文章编号:1674-2869(2024)03-0291-08

微塑料及光伏对池塘温室气体产生和排放的影响

许毓涵,王春林,李 杏*
武汉工程大学环境生态与生物工程学院,湖北 武汉 430205

摘 要:池塘是重要的温室气体排放源,而水上光伏覆盖和微塑料等人为影响对池塘温室气体排放的影响仍不清楚,通过设计遮光和添加聚乙烯(PE)微塑料(MPs)的双因素实验室培养实验,研究其对池塘温室气体产生及排放的影响机制。结果表明:MPs对池塘CO_2的产生无明显影响,这可能是由于试验选择的MPs难以被微生物降解利用。而遮光处理促进CO_2产生,遮光组CO_2浓度均值最高,为101.39 μmol/L,约为对照组的1.5倍。MPs的添加促进了N_2O的产生,并随着培养时间而增强,例如MPs组的N_2O浓度均值为57.76 nmol/L,而对照组的浓度均值为39.65 nmol/L。遮光处理对N_2O的产生表现为中期抑制,后期促进。MPs对CH_4的浓度影响较小,遮光处理对其产生较大影响。综上,池塘中难降解MPs的逐渐富集将进一步加剧N_2O的排放,水上光伏的遮光效应将加剧CO_2和N_2O的排放,而二者对CH_4排放的负面影响较小。为水上光伏和MPs对池塘生态系统的温室气体排放核算提供理论和数据依据。

关键词:微塑料;水上光伏;温室气体;池塘
中图分类号:X524 **文献标识码**:A **DOI**:10.19843/j.cnki.CN42-1779/TQ.202305023

Effects of microplastics and photovoltaics on greenhouse gas generation and emission in ponds

XU Yuhan, *WANG Chunlin*, *LI Xing**
School of Environmental Ecology and Biological Engineering, Wuhan Institute of Technology, Wuhan 430205, China

Abstract: Ponds are a significant source of greenhouse gas emissions. However, the effects of human activities such as the presence of photovoltaic panels on water surfaces and microplastics on greenhouse gas emission in ponds remain unclear. In this study, a dual-factor laboratory experiment was designed to investigate the mechanisms behind the impact of shading and the addition of polyethylene (PE) microplastics on greenhouse gas generation and emission in ponds. The results showed that microplastics had no significant effect on CO_2 production in ponds, because the PE was difficult for microorganisms to degrade. On the other hand, shading treatment promoted CO_2 production, with the highest average concentration of 101.39 μmol/L in the shaded group. The addition of microplastics facilitated N_2O production, which increased over time. The average N_2O concentration in the microplastic group was 57.76 nmol/L, while it was 39.65 nmol/L in the control group. The shading treatment initially suppressed N_2O production but later promoted it. Microplastics had minimal influence on CH_4 concentration, whereas shading treatment had a significant impact. Overall, the gradual accumulation of non-degradable microplastics in ponds intensifies N_2O emissions, while the shading effect of photovoltaics on water surfaces increases CO_2 and N_2O emission. However, both factors have a minimal negative impact on CH_4 emission.

Keywords: microplastic; floating photovoltaic; greenhouse gas; pond

收稿日期:2023-05-26
基金项目:武汉工程大学研究生教育创新基金(CX2022565)
作者简介:许毓涵,硕士研究生。Email:278320025@qq.com
***通信作者**:李 杏,博士,副教授。Email:18079102@wit.edu.cn
引文格式:许毓涵,王春林,李杏. 微塑料及光伏对池塘温室气体产生和排放的影响[J]. 武汉工程大学学报,2024,46(3):291-298.

二氧化碳(CO_2)、甲烷(CH_4)和氧化亚氮(N_2O)是3种重要的温室气体(greenhouse gas, GHGs),这3种温室气体对温室效应的贡献率分别为60%[1]、15%[2]和5%[3]。截止至2021年,这3种温室气体在大气中的浓度分别上升至410×10^{-6}、1.87×10^{-6}和0.33×10^{-6}[4]。全球淡水环境可能在以每年3.9 Pg C的速率排放温室气体,在数量上接近整个陆地碳汇[5]。池塘作为淡水水生环境的重要组成成分,在城市水体大多较浅并为静水状态,这使得它们非常容易受到人为干扰和富营养化的影响。因此,人们逐渐认为池塘是内陆水域CO_2、CH_4和N_2O[6]的排放热点。

为了应对气候变化及达成我国提出的碳达峰、碳中和目标,发展太阳能是推动碳减排的重要举措之一,而光伏是其中最常见的应用[7]。但目前水上光伏对于水生环境影响的研究较少,特别是在池塘温室气体的产生及排放方面。

微塑料(microplastics,MPs)是指直径小于5 mm的塑料颗粒,来源于工业制造或大碎片降解及破碎[8],具有持久性、疏水性等特征。近年来,人们在陆地、海洋和湖泊[9]等自然环境中均发现了MPs的存在。MPs不仅可以从周围环境中吸附营养物质和有机物,为环境微生物提供理想的生态位,促进微生物定居和生物膜生长,还可以改变微生物的群落结构和功能,最终影响碳、氮等生物物质的地球化学循环过程[10]。目前关于MPs及水上光伏电站对池塘温室气体产生和排放的影响研究还较少。本试验通过模拟光伏设备对池塘的遮光作用及在沉积物中添加MPs进行15 d的培养试验,对模拟池塘CO_2、CH_4和N_2O浓度进行监测,同时结合水质理化参数,研究模拟池塘水体中CH_4、CO_2和N_2O浓度时间变化的影响因素,以期为评估光伏设备及MPs对池塘温室气体产生及排放通量影响提供一定的参考。

1 实验部分

1.1 材料处理

研究选取178 μm的聚乙烯(polyethylene, PE)MPs进行试验研究,PE是工业中使用最广泛的聚合物之一,也是淡水生态系统中发现的一种MPs污染种类。本试验拟设置微宇宙沉积物中MPs质量浓度为1%,该暴露浓度是贴合实际的[11]。同时为模拟光伏设备搭建在水面上的遮光情况,试验使用铝箔纸进行遮光模拟。

于春季(2022年4月)采集武汉工程大学流芳校区静思湖中的沉积物和上覆水,并进行研究。准备4个20 L的塑料桶,预先在塑料桶底部铺2 cm厚的干净细沙。将等量的池塘沉积物铺设到4个桶内,使桶内沉积物厚度为5 cm。加入混匀的上覆水,使水高约25 cm并与桶内沉积物的高度比为5∶1。试验共设置4个模拟池塘,分别是遮光处理、MPs处理和MPs遮光处理,同时设置1个对照处理。其中MPs组和MPs遮光组在铺设沉积物前,根据沉积物质量加入质量分数为1%的PE-MPs。在整个试验期间,使用LED灯模拟日照,控制模拟池塘光照时间为8∶00~18∶00。

1.2 方 法

试验周期为15 d。前3 d分别在10∶00和20∶00进行测量,从第4 d开始分别在10∶00、15∶00和20∶00进行测量,直至试验结束。使用便携式仪器(YSL, Quatro Cable Assy, 4M,美国)测量模拟池塘上覆水的温度(T)、pH、溶解氧(dissolved oxygen, DO)、氧化还原电位(oxidation-reduction potential, ORP)和溶解性总固体(total dissolved solids, TDS)。

利用顶空平衡-气相色谱仪法测定水样中温室气体浓度。在采样时使用100 mL的注射器抽取50 mL的水样,随后再抽取50 mL的氦气,晃动注射器后静置1 h,使温室气体组分在水-气界面平衡。利用气相色谱仪(Agilent GC7890B,美国安捷伦公司)测定CO_2、N_2O和CH_4浓度。采用静态箱,通过测定初始气体浓度及间隔30 min后的气体浓度,计算温室气体通量。

另外再采集上覆水,并使用0.45 μm孔径的针式滤头过滤出采用流动分析仪(San++,荷兰Skalar)测定NH_4^+、NO_3^-和NO_2^-浓度;总有机碳/总氮分析仪(multi N/C 2100,德国耶拿公司)测定溶解性有机碳(dissolved organic carbon, DOC)浓度。

1.3 水体中温室气体浓度及通量计算

利用亨利法则[12]计算水样中温室气体的浓度,具体如下:

$$K_H^{CC} = c_a/c_g \tag{1}$$

式中,c_a是顶空平衡状态中液相CH_4、CO_2和N_2O浓度(nmol/L),c_g是气相中N_2O浓度(nmol/L),K_H^{CC}是一个常数。此公式中K_H^{CC}未知,需要利用以下公式:

$$TK_H = 12.2K_H^{CC} \tag{2}$$

式中,K_H为亨利系数,T是温度;当T=298.15 K时:

$$K_H = 0.040\,9K_H^{CC} \tag{3}$$

当T=298.15 K时,CH_4、CO_2、N_2O的K_H值分别

为1.4×10^{-3}[13]、3.6×10^{-2}[14]、2.5×10^{-2}[15]，由此可以计算出c_a，然后再应用以下公式：

$$\left(c_a \times V_a + c_g \times V_g\right) \div V_{sample} = C_{sample} \quad (4)$$

式中，V_a是顶空平衡状态中液体体积(L)，V_g是顶空平衡状态中气体体积(L)，V_{sample}是未平衡前样品体积(L)，c_{sample}是样品中溶解性CH_4、CO_2和N_2O浓度(nmol/L)。

温室气体通量[F，μg/(m²·h)]计算公式[16]为：

$$F = \rho \times \frac{V}{A} \times \frac{p}{p_0} \times \frac{\Delta c}{\Delta t} \times \frac{273}{t + 273} \quad (5)$$

式中：ρ是标准条件下温室气体的密度(kg/m³)；V是静态箱的体积(m³)；A是静态箱与水接触面积(m²)；p是静态箱内的大气压(Pa)；p_0是标准条件下的大气压；$\Delta c/\Delta t$是静态箱密闭期间温室气体浓度的平均变化率；t是温度(℃)。

2　结果与讨论

2.1　模拟池塘上覆水理化因子变化

试验期间测定的各项环境因子变化如图1所示。可知各处理组间的理化参数变化趋势基本一致。相对水温、*DO*、pH、*ORP*和*TDS*这几项指标，MPs对其影响较小，主要为遮光处理对其产生影响。上覆水温度变化范围为18.1~27.1 ℃，水温先降低后升高，这是由于试验期间经历了一次气温降低又回升的过程。遮光处理对温度变化存在缓冲效应。4个处理组的*DO*值存在多个异常波动点，但总体上表现为随培养时间逐渐增加后又逐渐降低的趋势。各处理组的*DO*值变化趋势基本一致，但组间*DO*浓度存在差异。遮光处理的模拟池塘的*DO*浓度较低，这可能是因为遮光削弱了水体中藻类的光合作用。

4个处理组的pH值变化范围为7.29~8.25，且表现为先上升后下降的趋势。pH均值从高到低的顺序分别是MPs组、对照组、MPs遮光组和遮光组。遮光处理的模拟池塘pH值低于非遮光处理的模拟池塘，这主要是因为遮光会减少水体中藻类的光合作用，CO_2浓度升高，而CO_2又发生水解反应，从而导致水体pH值下降。温度变化对pH值也有影响。4个处理组的*ORP*值变化基本一致，数值基本上都小于0，范围为−210.2~1.0 mV，并且表现出明显的昼高夜低变化，表明白天相对于晚上来说，更偏向于氧化环境。此外*ORP*值随培养时间的增加而逐步降低，表明随着培养时间的延长，4个处理组均逐渐趋向于还原环境。

4个处理组的*DOC*浓度总体上表现出先下降后升高并趋于稳定的趋势，并且添加了MPs的处理组的*DOC*浓度要比不添加MPs的高。第1周主要呈下降趋势，变化范围为8.60~16.47 mg/L，这主要是因为水体的*DOC*被微生物分解利用。第2周呈升高趋势，变化范围为11.43~16.73 mg/L，并且从试验结果可知，做了遮光处理的增长程度要低于未做遮光处理的，这是由于做了遮光处理的模拟池塘光合作用下降，促进*DOC*的消耗。总体而言，试验期间*DOC*浓度从高到低分别为MPs组、MPs遮光组、对照组和遮光组。MPs组的*DOC*浓度均值最高，但与其他处理组并没有显著差异($P > 0.05$)。这表明即便MPs为额外碳源，但由于其结构相对稳定，在培养过程中较难被微生物降解利用[17]。

试验期间，模拟池塘上覆水中以NH_4^+为主要无机氮形态，NO_3^-和NO_2^-次之。总体而言，遮光组的NH_4^+质量浓度(1.41~3.53 mg/L)最高，其次则为MPs组(1.62~2.81 mg/L)和MPs遮光组(1.86~3.2 mg/L)，对照组NH_4^+的质量浓度最低(0.92~1.55 mg/L)。对照组、遮光组和MPs遮光组的NH_4^+质量浓度在试验期间先升高而后变化变缓，而MPs组后期NH_4^+质量浓度有逐渐降低的趋势。而NO_3^-质量浓度变化呈现先降低后升高的趋势。NO_3^-质量浓度变化范围由高到低分别为：MPs组(0.15~0.87 mg/L)、对照组(0.14~0.60 mg/L)、MPs遮光组(0.10~0.56 mg/L)和遮光组(0.07~0.36 mg/L)。从中可发现遮光组的两种处理NO_3^-质量浓度均低于非遮光组的两种处理。对于NO_2^-而言，4个处理组的NO_2^-质量浓度均表现为逐渐升高的趋势，其中MPs组的NO_2^-质量浓度最高，变化范围为0.01~0.77 mg/L，其次为对照组和MPs遮光组，变化范围分别为0.01~0.48 mg/L和0.01~0.46 mg/L，最后为遮光组，变化范围为0.01~0.27 mg/L。

2.2　模拟池塘CO_2的产生及排放

从图2可知，池塘上覆水中CO_2浓度呈现出先下降后升高的趋势。在0~5 d时，4个处理组的CO_2浓度均下降，遮光组的浓度最高，变化范围为50.51~158.73 μmol/L；其次是MPs遮光组和MPs组，变化范围分别为39.59~145.13 μmol/L和41.95~115.50 μmol/L；最后为对照组，变化范围为41.65~129.03 μmol/L。从第6 d开始，各处理组的CO_2浓度开始逐渐升高，MPs遮光组的浓度最高，变化范围为56.56~218.83 μmol/L；其次是遮光组和对照组，变化范围分别为66.54~163.53 μmol/L和34.11~111.40 μmol/L；最后为MPs组，变化范围为27.88~

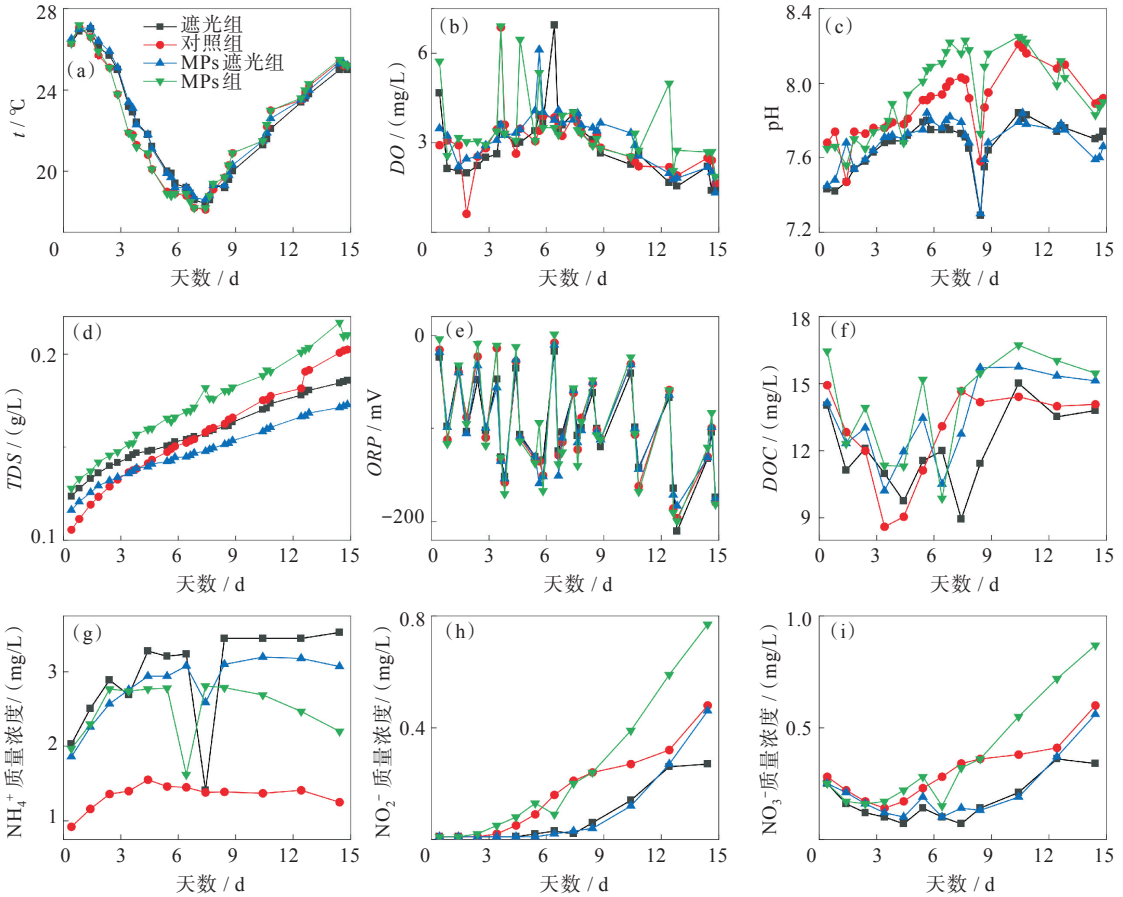

图1 池塘上覆水理化因子变化:(a)水温,(b)*DO*,(c)pH,(d)*TDS*,(e) *ORP*,(f)*DOC*,(g)NH_4^+质量浓度,(h)NO_2^-质量浓度,(i)NO_3^-质量浓度

Fig. 1 Changes in physicochemical factors of the water overlying the pond: (a) water temperature (t), (b) dissolved oxygen (*DO*), (c) pH, (d) total dissolved solids (*TDS*), (e) oxidation-reduction potential (*ORP*), (f) dissolved organic carbon (*DOC*), (g) ammonium (NH_4^+) mass concentration, (h) nitrite (NO_2^-) mass concentration, (i) nitrate (NO_3^-) mass concentration

128.71 μmol/L。培养期间遮光组CO_2浓度均值最高,为101.39 μmol/L;其次为MPs遮光组和MPs组,分别为98.14和68.91 μmol/L;对照组浓度均值最低,为68.06 μmol/L。上覆水中CO_2的浓度变化与CO_2排放通量变化基本一致。根据图3可知,遮光组的CO_2排放通量均值最高,为46.57 μg/(m²·h);其次是MPs遮光组和MPs组,分别为39.66和18.88 μg/(m²·h);最后是对照组,为14.41 μg/(m²·h)。

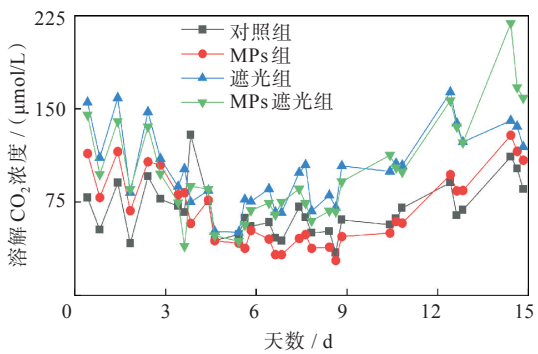

图2 溶解CO_2浓度随时间变化趋势

Fig. 2 Variation of dissolved CO_2 concentration during incubation

从总体上看,做遮光处理的池塘上覆水中CO_2浓度要显著高于非遮光处理组($P < 0.05$)。这主要与遮光影响模拟池塘的光合作用有关,当水上光伏的覆盖率较高时,可抑制浮游植物特别是藻类的生长。藻类是模拟池塘中的主要生产者。而对于MPs处理而言,MPs遮光组的CO_2浓度均值比遮光组低,MPs组和对照组的CO_2浓度均值接近,并且MPs对上覆水CO_2浓度的影响不显著($P > 0.05$)。这可能与本试验选取的MPs种类为PE及藻类的生长有关。CO_2的产生及排放受到微生物活性和有效碳的影响。而MPs虽然可以作为额外碳,但其结构较为稳定,在培养过程中较难被微生物降解利用[17]。

溶解CO_2浓度还呈现出了明显的昼夜变化,4组均表现为昼高夜低,昼降夜升的变化特征。水中CO_2浓度及通量变化通常与水生植物的光合作

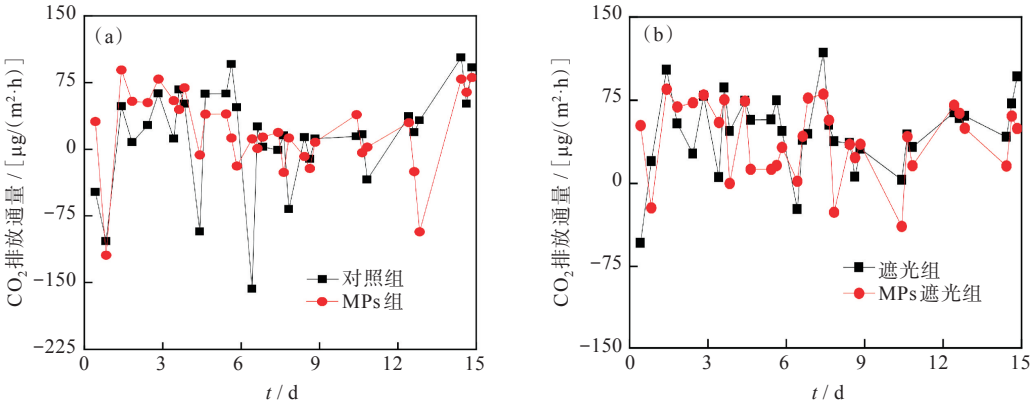

图3　CO_2排放通量变化趋势：(a)对照组和MPs组的排放通量变化趋势，(b)遮光组和MPs遮光组的排放通量变化趋势

Fig. 3　Trends of CO_2 emission fluxes during incubation: (a) trends of emission fluxes in the control and microplastic groups during incubation, (b) trends of emission fluxes in the shade and microplastic shade groups during incubation

用及微生物群落的呼吸作用密切相关[18]。结合CO_2排放通量可知，对照组和MPs组上午CO_2浓度最高是由于经过一晚上呼吸作用的积累，而晚上CO_2降低则是由于白天藻类光合作用较强，对水体CO_2进行利用消耗，并且观察到这2个处理组在多数时间下CO_2排放通量接近于0。而遮光组和MPs遮光组也呈现出昼高夜低的原因是遮光处理使得光合作用减弱，并结合CO_2排放通量可知，在夜间这2个处理组的CO_2排放通量要比白天高，这表明在晚上时，由于水体内CO_2浓度较高，开始较白天强烈地排放CO_2。综上可知，在整个观测期内，4个模拟池塘的水-气界面CO_2排放量呈现出由不稳定的“排放-吸收”转换成相对稳定的CO_2释放源。

2.3　模拟池塘N_2O产生与排放

观察MPs组和对照组的无机氮和溶解N_2O浓度变化可知，在第0~5 d，NH_4^+浓度升高，NO_2^-浓度缓慢升高，而NO_3^-浓度则开始下降，说明反硝化速率大于硝化速率，N_2O浓度无显著变化。在阶段，MPs组N_2O浓度变化范围为9.78~27.81 nmol/L，对照组的为6.82~33.3 nmol/L。在第6~9 d，MPs组和对照组NH_4^+浓度无显著变化，NO_2^-、NO_3^-和N_2O浓度都开始升高，说明这个阶段硝化速率大于反硝化速率，N_2O可能主要来源于硝化作用。在这个阶段，MPs组的N_2O浓度变化范围为34.42~58.73 nmol/L，对照组的为31.87~56.70 nmol/L。第10~15 d，MPs组和对照组NO_2^-和NO_3^-浓度持续升高，对照组NH_4^+浓度变化较小，而MPs组NH_4^+浓度开始下降，且N_2O浓度逐渐大幅度高于对照组。说明这个阶段硝化作用逐渐增强，可能是由于MPs的添加增加了硝化微生物的丰度[19]。在这个阶段，MPs组的N_2O浓度变化范围为65.09~181.54 nmol/L，对照组的为45.70~109.01 nmol/L。由此可得，MPs的添加在不同时间影响着硝化和反硝化作用。

通过观察遮光组的无机氮和溶解N_2O浓度变化可得，在第0~9 d，遮光组NH_4^+浓度升高较对照组升高幅度大，而NO_2^-和NO_3^-浓度变化趋势与对照组相反，呈现下降趋势，遮光组在这个阶段N_2O浓度变化范围为5.70~32.19 nmol/L，低于对照组同阶段浓度。说明这个阶段遮光组硝化作用被抑制从而减少了N_2O的产生。第10~15 d，遮光组NH_4^+浓度小幅度升高，NO_2^-和NO_3^-浓度大幅升高，表明这个阶段遮光组的硝化作用增强，且硝化遮光组硝化速率高于对照组，从而促进了N_2O的产生。在这个阶段遮光组的N_2O浓度变化范围为69.76~226.97 nmol/L。总体上看，遮光处理促进N_2O的产生，这主要是因为暗光环境会抑制沉积物中异养细菌的生长并降低其碳生物量贡献率[20]。此外，遮光使得好氧菌的反硝化作用被抑制，并由于光合作用减弱，使得合成有机碳减少，最终异养菌和兼性菌的反硝化能力也随之下降[21]，在一定程度上促进了硝化作用。

MPs遮光组在第0~9 d，NH_4^+浓度升高较对照组升高幅度大，而NO_2^-和NO_3^-浓度则表现为下降趋势，在这个阶段N_2O浓度变化范围为7.20~35.48 nmol/L，浓度与对照组接近。表明在这个阶段，主要发生反硝化作用，并且MPs促进N_2O的产生，而遮光则抑制N_2O的产生，MPs的促进作用略大于遮光的抑制作用。在第10~15 d，NH_4^+浓度开始逐渐下降，而NO_2^-和NO_3^-浓度则逐渐升高，N_2O浓度变化范围为40.00~318.73 nmol/L。表明这个

阶段硝化作用增强，从而促进了N_2O的产生。总体而言，MPs和遮光处理的协同作用对N_2O的产生有一定的促进作用。

MPs组的N_2O排放通量的平均值最高，为0.025 μg/(m²·h)，其次为MPs遮光组和遮光组，分别为0.015和0.014 μg/(m²·h)，最后为对照组，均值为0.005 μg/(m²·h)。从图5可知，N_2O的排放通量呈现出明显的昼夜变化，整体表现为白天吸收，夜晚释放。在培养的前9 d，4个模拟池塘均表现为N_2O的汇，从第10 d开始，则均变成为N_2O的源。这与上覆水体中N_2O浓度变化基本一致。综上可得，观测期内，4个模拟池塘的水-气界面N_2O排放量呈现出由不稳定的“排放-吸收”转换成相对稳定的N_2O释放源。

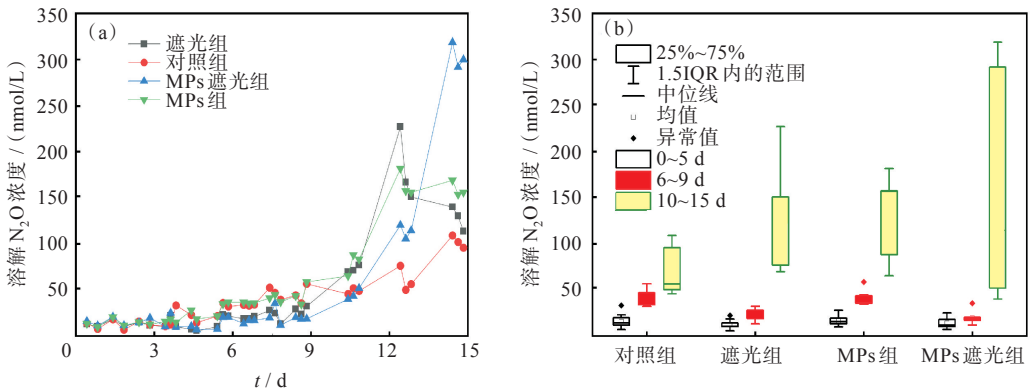

图4 溶解N_2O浓度变化：(a)溶解N_2O浓度随时间变化趋势，(b)溶解N_2O不同时间段浓度变化

Fig.4 Variation of dissolved N_2O concentration during incubation: (a) trend of dissolved N_2O concentration during incubation, (b) variation of dissolved N_2O concentration at different time periods

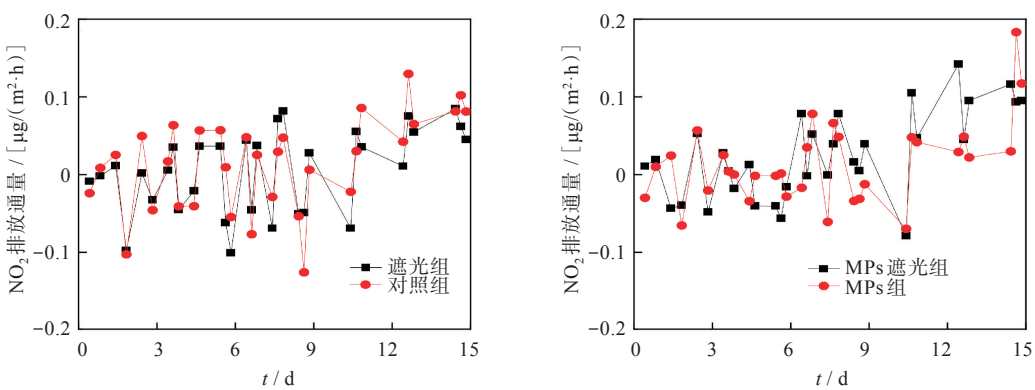

图5 N_2O排放通量变化趋势：(a)遮光组和对照组的排放通量变化趋势，(b)MPs遮光组和MPs组的排放通量变化趋势

Fig. 5 Trends of N_2O emission fluxes during incubation: (a) trends of emission fluxes in the shade and control groups during incubation, (b) trends of emission fluxes in the microplastic shade and microplastic groups

2.4 模拟池塘CH_4的产生与排放

通过对比可看出，主要影响CH_4浓度变化的变量为遮光处理。在培养的第1周时，遮光组和MPs遮光组的CH_4浓度相对于其他两个处理组的浓度更高，而在第2周时则是对照组和MPs组的CH_4浓度更高，表现为后期非遮光组的CH_4浓度较遮光组高，使得CH_4浓度发生逆转。遮光处理将会削弱水体光合作用，使得水体中有机碳含量减少；同时*DO*、*ORP*值降低，表明水体此时处于相对还原环境，且水体中NO_3^-等离子浓度较高，在这种环境下，产甲烷菌会与NO_3^-等离子发生电子竞争，从而抑制CH_4的产生[22]。在第1周时，遮光组的CH_4浓度均值最高，为0.70 μmol/L，其次为MPs遮光组，均值为0.65 μmol/L，对照组和MPs组的CH_4浓度均值分别为0.25和0.19 μmol/L。在第2周CH_4浓度发生逆转之后，CH_4浓度最高的为对照组，均值为0.55 μmol/L，其次为MPs组，均值为0.46 μmol/L，最后为遮光组和MPs遮光组，浓度均值都为0.27 μmol/L。

根据图7可知，4个处理组在多数时间段均在向外排放CH_4，为相对稳定的排放源。排放通量由高到低分别为MPs遮光组、对照组、遮光组和MPs组，其平均值分别为0.075、0.063、0.056和0.031 μg/(m²·h)。

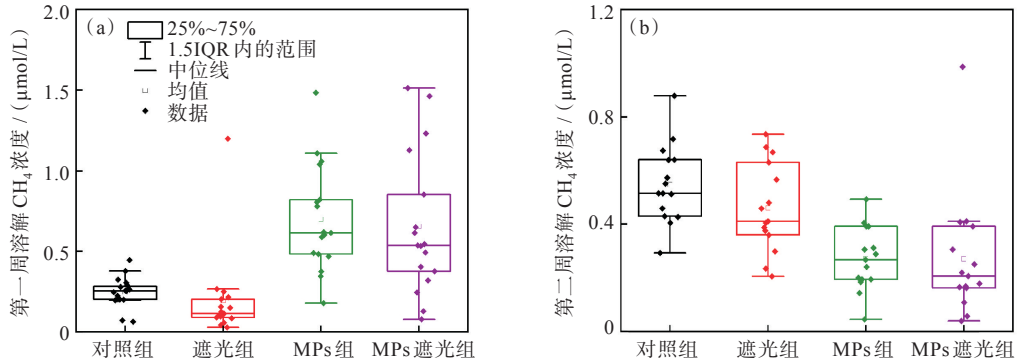

图6　溶解 CH_4 浓度变化：(a)第一周溶解 CH_4 浓度，(b)第二周溶解 CH_4 浓度

Fig. 6　Variation in dissolved CH_4 concentration during incubation: (a) dissolved CH_4 concentration in the first week, (b) dissolved CH_4 concentration in the second week

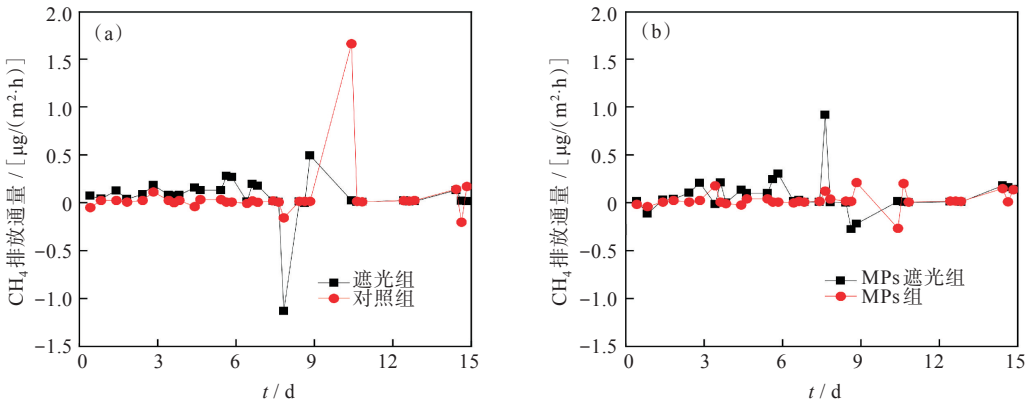

图7　CH_4 排放通量变化趋势：(a)遮光组和对照组的排放通量变化趋势，(b)MPs 遮光组和 MPs 组的排放通量变化趋势

Fig. 7　Trends of CH_4 emission fluxes during incubation: (a) trends of emission fluxes in shade and control groups, (b) trends of emission fluxes in microplastic shade and microplastic groups

3　结　论

本文通过模拟水上光伏对池塘的遮光及 MPs 在沉积物中的沉降，研究模拟池塘的水质参数变化及温室气体的产生及排放变化。遮光处理促进 CO_2 和 N_2O 的产生和排放，对 CH_4 则表现为前期促进，后期抑制。MPs 处理对 CO_2 的产生表现为抑制作用，对 N_2O 则为促进，对 CH_4 的产生促进作用较小。研究结果表明 MPs 和水上光伏电站的安装将会在不同程度上影响池塘温室气体的产生与排放，在未来的塑料使用和水上光伏电站的安装上应更多考虑对池塘温室气体产生与排放的影响。

在今后的研究中，应采用更接近日光灯的白炽灯进行影响研究，以更好模拟日光作用。

参考文献

［1］ 张莉，王婧，逄焕成，等. 短期秸秆颗粒还田对小麦-玉米系统作物产量与土壤呼吸的影响[J]. 应用生态学报，2018，29(2)：565−572.

［2］ HANSEN J E，LACIS A A. Sun and dust versus greenhouse gases - an assessment of their relative roles in global climate change[J]. Nature，1990，346(6286)：713−719.

［3］ GRAY V. Climate change 2007：the physical science basis［J］. Energy & Environment，2007，18(3/4)：433−440.

［4］ MASSON-DELMOTTE，V.，ZHAI P，et al. Intergovernmental Panel on Climate Change（IPCC）. Summary for Policymakers. In：Climate Change 2021：The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change［M］. Cambridge：Cambridge University Press，2021.

［5］ DRAKE T W，RAYMOND P A，SPENCER R G M. Terrestrial carbon inputs to inland waters：a current synthesis of estimates and uncertainty［J］. Limnology and Oceanography Letters，2018，3(3)：132−142.

［6］ HU Z，LEE J W，CHANDRAN K，et al. Nitrous oxide（N_2O）emission from aquaculture：a review［J］. Environmental Science & Technology，2012，46(12)：6470−6480.

［7］ LEGGIERI A，SEMERARO T. A new perspective of

solar renewable energy for south italy using the floating photovoltaic system [J]. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, 2020, 960 (2): 022019.

[8] ANDRADY A L. The plastic in microplastics: a review [J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 119(1): 12-22.

[9] EGESSA R, NANKABIRWA A, OCAYA H, et al. Microplastic pollution in surface water of Lake Victoria [J]. Science of the Total Environment, 2020, 741: 140201.

[10] BANK M S, HANSSON S V. The plastic cycle: a novel and holistic paradigm for the anthropocene [J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53(13): 7177-7179.

[11] SEELEY M E, SONG B, PASSIE R, et al. Microplastics affect sedimentary microbial communities and nitrogen cycling [J]. Nature Communications, 2020, 11(1): 2372.

[12] SANDER R. Compilation of Henry's law constants for inorganic and organic species of potential importance in environmental chemistry [J]. http://www.henrys-law.org. 1999.

[13] WANG C L, XV Y H, LI S Y, et al. Interconnected river-lake project decreased CO_2 and CH_4 emission from urban rivers [J]. Water, 2023, 15(11): 1986.

[14] ZHENG D Q, GUO T M, KNAPP H. Experimental and modeling studies on the solubility of CO_2, $CHClF_2$, CHF_3, $C_2H_2F_4$ and $C_2H_4F_2$ in water and aqueous NaCl solutions under low pressures [J]. Fluid Phase Equilibria, 1997, 129(1/2): 197-209.

[15] WANG C L, XV Y H, WU Z F, et al. Denitrification regulates spatiotemporal pattern of N_2O emission in an interconnected urban river-lake network [J]. Water Research, 2024, 251: 121144.

[16] 黄瑾. 三峡水库消落带土壤氧化亚氮排放规律及其产生过程溯源研究 [D]. 重庆: 重庆交通大学, 2023.

[17] YU Y X, LI X, FENG Z Y, et al. Polyethylene microplastics alter the microbial functional gene abundances and increase nitrous oxide emissions from paddy soils [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 432: 128721.

[18] 叶昕霞, 张陶, 蒲俊兵, 等. 河流水-气界面CO_2脱气时间尺度变化研究进展 [J]. 湖泊科学, 2023, 35 (3): 795-807.

[19] 李俊. 微塑料对河口及近海沉积物中硝化过程的影响研究 [D]. 上海: 华东师范大学, 2023.

[20] 余立华. 秋季长江口不同辐照和氮、磷浓度水平下浮游植物营养盐吸收动力学及生长变化研究 [D]. 上海: 华东师范大学, 2006.

[21] 陈秋阳, 赵彬洁, 袁洁, 等. 人工遮光和营养添加对河流反硝化活性和反硝化细菌群落结构的影响 [J]. 生态学报, 2018, 38(15): 5566-5576.

[22] 王洁, 袁俊吉, 刘德燕, 等. 滨海湿地甲烷产生途径和产甲烷菌研究进展 [J]. 应用生态学报, 2016, 27 (3): 993-1001.

本文编辑: 张 瑞