳的溶出以及营养物质的释放,为微生物提供了丰富的碳源,故而有较高的CO₂排放^[59]。但其中C点沉积物在30℃培养处理下的CO₂累积排放量表现为在半淹水处理时最高,可能是因为该样点的细菌、真菌及其他微生物丰度有异于A、B样点^[25],高温、高含水量的培养环境使得C点沉积物中微生物的活性降低,从而减少了全淹水处理下的CO₂排放。根据Birch^[60]的研究,土壤在复水过程中土壤CO₂排放能剧增至原来的2~10倍,本研究中,两个温度培养处理下各点沉积物复湿后的CO₂累积排放量可达干燥状态下的4~16倍。此外,复湿后所有处理均再次出现温室气体排放速率峰值,但出现时间有较大差异。此外,前期研究在再湿润模拟中发现,再湿润可导致沉积物CO₂排放通量瞬时增加,并持续增加至重新湿润后的第9 d^[1],而José R等人在干燥再湿润模拟实验却并未发现CO₂排放通量增加,反而在培养实验前三天均观察到CO₂吸收现象,在复湿第四天后才观测到CO₂快速排放^[59]。本研究观察到CO₂排放速率在实验前7 d骤降的现象,这可能是预培养周期较长,故没有观测到CO₂排放速率的第一个峰值。总之,复湿导致CO₂在短时间内大量排放。

从CH₄排放对不同干湿处理的响应来看:本研究中,不同干湿处理下,各点沉积物均表现为全淹水处理下CH₄排放最高,这与Henneberg等人的研究结果一致^[2, 61, 62]。这是因为全淹水处理创造的相对厌氧环境有利于产甲烷菌的活动,且复湿这一过程中由于微生物的溶解和土壤团聚体的破坏,重新湿润的沉积物会释放养分,刺激微生物群落及其矿化活性^[63],从而产生更多CH₄。而半淹水处理无法达到严格的厌氧水平,导致产甲烷菌数量及活性较低,而甲烷氧化菌在这种环境下始终保持较高的活性,不断将CH₄氧化,从而降低CH₄浓度^[64],因此,本研究中A、C两点沉积物在半淹水处理下出现了吸收CH₄的情况。干处理使得原本湿润的沉积物严重缺乏水分,促进了沉积物微生物群落的脱水,直接影响它们将有机质分解为CH₄的能力^[65],导致干处理下CH₄排放极低。由此可见,复湿促进了沉积物的

CH₄排放。

综上所述:增温和干湿交替对长江漫滩沉积物温室气体排放的影响不容小觑。当沉积物长期处于干燥状态时,温室气体排放始终维持较低水平,但随着土壤含水量增加、温度升高,温室气体排放量也将显著上升。分析不同干湿处理下的CO₂排放当量发现:全淹水处理下排放的CO₂当量最高,其次是半淹水处理、干处理,其中CO₂排放占总CO₂当量的99.7%,CH₄排放仅占0.3%,故虽然CH₄排放的增温潜能是CO₂的28倍,但是温室效应依然由CO₂排放占主导地位。此外,高温高水位环境下长江漫滩沉积物温室气体排放的CO₂当量可达低温干燥环境下的28倍以上,因此,极端干旱叠加高温在短期内可能并不会对长江中下游地区区域温室气体排放产生较大影响,但当后期降水强度恢复正常时,漫滩沉积物温室气体排放将在短时间内急剧增加,从而加剧全球气候变暖。极端干旱再湿润过程是温室气体排放热点,应加强模拟极端干旱再湿润事件下的江滩生态系统碳循环过程。此外,需要注意本研究是在室内模拟培养实验下进行的,通常室内培养实验数据有较好的可控性,能够准确的模拟环境变量对温室气体排放的影响并确定核心影响因子,但室内培养实验未考虑植物的影响,且实验过程中始终无外源营养输入,与长江漫滩湿地实际情况存在差异,存在一定的局限性,而干旱是具有时空属性的气象水文农业灾害,今后还需再依据室内培养实验的关键影响因子综合开展野外观测研究,方可定性定量的评价气候变化下生态系统碳排放响应。

3.2 溶解性有机质变化特征对温室气体排放影响的机制

3.2.1 DOC浓度变化与温室气体排放

近年来,有学者发现DOC浓度与CO₂、CH₄排放量呈显著正相关关系^[66, 67],尤其是在温度较高、径流条件较好的丰水期和平水期,说明外源DOC输入和内源DOC微生物分解均为水体CO₂、CH₄的重要来源^[8]。也有研究表明在向湿地添加可分解有机物后,CH₄产量显著增加了75%^[2, 68]。本研究中除20℃下A点沉积物DOC浓度与CH₄排放呈显著正相关外,并未发现DOC浓度与CO₂、CH₄排放有良好相关关系,可能是由于外源有机质输入能不断提供碳基质,保证微生物呼吸有充足的底物,同时能让产甲烷菌将更多的有机化合物转化为CH₄和CO₂,而室内培养实验过程中始终无外源碳输入,导致温室气体排放受限^[69]。

3.2.2 干湿交替影响可溶性有机碳含量从而间接影响温室气体排放

干湿交替对土壤可溶性有机碳含量也有重要影响,它能影响土壤DOC的溶出。研究表明,较高的含水量有利于土壤里大团聚体的分散,使其中的有机质释放出来,增加可溶性有机碳含量^[70]。本研究中,复湿后全淹水处理下的DOC含量呈先增加后减小的趋势,可能是因为沉积物经历的干燥过程,不利于微生物的生存,随时时间的推移,微生物不断死亡并释放出胞内积累的物质以增加DOC含量^[71]。复湿后,全淹水处理下的沉积物含水量在短时间内大幅提升,刺激了微生物活动使得微生物量短时间内激增,随着培养实验的进行,有机质不断被消耗,或

以其他形式转移到水和大气中,导致DOC含量慢慢减少,温室气体排放不断增加^[70]。而干处理下沉积物含水量始终较低,使得微生物量大幅减少,温室气体排放也大幅降低,但微生物死亡过程中释放的胞内物质不断积累在沉积物颗粒中,故本研究中干处理下的DOC含量逐渐增加,30℃培养处理时,培养末期干处理下的DOC含量是全淹水处理下的6.8倍。

复湿后的半淹水处理,由于不同采样点沉积物的异质性,使得沉积物颗粒储水能力不同,导致培养瓶中沉积物并非处于完全均匀的半淹水状态,从而加重沉积物中微生物群落的不均匀性。且培养过程中定期补水的操作使得部分沉积物颗粒不断经历干湿交替的过程,反复的水分变化导致沉积物结构及理化性质发生变化,使内部有机质释放并溶解于水中,增加DOC含量,为温室气体排放提供更多的底物。此外,沉积物颗粒反复经历干旱过程引起微生物死亡,释放胞内溶质进一步增加DOC含量。复湿过程中呼吸作用加强,消耗部分有机质,而其他始终处于半淹水状态的沉积物颗粒也会不断发生有机质向外溶出及微生物呼吸等作用,最终具体表现为DOC含量增加还是减少取决于上述过程综合作用的结果,因此本研究中半淹水处理下DOC含量随时间始终呈波动趋势。

3.2.3 温度影响溶解性有机质从而间接影响温室气体排放

本研究中DOM的C1、C2组分为腐殖质,C3组分为类蛋白质类物质,在培养过程中微生物不断分解有机残体,一部分被彻底矿化生成CO₂,另一部分转化为简单化合物,最终在微生物的作用下合成腐殖质,使得蛋白质等物质占比减少,腐殖质类物质占比增加,进而促进温室气体排放^[72],这与我们观察到的组分C1、C2占比随时间增加而组分C3占比随时间减少的现象相一致。此外,随着温度的升高,微生物活动加剧,腐殖化程度加深,导致与20℃培养处理相比,30℃下腐殖质类物质占比增加,蛋白质类物质占比减少,以致温室气体排放进一步提升,这与我们观察到的30℃培养处理下各点沉积物温室气体排放显著高于20℃下排放的结论相吻合。因此,本研究中DOM中的C3组分(类蛋白质)是影响温室气体排放的关键组分。

从荧光指数来看,FI、HIX和SUVA₂₅₄指数均随温度升高而增大,可能是因为沉积物中大量腐殖质来自陆地植物及土壤有机质,是20℃下微生物分解利用的主要物质,当温度升高至30℃时,刺激了微生物向外释放更多溶质,因此又显示出较强的自生源特征^[39]。此外,同一温度培养处理下,HIX指数由高到低分别为A点>B点>C点,表明A点沉积物DOM的腐殖化、芳香化程度均高于B、C两点,这与我们观察到的A点沉积物温室气体排放水平高于B、C两点的结论相一致。随着培养时间的延长,HIX指数也逐渐增加,说明腐殖化程度随着培养的进行而加深,进而促进温室气体的排放。

本研究中,增温和干湿交替均对长江漫滩沉积物温室气体排放有显著影响。其中,长期处于干燥状态下的沉积物温室气体排放非常微弱,CO₂排放当量仅为全淹水处理下的十分之一。但是室内培养实验过程中无植被,而自然环境下,极端干旱往往伴随着极端高温同时发生,二者的协同作用将导致长江漫滩生态系统植被生产力显著下降甚至会造成植被大面积死亡,一方面削弱了生态系统碳汇功能,另一方面死亡的植被又为生态

系统碳排放提供了充足的基质,使长江漫滩湿地变成更大的碳源,从而加剧全球气候变暖^[73]。当降水强度逐渐恢复,频繁的干湿交替可能会改变土壤有机碳的迁移和沉积过程,导致土壤碳以可溶性有机碳和无机碳形式大量流失,影响生态系统碳汇功能。因此,长期干旱降低长江漫滩微生物活性减弱温室气体排放,而干旱再湿润使得可溶性有机碳大量溶出,进一步参与到长江流域碳循环过程而促进温室气体排放。温室气体排放干燥再湿润过程中有很大波动^[1, 74, 75],但大多数评估都是基于不频繁的测量^[75]。而复湿期间的脉冲通量可能对温室气体排放总量至关重要^[74],测量频率太低易导致低估总体排放。

4 结 论

近年来,随着不同极端气候事件的频发,长江漫滩湿地经历的干湿交替也愈发频繁,本研究探讨长江漫滩沉积物温室气体排放对不同温度和干湿处理的响应,以期评估未来长期干旱和极端降水频发影响下河流漫滩碳排放提供重要理论支撑和数据支撑。主要结论有:

(1) 高温可显著促进长江漫滩湿地温室气体排放。30℃培养处理下,3个样点累积排放量的CO₂当量是20℃培养处理下的1.62倍。

(2) 干旱再湿润过程显著促进长江漫滩湿地沉积物温室气体排放。从不同干湿处理下的累积排放量的CO₂当量来看:相同温度处理下全淹水处理>半淹水处理>干处理,其中30℃培养处理时,全淹水处理下3个样点累积排放量的CO₂当量是干处理下的9.97倍。

(3) 高温和干旱再湿润过程均显著增加长江漫滩湿地碳以可溶性有机碳形式流失进入流域。长期处于高温干旱状态的沉积物温室气体排放极低,期间死亡微生物释放的活性物质不断积累在沉积物颗粒中,导致培养实验末期干处理下可溶性有机碳含量为全淹水处理下的6.8倍,而复湿后可溶性有机碳的扩散不受限制,大量释放进入流域进而使得温室气体排放显著提升,造成高温高水位条件下沉积物温室气体排放的CO₂当量可达低温干燥环境下的28倍以上。

建议未来研究中加强对极端干旱再湿润事件对生态系统碳循环的模拟和机理研究,并将这一气候事件过程对河流漫滩温室气体排放的影响纳入区域温室气体排放估算中,尤其要注意出现在干旱开始和再湿润时的排放峰值,以完善河流漫滩温室气体排放清单,评估江滩生态系统对极端干旱再湿润事件的临界阈值,为应对该类极端气候事件的科学决策提供可靠依据。

参考文献:

- [1] KOSTEN S, VAN DEN BERG S, MENDONCA R, et al. Extreme drought boosts CO₂ and CH₄ emissions from reservoir drawdown areas [J]. *Inland Waters*, 2018, 8(3): 329-340.
- [2] LU B, SONG L, ZANG S, et al. Warming promotes soil CO₂ and CH₄ emissions but decreasing moisture inhibits CH₄ emissions in the permafrost peatland of the Great Xing'an Mountains [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 829: 154-175.
- [3] MORA C, SPIRANDELLI D, FRANKLIN E C, et al. Broad threat to

- humanity from cumulative climate hazards intensified by greenhouse gas emissions [J]. *Nature Climate Change*, 2018, 8(12):1 062.
- [4] 夏军,陈进,余敦先. 2022年长江流域极端干旱事件及其影响与对策[J]. *水利学报*, 2022, 53:1-11.
- XIA J, CHEN J, SHE D X. Impacts and countermeasures of extreme drought in the Yangtze River Basin in 2022 [J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2022, 53:1-11.
- [5] 黄建平,陈文,温之平等. 新中国成立70年以来的中国大气科学研究:气候与气候变化篇[J]. *中国科学:地球科学*, 2019, 49(10):1 607-1 640.
- HUANG J P, CHEN W, WEN Z P, et al. Review of Chinese atmospheric science research over the past 70 years: Climate and climate change [J]. *Science China Earth Sciences*, 2019, 49(10):1 607-1 640.
- [6] 尹家波,郭生练,杨妍,等. 基于陆地水储量异常预估中国干旱及其社会经济暴露度[J]. *中国科学:地球科学*, 2022, 52(10):2 061-2 076.
- YIN J B, GUO S L, YANG Y, et al. Projection of droughts and their socioeconomic exposures based on terrestrial water storage anomaly over China [J]. *Science China Earth Sciences*, 2022, 52(10):2 061-2 076.
- [7] YANG P, HE Q H, HUANG J F, et al. Fluxes of greenhouse gases at two different aquaculture ponds in the coastal zone of southeastern China [J]. *Atmospheric Environment*, 2015, 115:269-277.
- [8] 朱俊羽. 我国东部湖群CO₂和CH₄气体排放特征及其影响因素[D]. 北京:中国矿业大学, 2022.
- ZHU J Y. Characteristics and Influencing Factors of Carbon Dioxide and Methane Emission from Lakes in Eastern China[D]. China University of Mining and Technology, 2022.
- [9] PINTO R M D, WEIGELHOFER G, DIAZ-PINES E, et al. River-floodplain restoration and hydrological effects on GHG emissions: Biogeochemical dynamics in the parafluvial zone [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 715:13.
- [10] HUYGENS D, SCHOUPE J, ROOBROECK D, et al. Drying-rewetting effects on N cycling in grassland soils of varying microbial community composition and management intensity in south central Chile [J]. *Applied Soil Ecology*, 2011, 48(3):270-279.
- [11] 张更喜,粟晓玲,刘文斐. 考虑CO₂浓度影响的中国未来干旱趋势变化[J]. *农业工程学报*, 2021, 37(1):84-91.
- ZHANG G X, SU X L, LIU W F. Future drought trend in China considering CO₂ concentration [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2021, 37(1):84-91.
- [12] 温庆志,孙鹏,张强,等. 非平稳标准化降水蒸散指数构建及中国未来干旱时空格局[J]. *地理学报*, 2020, 75(7):1 465-1 482.
- WEN Q Z, SUN P, ZHANG Q, et al. A multi-scalar drought index for global warming: The non-stationary standardized precipitation evaporation index (NSPEI) and spatio-temporal patterns of future drought in China [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2020, 75(7):1 465-1 482.
- [13] ALEXANDER L V, ZHANG X, PETERSON T C, et al. Global observed changes in daily climate extremes of temperature and precipitation [J]. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 2006, 111(D5):22.
- [14] GROISMAN P Y, KNIGHT R W, EASTERLING D R, et al. Trends in intense precipitation in the climate record [J]. *Journal of Climate*, 2005, 18(9):1 326-1 350.
- [15] MARENGO J A, CAMARGO C C. Surface air temperature trends in Southern Brazil for 1960-2002 [J]. *International Journal of Climatology*, 2008, 28(7):893-904.
- [16] MARENGO J A, JONES R, ALVES L M, et al. Future change of temperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modeling system [J]. *International Journal of Climatology*, 2009, 29(15):2 241-2 255.
- [17] 曹博,张勃,马彬,等. 基于SPEI指数的长江中下游流域干旱时空特征分析[J]. *生态学报*, 2018, 38(17):6 258-6 267.
- CAO B, ZHANG B, MA B, et al. Spatial and temporal characteristics analysis of drought based on SPEI in the Middle and Lower Yangtze Basin [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(17):6 258-6 267.
- [18] 吉戴婧琪,元媛,韩剑桥. 中国极端降水事件的时空变化及趋势预测[J]. *中国农村水利水电*, 2022(10):74-80.
- JI D J Q, YUAN Y, HAN J Q. Spatial-temporal changes and trend predictions of extreme precipitation events in China [J]. *China Rural Water and Hydropower*, 2022(10):74-80.
- [19] CHIMNER R A, COOPER D J. Influence of water table levels on CO₂ emissions in a Colorado subalpine fen: an in situ microcosm study[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(3):345-351.
- [20] DENDOOVEN L, ANDERSON J M. Maintenance of denitrification potential in pasture soil following anaerobic events[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1995, 27(10):1 251-1 260.
- [21] 王媛华,苏以荣,李杨,等. 水田和旱地土壤有机碳周转对水分的响应[J]. *中国农业科学*, 2012, 45(2):266-274.
- WANG Y H, SU Y R, LI Y, et al. Response of the Turnover of Soil Organic Carbon to the Soil Moisture in Paddy and Upland Soil [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2012, 45(2):266-274.
- [22] 王德宣,丁维新,王毅勇. 若尔盖高原与三江平原沼泽湿地CH₄排放差异的主要环境影响因素[J]. *湿地科学*, 2003, 1(1):63-67.
- WANG D X, DING W X, WANG Y Y. Influence of major environmental factors on difference of methane emission from Zoigê plateau and Sanjiang plain Wetlands [J]. *Wetland Science*, 2003, 1(1):63-67.
- [23] 宋长春,杨文燕,徐小锋,等. 沼泽湿地生态系统土壤CO₂和CH₄排放动态及影响因素[J]. *环境科学*, 2004, 25(4):1-6.
- SONG C C, YANG W Y, XU X F, et al. Dynamics of CO₂ and CH₄ concentration in the mire soil and its impact factors [J]. *Environmental Science*, 2004, 25(4):1-6.
- [24] 葛瑞娟,宋长春,王丽丽. 湿地甲烷生物化学过程及影响因素的研究进展[J]. *土壤通报*, 2011, 42(1):229-235.
- GE R J, SONG C C, WANG L L. Review on biochemical processes of methane and its impacting factors in wetlands [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2011, 42(1):229-235.
- [25] SONG Y Y, SONG C C, HOU A X, et al. Temperature, soil moisture, and microbial controls on CO₂ and CH₄ emissions from a permafrost peatland [J]. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 2021, 40(5).
- [26] WANG X, LI X, HU Y, et al. Effect of temperature and moisture

- on soil organic carbon mineralization of predominantly permafrost peatland in the Great Hing'an Mountains, Northeastern China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(7): 1 057-66.
- [27] MCKNIGHT, DM, BOYER, et al. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity [J]. *Limnology and Oceanography*, 2001.
- [28] HERNES P J, BERGAMASCHI B A, ECKARD R S, et al. Fluorescence-based proxies for lignin in freshwater dissolved organic matter [J]. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 2009, 114: 10.
- [29] STEDMON C A, MARKAGER S, BRO R. Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy [J]. *Marine Chemistry*, 2003, 82(3): 239-254.
- [30] ISHII S K L, BOYER T H. Behavior of Reoccurring PARAFAC Components in Fluorescent Dissolved Organic Matter in Natural and Engineered Systems: A Critical Review [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(4): 2 006-2 017.
- [31] MLADENOV N, ZHENG Y, MILLER M P, et al. Dissolved Organic Matter Sources and Consequences for Iron and Arsenic Mobilization in Bangladesh Aquifers [J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(1): 123-128.
- [32] 黄俊霖, 苏婧, 孙源媛, 等. 白水江表层沉积物溶解性有机质荧光特性研究[J]. *环境污染与防治*, 2020, 42(6): 775-779+787. HUANG J L, SU J, SUN Y Y, et al. Fluorescence characteristics of dissolved organic matter in surface sediments of Baishui River [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2020, 42(6): 775-779+787.
- [33] CHEN M L, JAFFE R. Photo- and bio-reactivity patterns of dissolved organic matter from biomass and soil leachates and surface waters in a subtropical wetland [J]. *Water Research*, 2014, 61: 181-190.
- [34] HONG H L, WU S J, WANG Q, et al. Fluorescent dissolved organic matter facilitates the phytoavailability of copper in the coastal wetlands influenced by artificial topography [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 790: 12.
- [35] STEDMON C A, BRO R. Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: a tutorial [J]. *Limnology and Oceanography-Methods*, 2008, 6: 572-579.
- [36] WARD C P, NALVEN S G, CRUMP B C, et al. Photochemical alteration of organic carbon draining permafrost soils shifts microbial metabolic pathways and stimulates respiration [J]. *Nature Communications*, 2017, 8: 8.
- [37] PRAIRIE Y T. Carbocentric limnology: looking back, looking forward [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2008, 65(3): 543-548.
- [38] 申钊颖, 弓晓峰, 江良, 等. 不同条件对湿地土壤溶解性有机质提取的影响[J]. *环境污染与防治*, 2020, 42(1): 39-43. SHEN Z Y, GONG X F, JIANG L, et al. The effects of different conditions on extraction of dissolved organic matter from wetland soil [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2020, 42(1): 39-43.
- [39] FELLMAN J B, HOOD E, SPENCER R G M. Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review [J]. *Limnology and Oceanography*, 2010, 55(6): 2 452-2 462.
- [40] BALCARCZYK K L, JONES J B, JAFFE R, et al. Stream dissolved organic matter bioavailability and composition in watersheds underlain with discontinuous permafrost [J]. *Biogeochemistry*, 2009, 94(3): 255-270.
- [41] MURPHY K R, STEDMON C A, WAITE T D, et al. Distinguishing between terrestrial and autochthonous organic matter sources in marine environments using fluorescence spectroscopy [J]. *Marine Chemistry*, 2008, 108(1-2): 40-58.
- [42] STEDMON C A, MARKAGER S. Resolving the variability in dissolved organic matter fluorescence in a temperate estuary and its catchment using PARAFAC analysis [J]. *Limnology and Oceanography*, 2005, 50(2): 686-697.
- [43] COBLE P G. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy [J]. *Marine Chemistry*, 1996, 51(4): 325-346.
- [44] COBLE P G, DEL CASTILLO C E, AVRIL B. Distribution and optical properties of CDOM in the Arabian Sea during the 1995 Southwest Monsoon [J]. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 1998, 45(10): 2 195-2 223.
- [45] DAINARD P G, GUÉGUEN C. Distribution of PARAFAC modeled CDOM components in the North Pacific Ocean, Bering, Chukchi and Beaufort Seas [J]. *Marine Chemistry*, 2013, 157: 216-223.
- [46] GAO Z, GUÉGUEN C. Size distribution of absorbing and fluorescing DOM in Beaufort Sea, Canada Basin [J]. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 2017, 121: 30-37.
- [47] MCINTYRE A M, GUEGUEN C. Binding interactions of algal-derived dissolved organic matter with metal ions [J]. *Chemosphere*, 2013, 90(2): 620-626.
- [48] CORY R M, MCKNIGHT D M. Fluorescence spectroscopy reveals ubiquitous presence of oxidized and reduced quinones in dissolved organic matter [J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39(21): 8 142-8 149.
- [49] GARCIA R D, REISSIG M, QUEIMALINOS C P, et al. Climate-driven terrestrial inputs in ultraoligotrophic mountain streams of Andean Patagonia revealed through chromophoric and fluorescent dissolved organic matter [J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 521: 280-292.
- [50] FELLMAN J B, D'AMORE D V, HOOD E, et al. Fluorescence characteristics and biodegradability of dissolved organic matter in forest and wetland soils from coastal temperate watersheds in southeast Alaska [J]. *Biogeochemistry*, 2008, 88(2): 169-184.
- [51] 桑文秀, 杨华蕾, 唐剑武. 不同土地利用类型土壤温室气体排放对温湿度的响应[J]. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2021(4): 109-120. SANG W X, YANG H L, TANG J W. Response of soil greenhouse gas emissions to temperature and moisture across different land-use types [J]. *Journal of East China Normal University (Natural Science)*, 2021(4): 109-120.
- [52] 董星丰, 陈强, 臧淑英, 等. 温度和水分对大兴安岭多年冻土区森林土壤有机碳矿化的影响[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(12): 4 269-4 275. DONG X F, CHEN Q, ZANG S Y, et al. Effect of temperature and moisture on soil organic carbon mineralization of predominantly permafrost forest in the Great Hing'an Mountains [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(12): 4 269-4 275.

- [53] 杨继松,刘景双,孙丽娜. 温度、水分对湿地土壤有机碳矿化的影响[J]. 生态学杂志, 2008,27(1):38-42.
YANG J S, LIU J S, SUN L N. Effects of temperature and soil moisture on wetland soil organic carbon mineralization [J]. Chinese Journal of Ecology, 2008,27(1):38-42.
- [54] 王丹,吕瑜良,徐丽,等. 水分和温度对若尔盖湿地和草甸土壤碳矿化的影响[J]. 生态学报, 2013,33(20):8.
WANG D, LV Y L, XU L, et al. The effect of moisture and temperature on soil C mineralization in wetland and steppe of the Zoige region, China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2013,33(20):8.
- [55] 米亮,王光华,金剑,等. 黑土微生物呼吸及群落功能多样性对温度的响应[J]. 应用生态学报, 2010,21(6):1485-1491.
MI L, WANG G H, JIN J, et al. Responses of black soil's microbial respiration and community functional diversity to temperature [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2010, 21(6):1485-1491.
- [56] 丁维新,蔡祖聪. 温度对甲烷产生和氧化的影响[J]. 应用生态学报, 2003(4):604-608.
DING W X, CAI Z C. Effect of temperature on methane production and oxidation in soils [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2003(4):604-608.
- [57] 栗方亮,李忠佩,刘明,等. 氮素浓度和水分对水稻土硝化作用和微生物特性的影响[J]. 中国生态农业学报, 2012,20(9):1113-1118.
LI F L, LI Z P, LIU M, et al. Effects of different concentrations of nitrogen and soil moistures on paddy soil nitrification and microbial characteristics [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2012, 20(9):1113-1118.
- [58] 郝瑞军,李忠佩,车玉萍,等. 好气与淹水条件下水稻土各粒级团聚体有机碳矿化量[J]. 应用生态学报, 2008,19(9):1944-1950.
HAO R J, LI Z P, CHE Y P, et al. Organic carbon mineralization in various size aggregates of paddy soil under aerobic and submerged conditions [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2008,19(9):1944-1950.
- [59] PARANAIBA J R, QUADRA G, JOSUE I I P, et al. Sediment drying-rewetting cycles enhance greenhouse gas emissions, nutrient and trace element release, and promote water cytogenotoxicity [J]. Plos One, 2020,15(4):21.
- [60] SCHIMEL J P, WETTERSTEDT J A M, HOLDEN P A, et al. Drying/rewetting cycles mobilize old C from deep soils from a California annual grassland [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2011,43(5):1101-1103.
- [61] HENNEBERG A, BRIX H, SORRELL B K. The interactive effect of *Juncus effusus* and water table position on mesocosm methanogenesis and methane emissions [J]. Plant and Soil, 2016,400(1-2):45-54.
- [62] MANDER U, MADDISON M, SOOSAAR K, et al. The impact of a pulsing water table on wastewater purification and greenhouse gas emission in a horizontal subsurface flow constructed wetland [J]. Ecological Engineering, 2015,80:69-78.
- [63] KANNENBERG S A, DUNN S T, LUDWIG S M, et al. Patterns of potential methanogenesis along soil moisture gradients following drying and rewetting in midwestern prairie pothole wetlands [J]. Wetlands, 2015,35(4):633-640.
- [64] 丁维新,蔡祖聪. 土壤有机质和外源有机物对甲烷产生的影响[J]. 生态学报, 2002,22(10):1672-1679.
DING W X, CAI Z C. Effects of soil organic matter and exogenous organic materials on methane production in and emission from wetlands [J]. Acta Ecologica Sinica, 2002,22(10):1672-1679.
- [65] JIN H, YOON T K, LEE S H, et al. Enhanced greenhouse gas emission from exposed sediments along a hydroelectric reservoir during an extreme drought event [J]. Environmental Research Letters, 2016,11(12):9.
- [66] ZHANG W S, LI H P, XIAO Q T, et al. Urban rivers are hotspots of riverine greenhouse gas (N_2O , CH_4 , CO_2) emissions in the mixed-landscape chaohu lake basin [J]. Water Research, 2021,189:14.
- [67] ZHOU Y Q, XIAO Q T, YAO X L, et al. Accumulation of Terrestrial Dissolved Organic Matter Potentially Enhances Dissolved Methane Levels in Eutrophic Lake Taihu, China [J]. Environmental Science & Technology, 2018,52(18):10297-10306.
- [68] VIZZA C, WEST W E, JONES S E, et al. Regulators of coastal wetland methane production and responses to simulated global change [J]. Biogeosciences, 2017,14(2):431-46.
- [69] XIAO Q T, ZHANG M, HU Z H, et al. Spatial variations of methane emission in a large shallow eutrophic lake in subtropical climate [J]. Journal of Geophysical Research-Biogeosciences, 2017,122(7):1597-1614.
- [70] 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.
LI Z P, ZHANG T L, CHEN B Y. Dynamics of soluble organic carbon and its relation to mineralization of soil organic carbon [J]. Acta Pedologica Sinica, 2004,41(4):544-552.
- [71] 王清奎,汪思龙,冯宗炜,等. 土壤活性有机质及其与土壤质量的关系[J]. 生态学报, 2005,25(3):513-519.
WANG Q K, WANG S L, FENG Z W, et al. Active soil organic matter and its relationship with soil quality [J]. Acta Ecologica Sinica, 2005,25(3):513-519.
- [72] 王健波,张燕卿,严昌荣,等. 干湿交替条件下土壤有机碳转化及影响机制研究进展[J]. 土壤通报, 2013,44(4):998-1004.
WANG J B, ZHANG Y Q, YAN C R, et al. Research Advances in Soil Organic Carbon Transformation as Related to Drying and Wetting Cycles [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2013,44(4):998-1004.
- [73] 朴世龙,张新平,陈安平,等. 极端气候事件对陆地生态系统碳循环的影响[J]. 中国科学:地球科学, 2019,49(9):1321-1334.
PIAO S L, ZHANG X P, CHEN A P, et al. The impacts of climate extremes on the terrestrial carbon cycle: A review [J]. Science China Earth Sciences, 2019,49(9):1321-1334.
- [74] GALLO E L, LOHSE K A, FERLIN C M, et al. Physical and biological controls on trace gas fluxes in semi-arid urban ephemeral waterways [J]. Biogeochemistry, 2014,121(1):189-207.
- [75] 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, 2012,117:11.