

# 不同聚集厚度藻类分解过程对温室气体释放的影响

严 岩<sup>1</sup>, 吴懿婷<sup>2</sup>, 周川乔<sup>2</sup>, 马 天<sup>2</sup>, 许晓光<sup>2</sup>, 邓 杨<sup>2</sup>

(1.江苏省环境科学研究院, 江苏 南京 210036)

(2.南京师范大学环境学院, 江苏 南京 210023)

**[摘要]** 为了明确富营养化浅水湖泊中不同聚集厚度藻类分解过程对碳、氮和磷的产生及温室气体释放的影响,本研究通过室内模拟的方法,研究了不同聚集厚度(3 cm、5 cm、10 cm、15 cm 和 20 cm)藻类衰亡分解过程中碳、氮和磷的迁移特征及温室气体产生的规律。结果表明,在藻类衰亡分解过程中,藻聚集厚度 20 cm 时水体溶解性有机碳(TOC)浓度值最高;同时,随着藻类聚集厚度的增加,各处理组中总氮(TN)、总磷(TP)和铵态氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )的浓度均表现出先上升后下降的趋势。气态碳以  $\text{CH}_4$  和  $\text{CO}_2$  形式排放到大气中,培养结束时,藻聚集厚度 20 cm 处理组中  $\text{CH}_4$  和  $\text{CO}_2$  排放通量最大,分别为  $58.85 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  和  $489.18 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ;此外, $\text{N}_2\text{O}$  的排放通量随着藻聚集厚度的增加而增加。实验过程中,水体中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  与各处理组  $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  的排放通量均显著相关( $P<0.05$ )。本研究揭示了藻类聚集厚度与水体中碳、氮、磷的浓度及  $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  3 种温室气体释放呈显著正相关关系,且能在一定程度上加速湖泊富营养化。

**[关键词]** 藻类,碳,氮,磷,温室气体

**[中图分类号]** X524 **[文献标志码]** A **[文章编号]** 1001-4616(2022)02-0142-07

## Effects of Algal Decomposition Processes on Greenhouse Gas Emission at Different Aggregation Thicknesses

Yan Yan<sup>1</sup>, Wu Yiting<sup>2</sup>, Zhou Chuanqiao<sup>2</sup>, Ma Tian<sup>2</sup>, Xu Xiaoguang<sup>2</sup>, Deng Yang<sup>2</sup>

(1.Jiangsu Provincial Academy of Environmental Science, Nanjing 210036, China)

(2.School of Environment, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China)

**Abstract:** In order to clarify the effects of algae decomposition processes with different aggregation thicknesses on carbon, nitrogen, phosphorus production, and greenhouse gas emission in eutrophic shallow lakes, the migration characteristics of carbon, nitrogen, and phosphorus and the rules of greenhouse gas production during the decay and decomposition of algae with different aggregation thicknesses (3 cm, 5 cm, 10 cm, 15 cm and 20 cm) were studied by indoor simulation. The results showed that the concentration of dissolved organic carbon (TOC) was the highest when the thickness of algae was 20 cm. At the same time, the concentrations of total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), and ammonium nitrogen ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) in each treatment group increased firstly and then decreased with the increase of algae aggregation thickness. Gaseous carbon was discharged into the atmosphere in the form of  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$ . At the end of culture, the  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$  emission fluxes were the highest in the 20 cm algae aggregation thickness group, which were  $58.85 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  and  $489.18 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ , respectively. In addition, the emission fluxes of  $\text{N}_2\text{O}$  increased with the increase of algal aggregation thickness. During the experiment,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  in water was significantly correlated with the emission fluxes of  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ , and  $\text{N}_2\text{O}$  in each treatment group ( $P<0.05$ ). This study revealed that the concentration of carbon, nitrogen, and phosphorus in water and the release of  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ , and  $\text{N}_2\text{O}$  greenhouse gases were significantly positively correlated with the thickness of algae aggregation, and could accelerate lake eutrophication to a certain extent.

**Key words:** algae, carbon, nitrogen, phosphorus, greenhouse gases

收稿日期: 2021-10-20.

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07203-003)、国家自然科学基金青年基金资助项目(41907350)、江苏省普通高校研究生科研创新计划项目(KYCX21\_1397).

通讯作者: 邓杨, 博士, 研究方向: 气候变化与浅水湖泊生物地球化学. E-mail: 15651922179@163.com

湖泊是地球表层系统中各个圈层相互作用的联接点<sup>[1-2]</sup>,对区域乃至全球尺度上的物质循环具有重要的影响<sup>[3]</sup>. 随着湖泊富营养化加剧,世界各地频繁发生藻类水华事件<sup>[4-6]</sup>. 富营养化湖泊中,藻类水华在夏季频繁爆发,并且受风向和水流等环境因子的影响,藻类大量聚集在湖湾及湖滨带. 藻类在表层水体中聚集,形成不同聚集厚度的藻类聚集层,抑制了周围水体的复氧;同时藻类聚集层下方的藻类快速衰亡,从而加快水体溶解氧的消耗,导致周围水体迅速形成缺氧状态<sup>[7]</sup>. 藻类残体沉降到水-沉积物表面,大量聚集形成丰富的藻类有机质,会对沉积物的进一步矿化产生促进或抑制作用. 这可能是由于微生物会优先利用不稳定碳源(如藻类有机质),不稳定碳源含量过高对土著微生物的生长产生抑制作用,从而使原有沉积物有机质的矿化速率降低<sup>[8-10]</sup>,但是不稳定碳源含量合适则会通过微生物间的能量传递来激发土著微生物产生大量胞外酶,进一步提高沉积物的矿化速率<sup>[11-13]</sup>,同时也会加速温室气体二氧化碳(CO<sub>2</sub>)、甲烷(CH<sub>4</sub>)和氧化亚氮(N<sub>2</sub>O)在湖泊水-气界面的排放<sup>[14-15]</sup>. 近年来,已有研究表明夏季太湖竺山湾湖滨带,藻类残体聚集厚度可达数厘米以上,表层水体中藻密度可达 10<sup>13</sup> cells/L<sup>[16-18]</sup>,使得该区域的温室气体(CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O)排放量显著高于开阔湖区水域,并且CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O的排放量与水体碳、氮和磷的浓度存在相关性<sup>[15,19]</sup>. Xiao等<sup>[20]</sup>对太湖温室气体(CH<sub>4</sub>)排放的研究展示出水体透明度、溶解氧浓度(DO)及藻类分布等均对CH<sub>4</sub>排放有重要影响. 藻类聚集区是CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O 3种温室气体重要的潜在排放源<sup>[21]</sup>,藻类的聚集衰亡对湖泊温室气体的释放产生重要影响,但是目前对于不同聚集厚度藻类分解过程中上覆水中碳、氮、磷等营养盐的浓度变化和CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O 3种温室气体的排放情况,以及二者之间的潜在联系鲜有报道.

太湖竺山湾湖滨带是藻类聚集的严重区域,湖面上生长出来的藻类随着东南风作用聚集于此,快速腐烂、分解,导致其周边水质恶化,并且迅速降低水体的DO,形成适合温室气体产生的厌氧环境. 在野外实际条件下,太湖藻类甚至可达1 m聚集厚度的藻类聚集量<sup>[19]</sup>. 本实验选取太湖竺山湾符读港附近藻类、上覆水和沉积物作为实验材料,根据课题组前期关于藻类聚集厚度进行的相关实验研究方法<sup>[22]</sup>,通过室内模拟实验,阐明不同聚集厚度的藻类对温室气体排放通量及水体碳、氮、磷的动态变化的影响,为深入研究湖滨带藻类聚集分解过程对水环境及温室气体的影响提供参考.

## 1 材料与方法

采样点位于太湖竺山湾符读港附近(31°14'45.61"N,120°0'45.01"E). 于2019年9月,利用Petersen采泥器采集表层沉积物. 返回实验室后,新鲜沉积物样本被筛分(1 mm滤网),以去除植物残渣和贝壳碎片. 上覆水是收集的原位水,水样经过0.45 μm滤网过滤后,混匀,待用. 藻类样品在以微囊藻为主的表层水华中收获,使用浮游生物网(64 μm目)过筛.

实验在直径为20 cm、高度为200 cm的有机玻璃管中进行. 首先在容器底部放入20 cm新鲜沉积物,然后向每个有机玻璃管中缓慢加入已过滤的太湖原位水(水位达到1.5 m),最后加入藻类样品. 设定藻类样品添加厚度分别为3 cm、5 cm、10 cm、15 cm和20 cm(由于研究位点的水域无明显的水面,几乎都被藻类所覆盖,因此未设置不添加藻类的对照组). 实验开始后,分别在第1、2、3、4、5、6、8、10、12、14 d采集样品,共计10次采样. 另外,夏季太湖湖水温度被设定为30℃<sup>[23-25]</sup>. 实验装置示意图如图1所示.

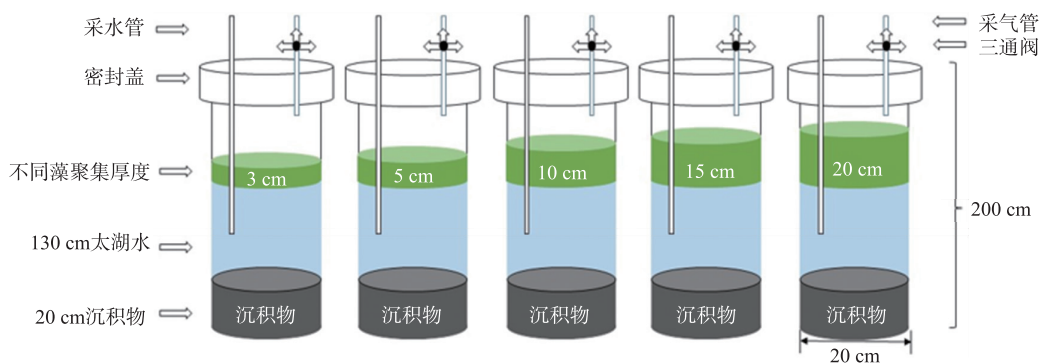


图1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the experimental set-up

水样中主要测定 TN、TP、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和 TOC 4 种基础理论指标. TN、TP 浓度采用碱性过硫酸钾联合消解法测定<sup>[26-27]</sup>;  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度用连续流动分析仪(Auto Analyzer 3, 德国)测定; TOC 浓度用 TOC 分析仪(岛津 TOC-L, 日本)测定.  $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  的排放通量用气相色谱仪(Agilent, 7890B)<sup>[28]</sup>测定, 根据 Lambert 等<sup>[29]</sup>的方法计算温室气体排放通量.

数据作图、分析分别采用 Origin 2018、SPSS 18.0 软件.

## 2 结果与分析

### 2.1 水体中碳、氮、磷浓度的动态变化

实验开始后, 随着藻类的不断衰亡分解, DO 值急剧下降, 且藻类聚集厚度越大, 水体溶解氧消耗越快, DO 值越低(图 2a); 同时, 溶解氧一定程度上可以影响水体的氧化还原状态. 与水体溶解氧变化趋势相类似, 实验初期, ORP 值急剧下降, 并在第 3 d 达到稳定, 水体 ORP 值维持在  $-260 \sim -210 \text{ mV}$  之间(图 2b). 实验前 10 d, 随着藻类衰亡分解, 水体 TOC 浓度迅速升高, 藻聚集厚度为 20 cm 处理组的 TOC 浓度最高, 为  $148.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 分别为其他 4 组(藻聚集厚度为 3 cm、5 cm、10 cm 和 15 cm)的 7.05 倍、4.88 倍、1.87 倍和 1.12 倍(图 2c), 且藻聚集厚度为 20 cm 处理组的 TOC 浓度与其他处理组之间存在显著性差异( $P < 0.05$ ). 在藻类分解过程中, 各处理组 TP 释放规律基本一致, 水体中 TP 浓度在第 6 d 左右达到峰值, 随后缓慢下降(图 2d), 藻聚集厚度为 20 cm 时水体 TP 增长速率最快, 6 d 内平均增长速率达到了  $2.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ , 因此, 藻聚集厚度越大, 磷释放量越大, 释放速率越快, 持续时间越长. 水体中 TN 浓度与藻聚集厚度呈显著正相关( $P < 0.05$ ), 随着藻聚集厚度的增加, 水体中 TN 浓度不断增大, 但是 3 cm 和 5 cm 的藻聚集厚度下, 水体中 TN 浓度上升幅度较小(图 2e). 在实验第 3 d 开始, 各处理组 TN 浓度出现明显的上升趋势, 基本于第 10 d 达到峰值, 藻聚集厚度为 3 cm、5 cm、10 cm、15 cm 和 20 cm 处理组的 TN 浓度在达到峰值时平均增长速率分别为  $1.37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 、 $3.80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 、 $8.22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 、 $15.22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  和  $16.48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ . 水体  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度随藻类衰亡分解不断上升, 且在水中稳定存在较长一段时间(图 2f), 藻聚集厚度为 20 cm 处理组的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  最大浓度分别是其他 4 组的 8.24 倍、3.47 倍、1.79 倍和 1.22 倍.

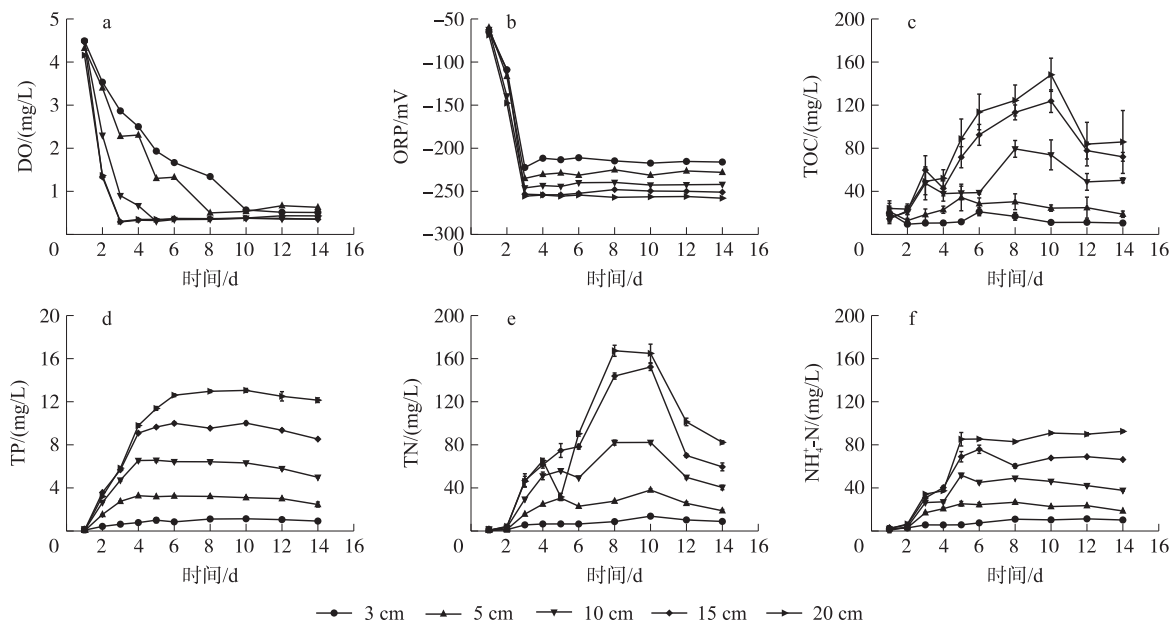


图 2 水体 DO、ORP、TOC、TP、TN 和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度的动态变化

Fig. 2 Dynamic changes of DO, ORP, TOC, TP, TN and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  concentrations in water

### 2.2 $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 排放通量的动态变化

不同聚集厚度下藻类分解产生的  $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$  和  $\text{N}_2\text{O}$  的排放通量均表现出逐渐上升的趋势. 其中各处理组  $\text{CO}_2$  的排放通量在实验前 8 d 均处于缓慢上升阶段, 第 8 d 后  $\text{CO}_2$  的排放通量呈现快速上升的状态. 实验结束时, 藻聚集厚度为 3 cm、5 cm、10 cm、15 cm 和 20 cm 的处理组, 其  $\text{CO}_2$  排放通量分别达到  $238.32 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 、

259.73 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>、313.15 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>、404.03 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>和 489.18 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>(图 3a). 各处理组的 CH<sub>4</sub> 排放通量在实验初期(第 1~6 d)上升速率较慢. 实验结束时,藻聚集厚度为 3 cm、5 cm、10 cm、15 cm 和 20 cm 的处理组,其 CH<sub>4</sub> 排放通量分别达到 25.53 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>、30.62 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>、35.10 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>、38.83 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>和 58.85 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>(图 3b). N<sub>2</sub>O 均在第 10~14 d 内上升速率最快. 藻聚集厚度为 3 cm、5 cm、10 cm、15 cm 和 20 cm 的处理组,其 N<sub>2</sub>O 排放通量在这期间分别增加 1.22 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>、1.67 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>、3.22 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>、3.99 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>和 4.83 mg·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>(图 3c). 藻类衰亡分解过程中,气态碳主要以 CO<sub>2</sub> 的形式向外界释放,其 CO<sub>2</sub> 最高排放通量是 CH<sub>4</sub> 的 8 倍.

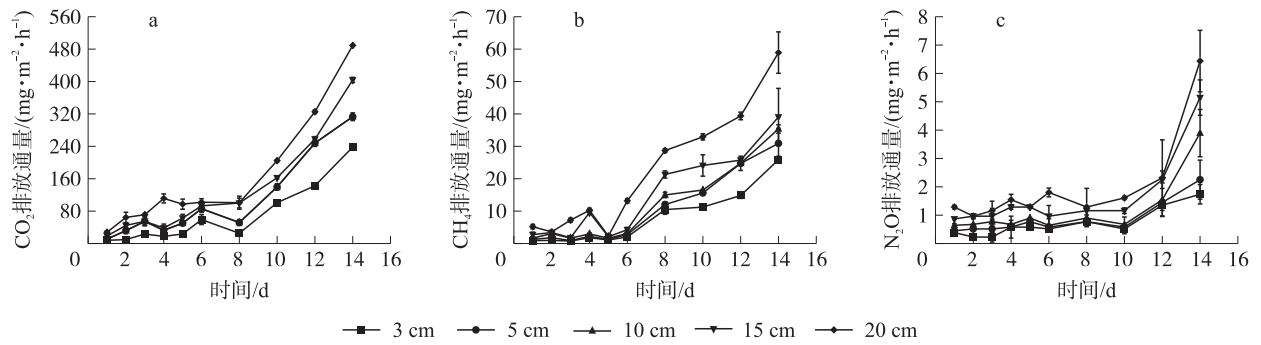


图 3 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放通量的动态变化  
Fig. 3 Dynamical changes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emission fluxes

### 2.3 水环境因子与 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放通量的相互关系

藻类聚集衰亡不仅会向上覆水释放碳、氮和磷等营养盐,还会向大气中排放大量的 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 温室气体<sup>[15]</sup>. 为进一步了解藻类聚集衰亡过程中各指标之间的相互关系,本研究对各指标进行相关性分析(见表 1). 结果表明,藻聚集厚度为 3 cm 的处理组,其 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 3 种温室气体的排放通量只与 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度显著相关( $P<0.05$ );藻聚集厚度为 5 cm 的处理组,仅 TOC 浓度与 3 种温室气体排放通量不显著相关( $P>0.05$ );藻聚集厚度为 10 cm、15 cm 和 20 cm 的处理组,其 3 种温室气体的排放通量均与 TOC、TP、TN 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度显著相关( $P<0.05$ )(藻聚集厚度为 15 cm 的处理组中 N<sub>2</sub>O 与 TN 无显著相关性除外),并且这 3 个处理组中 CH<sub>4</sub> 和 CO<sub>2</sub> 气体排放通量与 TOC、TP、TN 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度极显著相关( $P<0.01$ ).

表 1 水体理化指标与 N<sub>2</sub>O、CH<sub>4</sub> 和 CO<sub>2</sub> 排放通量的相互关系

Table 1 Relationship between physical and chemical indexes of the water body and emission fluxes of N <sub>2</sub> O, CH <sub>4</sub> and CO <sub>2</sub>		水体理化指标			
处理组	温室气体	TOC	TP	TN	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N
藻聚集厚度 3 cm	N <sub>2</sub> O	-0.179	0.475	0.491	0.682 *
	CH <sub>4</sub>	-0.242	0.512	0.618	0.764 *
	CO <sub>2</sub>	-0.258	0.444	0.577	0.670 *
藻聚集厚度 5 cm	N <sub>2</sub> O	-0.076	0.648 *	0.642 *	0.737 *
	CH <sub>4</sub>	-0.049	0.709 *	0.724 *	0.717 *
	CO <sub>2</sub>	-0.062	0.661 *	0.731 *	0.740 *
藻聚集厚度 10 cm	N <sub>2</sub> O	0.749 *	0.660 *	0.710 *	0.788 *
	CH <sub>4</sub>	0.803 **	0.829 **	0.839 **	0.881 **
	CO <sub>2</sub>	0.837 **	0.859 **	0.833 **	0.893 **
藻聚集厚度 15 cm	N <sub>2</sub> O	0.797 *	0.832 **	-0.005	0.854 **
	CH <sub>4</sub>	0.903 **	0.847 **	0.870 **	0.919 **
	CO <sub>2</sub>	0.872 **	0.896 **	0.836 **	0.944 **
藻聚集厚度 20 cm	N <sub>2</sub> O	0.751 *	0.939 **	0.744 *	0.956 **
	CH <sub>4</sub>	0.902 **	0.990 **	0.914 **	0.910 **
	CO <sub>2</sub>	0.919 **	0.928 **	0.954 **	0.963 **

注: \*  $P<0.05$  相关性显著; \*\*  $P<0.01$  相关性极显著.



### 3 讨论

本研究中随着藻类的不断分解,水体溶解氧快速消耗,DO和ORP浓度迅速降低,水体呈还原环境,藻类快速衰亡分解<sup>[20]</sup>,藻类细胞破裂并向水中释放大量有机物,导致水体中TOC、TP、TN和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度升高。然而释放水体中的有机物又会不断发生降解,当有机物的降解速率大于其释放速率时,水体有机物含量将会减少,因此实验第10d后水体中TOC浓度逐渐降低<sup>[22]</sup>。同时,有机质矿化过程中产生的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由于缺氧不能通过硝化作用转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ,因此在整个培养过程中, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度逐渐增加后保持平稳。值得注意的是,各处理组的TN浓度在第10d左右达到峰值,相当于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 此时浓度的2倍,但是第14d又下降到与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度几乎相等的水平,这可能是由于随着藻类的逐渐衰亡,有机物不断释放至水体,在微生物的作用下部分有机氮转化为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,因此水中TN和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度逐渐升高。随后,在实验后期,由于TN的不断消耗并且整个实验体系属于厌氧状态,因此水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 成为主要的氮存在形式。实验过程中,TOC、TP、TN和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的增加量与藻聚集厚度密切相关,藻聚集厚度越大,浓度增加越多,并且在水体中赋存的时间越长<sup>[22]</sup>。

本研究藻类衰亡分解过程中,除了会向上覆水释放溶解态的碳、氮、磷营养盐外,还能以气态形式向外界释放温室气体( $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ ),不同藻聚集厚度下 $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 均表现出排放通量逐渐上升的趋势。在本实验周期内,藻类衰亡后释放的有机质始终保持一个高浓度输入状态,给 $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 的大量产生提供了物质基础。浅水湖泊中 $\text{CO}_2$ 的产生主要是初级生产者的呼吸作用和沉积物对有机质的矿化作用,本研究中气态形式的碳主要以 $\text{CO}_2$ 的形式向外界迁移,占向外界碳排放通量的88.96%~90.96%。而已有的研究中,藻类聚集区气态形式的碳是以 $\text{CH}_4$ 为主,这可能是由于本实验周期太短,食氢产甲烷菌的丰度还处于较低的水平,导致利用 $\text{H}_2$ 和 $\text{CO}_2$ 合成 $\text{CH}_4$ 的效率较低,因此在 $\text{CH}_4$ 的生成过程中对 $\text{CO}_2$ 的消耗太少<sup>[30-31]</sup>。本研究 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在相对缺氧条件下会通过反硝化作用生成 $\text{N}_2\text{O}$ <sup>[32]</sup>。由于本实验未对反硝化过程中产生 $\text{N}_2\text{O}$ 的微生物进行测定,因此,对于富营养化浅水湖泊藻类聚集区的藻类有机质矿化产生 $\text{N}_2\text{O}$ 的微生物有待进一步研究。总体上看,实验过程中, $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放通量与藻聚集厚度密切相关,藻聚集厚度越大,排放通量越大,并且平均增加速率也越大,但是各处理组之间的温室气体排放通量的差异相较于藻类生物量的差异较小,这可能是由于在整个实验过程中藻聚集厚度较高的处理组始终在水界面保持很高的藻聚集厚度,从而阻碍了温室气体的排放。

本实验藻类衰亡分解过程中TOC、TP、TN和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的释放与 $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放通量,随着藻聚集厚度的增加,其相关性也逐渐增加,并且藻聚集厚度超过10cm的处理组TOC、TP、TN和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{CH}_4$ 、 $\text{CO}_2$ 的排放通量表现出极显著相关( $P<0.01$ ),这表明 $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 的释放与碳、氮、磷营养盐的浓度密切相关,并且高浓度的营养盐降低水平需要更长的时间<sup>[33-35]</sup>。Schultz等<sup>[36-37]</sup>运用微生物学将有机质分解及营养盐的释放进行建模研究,结果表明,营养盐的释放与有机质的供给速率和来源有关,微生物对有机质矿化速率与基质的质量有关。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{N}_2\text{O}$ 的相关性不受藻聚集厚度的影响,所有处理组均表现出显著相关性( $P<0.05$ )。这可能的原因是在实验周期中, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由于缺氧环境不能通过硝化作用转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ,所以在所有处理组中均保持高浓度状态,而且已有研究表明高浓度的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 环境会显著刺激 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放<sup>[38]</sup>,但是具体产生机制需要进一步研究才能得出明确的结论。

### 4 结论

(1)富营养化浅水湖泊藻类衰亡分解过程中会释放大量的碳、氮、磷,造成上覆水中TOC、TP、TN和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的显著增加,并且随着藻聚集厚度的增加而增加;

(2)富营养化浅水湖泊藻类衰亡分解过程中不仅向水体释放碳、氮、磷,还会产生温室气体( $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ )的排放,并且随着藻聚集厚度的增加而增加。其中气态碳主要以 $\text{CH}_4$ 和 $\text{CO}_2$ 的形式排放到大气中,但该过程中有机质矿化的微生物作用有待进一步研究;

(3)富营养化浅水湖泊藻类聚集区通过定期打捞减少藻聚集厚度,不仅可以有效减少内源性营养盐的输入,而且还能够减少藻类聚集区的温室气体( $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ )排放。

[参考文献]

- [1] STACKPOOLE S M,BUTMAN D E,CLOW D W,et al. Inland waters and their role in the carbon cycle of Alaska[J]. Ecological applications,2017,27(5):1403–1420.
- [2] JING Z,CHEN R,WEI S,et al. Response and feedback of C mineralization to P availability driven by soil microorganisms[J]. Soil biology and biochemistry,2017,105:111–120.
- [3] TRANVIK L J,DOWNING J A,COTNER J B,et al. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate[J]. Limnology and oceanography,2009,54(6):2298–2314.
- [4] DZIALOWSKI A R,SMITH V H,HUGGINS D G,et al. Development of predictive models for geosmin-related taste and odor in Kansas,USA,drinking water reservoirs[J]. Water research,2009,43(11):2829–2840.
- [5] SMITH J L,BOYER G L,ZIMBA P V,et al. A review of cyanobacterial odorous and bioactive metabolites:impacts and management alternatives in aquaculture[J]. Aquaculture,2008,280(1/4):5–20.
- [6] YUAN F,DEPEW R,SOLTIS M C,et al. Ecosystem regime change inferred from the distribution of trace metals in Lake Erie sediments[J]. Scientific reports,2014,4:1–7.
- [7] FENG Z Y,FAN C X,HUANG W Y,et al. Microorganisms and typical organic matter responsible for lacustrine“black bloom”[J]. Science of the total environment,2014,470/471:1–8.
- [8] BIANCHI T S. The role of terrestrially derived organic carbon in the coastal ocean;a changing paradigm and the priming effect[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America,2011,108(49):19473–19481.
- [9] GUENET B,DANGER M,ABBADIE L,et al. Priming effect:bridging the gap between terrestrial and aquatic ecology [J]. Ecology,2010,91(10):2850–2861.
- [10] FONTAINE S,BARDOUX G,BENEST D,et al. Mechanisms of the priming effect in a savannah soil amended with cellulose[J]. Soil science society of America journal,2004,68(1):125–131.
- [11] 黄文昭,赵秀兰,朱建国,等. 土壤碳库激发效应研究[J]. 土壤通报,2007,38(1):149–154.
- [12] BLAGODATSKAYA E,KUZYAKOV Y. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure:critical review[J]. Biology & fertility of soils,2008,45(2):115–131.
- [13] KUZYAKOV Y,BOL R. Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar[J]. Soil biology and biochemistry,2006,38(4):747–758.
- [14] HUTTUNEN J T,HAMMAR T,ALM J,et al. Greenhouse gases in non-oxygenated and artificially oxygenated eutrophied lakes during winter stratification[J]. Journal of environmental quality,2001,30(2):387–394.
- [15] YAN X,XU X,WANG M,et al. Climate warming and cyanobacteria blooms:looks at their relationships from a new perspective[J]. Water research,2017,125:449–457.
- [16] 王成林,张咏,张宁红,等. 太湖藻源性“湖泛”形成机制的气象因素分析[J]. 环境科学,2011,32(2):401–408.
- [17] DENG D G,XIE P,ZHOU Q,et al. Field and experimental studies on the combined impacts of cyanobacterial blooms and small algae on crustacean zooplankton in a large,eutrophic,subtropical,Chinese lake[J]. Limnology,2008,9(1):1–11.
- [18] HEIRI O,LOTTER A F,LEMCKE G. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results[J]. Journal of paleolimnology,2001,25(1):101–110.
- [19] 闫兴成,王明玥,许晓光,等. 富营养化湖泊沉积物有机质矿化过程中碳、氮、磷的迁移特征[J]. 湖泊科学,2018,30(2):306–313.
- [20] XIAO Q,ZHANG M,HU Z,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):1–18.
- [21] HUANG H Y,XU X G,SHI C F,et al. Response of taste and odor compounds to elevated cyanobacteria biomass and temperature[J]. Bulletin of environmental contamination and toxicology,2018,101:271–278.
- [22] 黄鹤勇. 藻类水华聚积分解对臭味物质产生的影响[D]. 南京:南京师范大学,2019.
- [23] LI W,XU X G,FUJIBAYASHI M,et al. Response of microalgae to elevated CO<sub>2</sub> and temperature:impact of climate change on freshwater ecosystems[J]. Environmental science and pollution research,2016,23(19):19847–19860.
- [24] YU D Z,XIE P,ZENG C,et al. In situ enclosure experiments on the occurrence,development and decline of black bloom and the dynamics of its associated taste and odor compounds[J]. Ecological engineering,2016,87:246–253.
- [25] YIN H B,WU Y C. Factors affecting the production of volatile organic sulfur compounds(VOSCs) from algal-induced black water blooms in eutrophic freshwater lakes[J]. Water air and soil pollution,2016,227(9):356–363.
- [26] RAVEH A,AVNIMELECH Y. Total nitrogen analysis in water,soil and plant material with persulphate oxidation[J]. Water

- research, 1979, 13(9):911–912.
- [27] EBINA J, TSUTSUI T, SHIRAI T. Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in water using peroxodisulfate oxidation[J]. Water research, 1983, 17(12):1721–1726.
- [28] BASTVIKEN D, SANTORO A L, MAROTTA H, et al. Methane emissions from Pantanal, South America, during the low water season: toward more comprehensive sampling[J]. Environmental science & technology, 2010, 44(14):5450–5455.
- [29] LAMBERT M, FRÉCHETTE J L. Analytical techniques for measuring fluxes of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> from hydroelectric reservoirs and natural water bodies[M]//TREMBLAY A, VARFALVY L, ROEHM C, et al. Greenhouse gas emissions-fluxes and processes. Berlin, Heidelberg: Springer, 2005:37–60.
- [30] CONRAD R, NOLL M, CLAUS P, et al. Stable carbon isotope discrimination and microbiology of methane formation in tropical anoxic lake sediments[J]. Biogeosciences, 2010, 8(3):23459–23473.
- [31] SCHULZ S, CONRAD R. Influence of temperature on pathways to methane production in the permanently cold profundal sediment of Lake Constance[J]. FEMS microbiology ecology, 1996, 20(1):1–14.
- [32] HANAKI K, HONG Z, MATSUO T. Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater[J]. Water science & technology, 1992, 26(5/6):1027–1036.
- [33] HOLDREN G C, ARMSTRONG D E. Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores[J]. Environmental science & technology, 1980, 14(1):79–87.
- [34] SØNDERGAARD M, JEPPESEN E, KRISTENSEN P, et al. Interactions between sediment and water in a shallow and hypertrophic lake: a study on phytoplankton collapses in Lake Søbygård, Denmark[J]. Hydrobiologia, 1990, 191(1):139–148.
- [35] KIRCHMAN D L, SUZUKI Y, GARSIDE C, et al. High turnover rates of dissolved organic carbon during a spring phytoplankton bloom[J]. Nature, 1991, 352(6336):612–614.
- [36] SCHULTZ P, URBAN N R. Effects of bacterial dynamics on organic matter decomposition and nutrient release from sediments: a modeling study[J]. Ecological modelling, 2008, 210(1/2):1–14.
- [37] 祁闯. 富营养浅水湖泊藻积层形成及其对水环境的影响[D]. 南京:南京师范大学, 2020.
- [38] LIU X R, ZHANG Q W, LI S G, et al. Simulated NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N deposition inhibits CH<sub>4</sub> uptake and promotes N<sub>2</sub>O emission in the meadow steppe of Inner Mongolia, China[J]. Pedosphere, 2017, 27(2):306–317.

[责任编辑:丁 蓉]