

孙 爱,冯琴霜,唐炳然,等. 聚乳酸微塑料对淡水沉积物氮转化的影响 [J]. 中国环境科学, 2025,45(4):2122-2134.

Sun A, Feng Q S, Tang B R, et al. Effect of polylactic acid microplastics on nitrogen conversion in freshwater sediments [J]. China Environmental Science, 2025,45(4):2122-2134.

聚乳酸微塑料对淡水沉积物氮转化的影响

孙 爱,冯琴霜,唐炳然,何 强,李 宏* (重庆大学环境与生态学院,三峡库区生态环境教育部重点实验室,重庆 400045)

摘要: 为探究生物可降解聚乳酸微塑料(PLA-MPs)对淡水沉积物中氮转化的影响,构建了室内沉积物体系,分别向淡水沉积物中加入 0(对照)、0.05%、0.5%、5%(质量比)的 PLA-MPs,并在温度为 25℃且光照强度为 40 μ E/(m²·s)的条件下培养 45d.结果表明,PLA-MPs 的加入导致体系中 pH 值和溶解氧(DO)浓度显著降低而溶解性有机碳(DOC)浓度显著升高($P<0.05$),同时促进 CO₂ 和 CH₄ 的生成.实验结束时,PLA-MPs 的添加使 NH₄⁺-N 的浓度降低,0.05%和 0.5% PLA-MPs 处理组,NO₃⁻-N 和 TN 浓度低于对照组(其上覆水 TN 浓度相比对照组分别下降了 68.44%和 61.83%).相反,5% PLA-MPs 处理组出现 TN 积累(实验结束时上覆水 TN 浓度为 5.71mg/L)且显著高于对照组($P<0.05$).此外,0.5%和 5% PLA-MPs 处理组沉积物 NO₂⁻-N 浓度降低并减少了 N₂O 的释放,而 0.05% PLA-MPs 则与之相反.添加 PLA-MPs 促进了固氮基因 *nifH* 和硝化基因 *amoA* 的表达,反硝化基因 *nirS* 和 *nosZ* 在 0.05%和 0.5% PLA-MPs 处理组富集.而反硝化基因 *narG* 丰度仅在 0.5% PLA-MPs 处理组上调;5% PLA-MPs 处理组中 *narG* 和 *nirS* 基因的丰度下调,*nosZ* 基因的表达呈现先抑制后促进的趋势.研究结果表明,PLA-MPs 的加入改变了上覆水及沉积物中的理化性质,促进了固氮和硝化,同时提供碳源增强 0.05%和 0.5% PLA-MPs 处理下的反硝化从而脱氮,但在 5% PLA-MPs 处理中由于 pH 过低导致 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 的还原受到抑制进而使得 TN 积累.

关键词: 聚乳酸塑料; 氮转化; 基因; 沉积物

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)04-2133-13

Effect of polylactic acid microplastics on nitrogen conversion in freshwater sediments. SUN Ai, FENG Qin-shuang, TANG Bing-ran, HE Qiang, LI Hong* (Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, College of Environment and Ecology, Chongqing University, Chongqing 400045, China). *China Environmental Science*, 2025,45(4): 2122-2134

Abstract: In order to explore the effect of biodegradable polylactic acid microplastics (PLA-MPs) on nitrogen conversion in sediments, a laboratory experimental sediment system was constructed, and 0 (control), 0.05%, 0.5% and 5% (*W/W*) PLA-MPs were added to freshwater sediments, then the incubation experiment was performed for 45d at 25°C and light intensity of 40 μ E/(m²·s). The concentration of dissolved organic carbon (DOC) decreased significantly and the concentration of dissolved organic carbon (DOC) increased significantly ($P<0.05$), and the formation of CO₂ and CH₄ was promoted. At the end of the experiment, the concentration of NH₄⁺-N was reduced by the addition of PLA-MPs, and the concentrations of NO₃⁻-N and TN in the 0.05% and 0.5% PLA-MPs treatment group were lower than those in the control group (compared with the control group, the TN concentrations of the overlying water decreased by 68.44% and 61.83%, respectively). On the contrary, the TN accumulation in the 5% PLA-MPs treatment group was recorded (the TN concentration in the overlying water was 5.71mg/L at the end of the experiment) and was significantly higher than that in the control group ($P<0.05$). The NO₂⁻-N concentration in the 0.5% and 5% PLA-MPs treatment groups decreased and the release of N₂O was reduced, while the concentration of NO₂⁻-N in the 0.05% and 5% PLA-MPs treatment groups was increased. The addition of PLA-MPs promoted the expression of nitrogen-fixing genes *nifH* and nitrification genes *amoA*, and the denitrification genes *nirS* and *nosZ* were enriched in the 0.05% and 0.5% PLA-MPs treatment groups. However, the abundance of denitrification gene *narG* was only up-regulated in the 0.5% PLA-MPs treatment group. The abundance of *narG* and *nirS* genes in the 5% PLA-MPs treatment group was down-regulated, and the expression of *nosZ* gene was inhibited but then promoted. The results show that PLA-MPs changes the properties of the overlying water and sediment, promotes nitrogen fixation and nitrification, and provide carbon source to enhance denitrification and denitrification under 0.05% and 0.5% PLA-MPs treatments, but the reduction of NO₃⁻-N and NO₂⁻-N is inhibited due to low pH in 5% PLA-MPs treatment, resulting in TN accumulation.

Key words: polylactic acid plastic; nitrogen conversion; gene; sediment

收稿日期: 2024-08-14

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52370199);重庆市技术创新与应用发展专项重点项目(CSTB2023TIAD-KPX0092)

* 责任作者, 教授, hongli@cqu.edu.cn

传统石油基塑料具有高分子量和高化学键能,因此难以降解并会长期存在于环境中.塑料产品在环境中会进一步产生粒径小于 5mm 的微塑料(MPs),进而产生严重的生态环境问题^[2].为了缓解传统石油基塑料对生态环境的危害,部分国家和地区倡导可生物降解塑料(BPs)的生产使用.BPs 在特定堆肥条件下可完全降解为水和 CO₂,因此其被视为规避传统石油基塑料生态环境风险的替代品^[4-7].聚乳酸(PLA)是全球可生物降解塑料总产能中占比最大的塑料^[8],具有比传统石油基塑料更快的降解速率.但也有研究发现,在相同时间内其会产生更多的 MPs,即可生物降解微塑料(BMPs)^[1].

以往的研究表明,传统石油基 MPs 会作为颗粒污染物、重金属或持久性有机污染物的载体,甚至形成复合污染物,对生物产生不良影响,进而影响生态系统中的氮转化.近期也有研究发现 BMPs 在环境中具有和 MPs 相似的生态风险^[13-14],即 BMPs 也会作为颗粒污染物产生毒性效应,进而影响不同元素的循环^[15].然而被忽略的是,BMPs 还可能通过降解为生态环境提供潜在碳源,进而对氮转化产生不同于传统石油基 MPs 的影响.

目前大多数研究主要关注 BMPs 对陆地生态系统,尤其是对土壤氮转化的影响^[17].而 MPs 随地表径流进入水体后可能会形成生物膜,密度变大而下沉到沉积物中^[18],因此沉积物也是 MPs 的汇^[19-21].Seeley 等^[22]发现 PLA 可以促进沉积物中氮的硝化和反硝化过程.Chen 等^[23]发现 PLA 可以通过改变沉积物中微生物特性而显著影响氮循环.Nie 等^[24]发现 PLA 可以通过降低沉积物中反硝化和厌氧氨氧化细菌多样性而影响氮循环.

因此,本文以 PLA-MPs 为研究对象,构建了 3 种不同 PLA-MPs 含量的沉积物微宇宙实验体系,关注了上覆水及沉积物中理化性质的变化,分析了氮转化相关功能基因的表达,探究了 PLA-MPs 对氮转化的影响并解析其影响过程,以期评估 PLA 对沉积物氮行为及效应的影响提供参考.

1 材料与方 法

1.1 材料

1.1.1 水样与沉积物的采集及预处理 实验所用沉积物和水样采集自重庆市某水库,上覆水和沉积

物间隙水的主要理化性质如表 1 所示.水样采集用浮游植物网过滤 3 次以去除大颗粒悬浮物;采用彼得逊采泥器采集水库表层沉积物,将湿沉积物置于室温风干,风干过后使用 2mm 网筛过筛,以尽可能地去 除大颗粒杂质以及塑料^[25],并为后续溶解氧微电极的使用提供条件.处理后的水样放于玻璃箱内低温 4℃避光保存.

表 1 上覆水和沉积物孔隙水的理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the overlying water and sediment pore water

分类	TN (mg/L)	NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	DOC (mg/L)	pH 值
上覆水	4.02	2.12	1.24	0	9.23	7.73
间隙水	-	7.23	0.42	0	-	-

注:-表示未测定.

1.1.2 微塑料的选择及处理 微塑料选用美国 Nature works 公司的生物可降解聚乳酸微塑料(PLA-MPs),粒径为 3.49 μm,储存于棕色试剂瓶中备用.

1.2 PLA-MPs 对沉积物氮转化的实验方法

选用 1L 血清瓶进行沉积物模拟实验,血清瓶高 22.2cm,底径 9.9cm,口内径 6.6cm. PLA-MPs 浓度采用质量分数表示并参考传统石油基 MPs 的环境浓度以及前人研究中常用浓度^[26],设置质量比为 0.05%、0.5%和 5%.实验设置一个不加 PLA-MPs 的空白对照组,每组设置 3 个平行.每个血清瓶中填充 7cm 高的混匀干沉积物,处理组分别加入 3 种浓度的 PLA-MPs,并用不锈钢勺子混匀^[21]且使用黑色胶带粘贴血清瓶外壁沉积物部分以避光. PLA-MPs 与沉积物混匀之后,在沉积物之上缓慢加入过滤水样,直至上覆水高度为 7cm.将上述所有血清瓶放置于 25℃的恒温光照培养箱中,光照强度为 40 μmol photons/(m²·s)并在血清瓶上方覆盖透气膜以减少水分的蒸发.

1.3 指标测定及方法

1.3.1 水体理化指标的测定 每隔 5d 用溶解氧仪(HQ2100,哈希)测定上覆水 DO 浓度、便携式 pH 计(LC-PHB-1M,力辰)测 pH 值.同时收集水样采用 TOC 分析仪(TOC-L,岛津)测定 DOC,TN、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 的测定参照第四版《水和废水监测分析方法》.每次取样后,用原位水将血清瓶内上覆水补充至初始刻度,以弥补取水和水蒸发的损失.

1.3.2 沉积物理化指标 在实验第 25d 和 45d 破坏性取样测定沉积物 pH 值、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 以及 DOC 浓度,pH 值的测定参考 Feng 等^[27]的研究以及 NY/T 1377-2007 标准;TN 采用紫外分光光度法,检测前将过 100 目筛^[28]的干样经过硫酸钾消解^[29]; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的浓度参考 GB/T 32737-2016、HJ 634-2012 标准以及 Feng 等^[27]和 Chen 等^[30]的研究;DOC 采用超纯水浸提法^[29]。

此外,在实验初始、第 25d 以及实验结束时,用薄膜梯度扩散(DGT,AMP-TH)技术测定沉积物-水剖面的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度,本研究使用的是单面 DGT,型号为 AMP-TH;采用垂直分辨率为 100 μm 的 DO 微电极(OX-100,Unisense)测定沉积物-水剖面的 DO 浓度。

1.3.3 气体组分的采集与测定 每隔 5d 采集顶空气体测定 N_2O 、 CO_2 以及 CH_4 气体浓度并计算水-气界面的气体释放通量.首先用带有三通阀的 10mL 注射器抽取大气环境中的气体,迅速打入气相色谱仪(GC)测试并用作初始浓度.然后给各实验组的血清瓶盖上单通瓶盖,利用硅胶软管连接三通阀和 10mL 注射器.关闭三通阀,1h 后打开,用注射器反复抽推以混匀顶空气体,最后取 10mL 气体并迅速测定.GC 测试的读数由体积百分数(vol%)计算气体的质量浓度(C)和水-气界面的气体释放通量(F)^[31]:

$$C = \phi \cdot \frac{MP}{RT} \quad (1)$$

$$F = \frac{dc}{dt} \cdot \frac{V}{a} = \frac{(C_t - C_0)}{t} \cdot \frac{V}{A} \quad (2)$$

式中: ϕ 为气体的体积分数, $\times 10^{-6}$;M 为气体的分子量,g/mol;P 为采样点的大气压,1atm;R 为理想气体常数,0.082057atm·L/(mol·K);T 为采样点的热力学温度,298K; C_t 为 t 时刻采气的气体浓度, $\mu\text{g/L}$; C_0 为初始采气(即大气)的气体浓度, $\mu\text{g/L}$;t 为采气间隔时间,h;V 为试剂瓶顶空体积, m^3 ;A 为水-气界面的表面积, m^2 。

1.3.4 沉积物氮转化功能基因的测定 在实验结束时,采集表层沉积物,将其混匀后装进冻存管并存入超低温冰箱保存,后续送往上海美吉生物医药科技有限公司进行 qPCR 测定.分别选用特异性引物对

硝化(*amoA*)、反硝化(*narG*、*nirS* 和 *nosZ*)以及固氮(*nifH*)功能基因的丰度进行绝对定量,相应的引物如表 2 所示。

表 2 用于氮转化关键功能基因 qPCR 扩增的引物
Table 2 Primers for qPCR analysis of key functional genes that involved in nitrogen transformation

目标基因	引物	引物序列(5'-3')	参考文献
<i>amoA</i>	Arch-amoAF	STAATGGTCTGGCTTAGACG	[23]
	Arch-amoAR	GCGGCCATCCATCTGTATGT	
<i>narG</i>	narGF	TCGCCSATYCCGCSATGTC	[32]
	narGR	GAGTTGTACCAGTCRGC SGAYTCSG	
<i>nirS</i>	cd3aF	GTS AACG TSAAGGARACSGG	[23]
	R3cd	GASTTCGGRTGSGTCTTGA	
<i>nosZ</i>	nosZ2F	CGCRACGGCAASAAGGTSMSSTG	[23]
	nosZ2R	CAKRTGCAKSGCRTGGCAGAA	
<i>nifH</i>	nifH-F	AAAGGYGGWATCGGYAARTCCACCAC	[33]
	nifH-R	TTGTTSGCSGCRATACATSGCCATCAT	

1.4 数据处理

使用 Excel 软件对实验数据进行整理和计算,采用 Origin Pro 2024 对数据展开绘图,图中数据呈现方式均为“平均值+标准差”.通过 SPSS 26.0 软件的单因素方差分析来评估数据之间的显著性差异,并使用 Tukey 进行事后多重检验, $P < 0.05$ 表示样本之间存在显著差异。

2 结果与分析

2.1 上覆水和沉积物中 pH 值的变化

对照组上覆水的 pH 值在实验期间维持于 7.5~8.0 之间(图 1(a)).相较于对照组,3 种不同浓度 PLA-MPs 处理组中上覆水的 pH 值都呈降低趋势,且下降幅度与 PLA-MPs 的添加量正相关.其中,0.5%和 5% PLA-MPs 处理组中,pH 值一直显著低于对照组($P < 0.05$),最低分别为 6.48 和 5.33;而 0.05% PLA-MPs 处理组仅在 10~25d 显著低于对照组($P < 0.05$).除此之外,0.05%和 0.5% PLA-MPs 处理组的 pH 值在 0~15d 降低,于第 15d 达到最低值(分别为 7.15 和 6.48),然后在 15~45d 升高;而 5% PLA-MPs 处理组的 pH 值在 0~15d 快速降低,随后持续缓慢降低。

同上覆水 pH 值变化相似,3 种不同含量 PLA-MPs 的沉积物 pH 值呈现下降趋势,且下降程度与 PLA-MPs 的添加量正相关.其中 0.5%和 5% PLA-

MPs 处理组的沉积物 pH 值显著降低($P<0.05$),而 0.05% PLA-MPs 处理组的沉积物 pH 值在第 25d 显著低于对照组($P<0.05$),但在实验结束时与对照组无显著差异($P>0.05$)(图 1(b)).实验结束时,0.05%、0.5% PLA-MPs 处理组的 pH 值相比于第 25d 略有升高;而 5% PLA-MPs 处理组的沉积物 pH 值继续降低,由初始的 7.43 下降至 6.15.

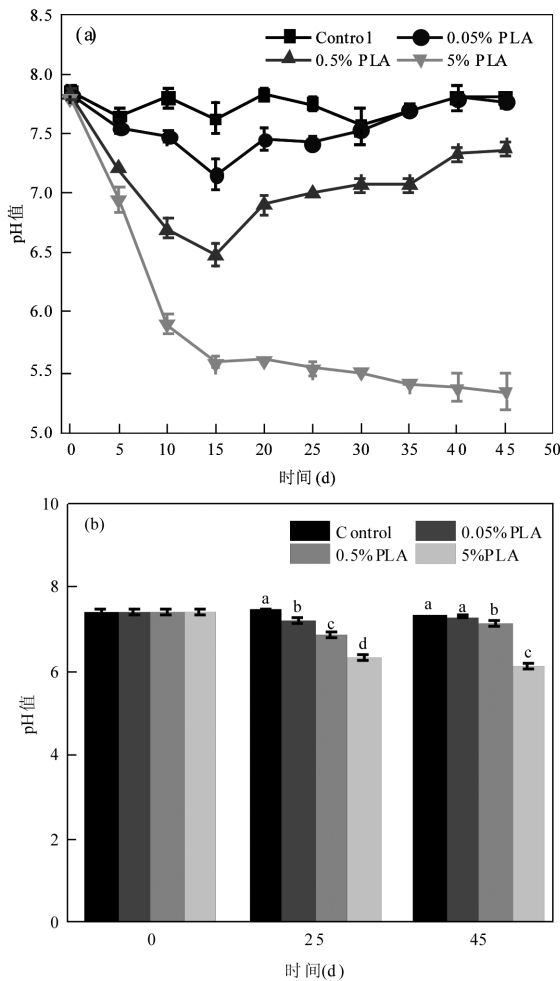


图 1 各处理组中上覆水(a)和沉积物(b)pH 值的变化
Fig.1 The dynamics of pH value in the overlying water (a) and sediment pore water (b) of different treatments

2.2 上覆水和沉积物-水剖面 DO 浓度的变化

PLA-MPs 的加入显著降低了上覆水的 DO 浓度($P<0.05$) (图 2).其中,0.05% PLA-MPs 处理组的 DO 浓度在 5~10d 快速降低,于第 10d 达到最低值 3.53mg/L 后开始回升,但是在 10~30d 时显著低于对照组($P<0.05$),从 35d 开始和对照组无显著差异($P>0.05$).而 0.5%和 5% PLA-MPs 处理组的 DO 浓度在 0~10d 迅速降低至 1mg/L 以下,并在 10~30d 保持

该水平,30d 之后开始恢复.整个实验期间,0.5%和 5% PLA-MPs 处理组的 DO 浓度显著低于对照组 ($P<0.05$),最低 DO 浓度分别为 0.42mg/L 和 0.56mg/L.在实验结束时,0.05%、0.5%和 5% PLA-MPs 处理组中上覆水的 DO 浓度分别是对照组的 96.47%、46.31%和 35.08%.

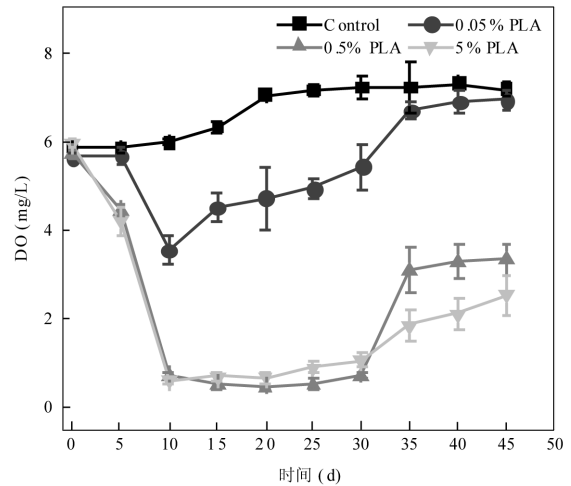


图 2 各处理组中上覆水 DO 浓度的变化
Fig.2 The dynamic of DO concentration in the overlying water of different treatments

PLA-MPs 的加入使得沉积物剖面的氧穿透深度和沉积物-水界面(SWI)处的 DO 浓度也产生不同程度的降低.在第 10d,0.05%和 0.5% PLA-MPs 处理组的氧穿透深度下降为 1.2mm 和 0.8mm,分别为对照组的 33.33%和 22.22%;而 5% PLA-MPs 处理组氧穿透深度为零,表现为完全厌氧状态.同时,0.05%、0.5%和 5% PLA-MPs 处理组在 SWI 处的 DO 浓度分别降低至 3.96,0.31,0mg/L,这与上覆水 DO 浓度的结果一致(图 3(a)).在第 25d,0.05%和 5% PLA-MPs 处理组的 DO 浓度略有回升,氧穿透深度为 2.6mm 和 1.6mm,分别为对照组的 61.91%和 38.10%,SWI 处的 DO 浓度为 5.03,0.76mg/L;而 0.5% PLA-MPs 处理组的氧穿透深度降低为零,达到完全厌氧状态,在 SWI 处的 DO 浓度降低为 0mg/L,(图 3(b)).在实验结束时,3 个不同含量添加 PLA-MPs 的处理组的 DO 浓度都略微恢复,氧穿透深度增大以及 SWI 处 DO 浓度升高.而且氧穿透深度和 SWI 处的 DO 浓度都与 PLA-MPs 浓度反相关,并保持低于对照组的状态(图 3(c)),与同期上覆水 DO 浓度的趋势相吻合.

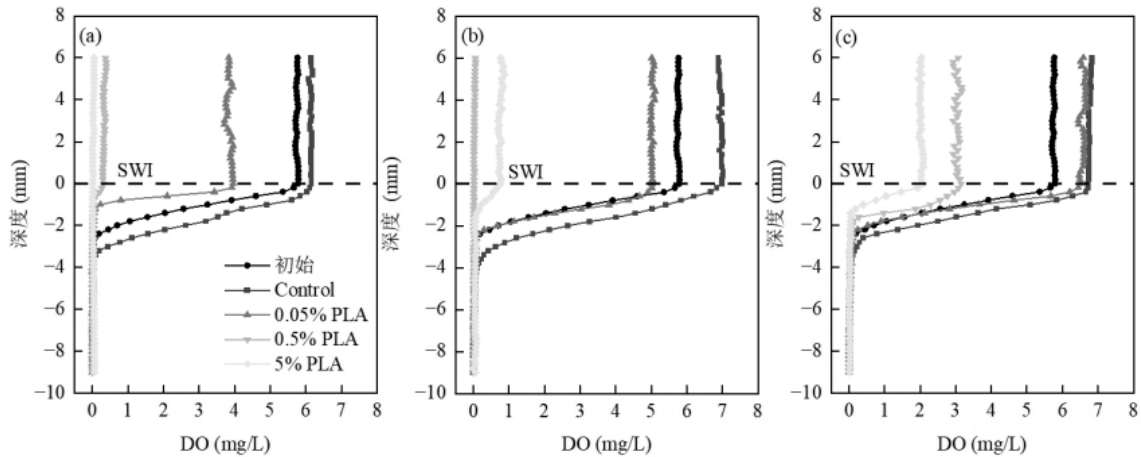


图3 各处理组中第 10d(a)、25d(b)、45d(c)的沉积物-水剖面 DO 浓度

Fig.3 DO concentrations across sediment-water core on day 10 (a), day 25 (b) and day 45 (c) of different treatments

2.3 上覆水和沉积物中 DOC 浓度的变化

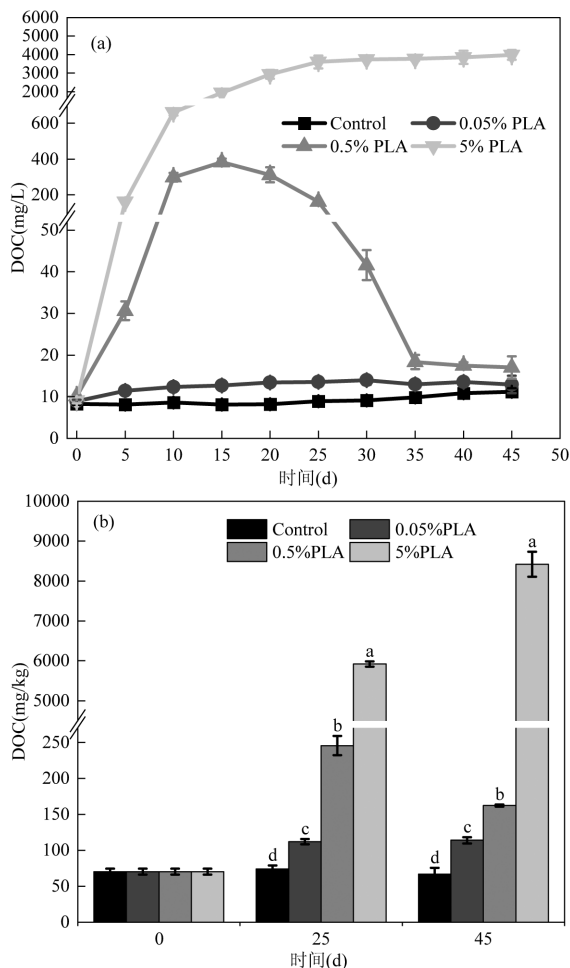


图4 各处理组中上覆水(a)和沉积物(b)DOC 浓度的变化

Fig.4 The dynamics of DOC concentration in the overlying water (a) and sediment (b) of different treatments

DOC 浓度表现出升高的趋势,且升高的幅度与 PLA-MPs 的浓度正相关(图 4(a)).对照组中 DOC 浓度较为平稳,保持在 8~11.5mg/L.其中,0.05% PLA-MPs 处理组的 DOC 浓度先升高后降低,在第 5~40d 期间都显著高于对照组($P<0.05$),于第 30d 达到最高达 13.95mg/L,为同期对照组的 1.53 倍.同样的,0.5% PLA-MPs 处理组的 DOC 浓度也是先升高后降低,在第 5~40d 期间显著高于对照组($P<0.05$),于第 15d 达到最高值 383.01mg/L,为同期对照组的 47.22 倍.而 5% PLA-MPs 处理组的 DOC 在第 0~25d 快速升高,25d 后持续缓慢升高,并在整个实验期间都显著高于对照组和另外两个处理组($P<0.05$),实验结束时甚至高达 3989.50mg/L,为同期对照组的 357.16 倍.

同上覆水类似,添加 3 种不同含量 PLA-MPs 的处理组同样显著升高沉积物中 DOC 含量($P<0.05$) (图 4(b)).在第 25d,0.05%、0.5%和 5% PLA-MPs 处理组沉积物的 DOC 含量分别为 112.02,245.45, 5919.40mg/kg,依次为对照组的 1.52、3.33 和 80.27 倍;在实验结束时,0.5% PLA-MPs 处理组的 DOC 含量略有下降,而 5% PLA-MPs 处理组的 DOC 含量继续升高至 8420.90mg/kg,为同期对照组的 125.67 倍.

2.4 上覆水和沉积物中氮含量的变化

实验期间对照组上覆水的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度呈现先增长再降低的趋势,在第 15d 达到最高值然后略有下降并维持在 3.70mg/L 左右,其他 3 种处理组都表现出类似的先增后减趋势.其中,0.05% PLA-MPs 处理组在第 20d 达到 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度最高值后迅速降低;0.5% PLA-MPs 处理组在 0~15d 同样发生

添加 3 种不同浓度的 PLA-MPs 导致上覆水

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的升高,但是升高的幅度远小于对照组,在第 15d 之后 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降低;而 5% PLA-MPs 处理组的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度在 0~10d 随对照组升高,随后开始持续降低(图 5(a)).

对照组上覆水的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度在 0~10d 先降低到最低值,随后略微升高并保持在约 0.65mg/L. 0.05% PLA-MPs 处理组的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度变化与对照组基本吻合;0.5% PLA-MPs 处理组的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度在 0~5d 降低,在 5~15d 略微升高到初始值,第 15d 后持续降低;5% PLA-MPs 处理组的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度在 0~5d 略有降低后不断升高直至实验结束时为同期对照组的 8.21 倍(图 5(b)).

对照组上覆水的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度先升高并在第 20d 达到最高值,随后在第 25d 降低至 0mg/L 并维持

到实验结束.0.05% PLA-MPs 处理组的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度在 0~15d 降低,然后升高并在第 25d 达到最高值 2.38mg/L,之后持续下降;0.5% 和 5% PLA-MPs 处理组的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度都是持续下降并在第 10d 达到最低值 0mg/L 后一直保持(图 5(c)).

对照组上覆水的 TN 浓度在第 0~10d 升高然后略有降低最后稳定在 4.70mg/L.对于 0.05% PLA-MPs 处理组,其 TN 浓度在第 0~15d 升高然后显著下降 ($P<0.05$),到实验结束时相比于对照组下降了 68.44%; 0.5% PLA-MPs 处理组同 0.05% PLA-MPs 处理组有类似的先增后减的趋势,且在实验结束时相比于对照组下降了 61.83%;而 5% PLA-MPs 处理组与其他两组不同,实验开始后持续上升至 5.71mg/L 左右,在实验结束时显著高于对照组($P<0.05$) (图 5(d)).

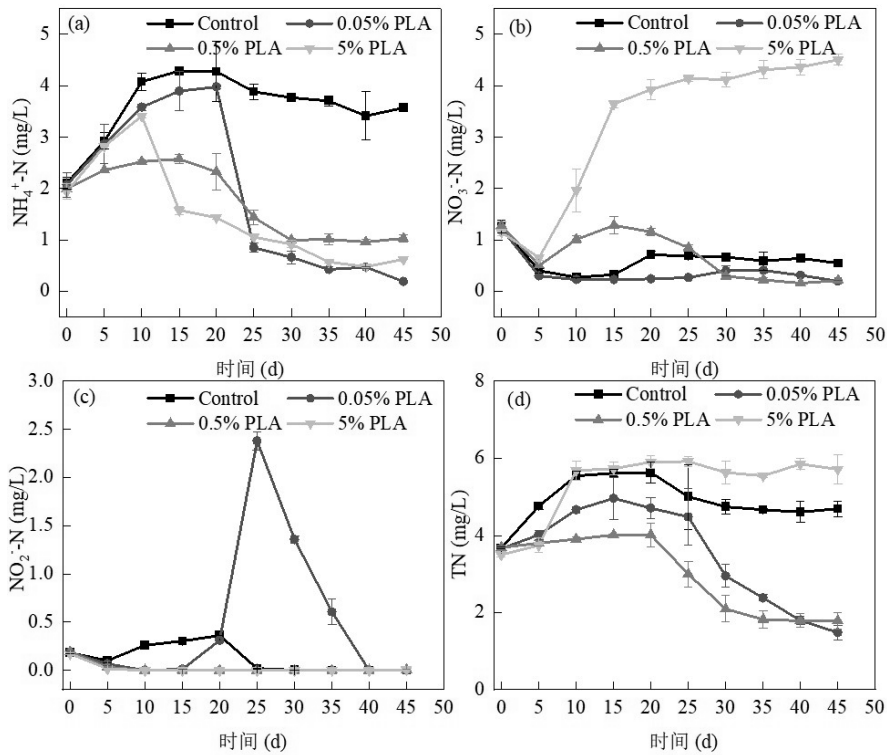


图 5 各处理组中上覆水氨氮(a)、硝酸盐氮(b)、亚硝酸盐氮(c)以及总氮(d)浓度的变化

Fig.5 The dynamics of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (a), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (b), $\text{NO}_2^-\text{-N}$ (c) and TN (d) concentration in the overlying water of different treatments

对照组中沉积物的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 初始状态含量为 7.98mg/kg,在第 25d 后降低,到第 45d 时略有升高但仍旧低于初始含量(图 6(a)),这可能是 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向上覆水扩散导致的.而 3 个不同含量 PLA-MPs 处理组在第 25d 和 45d 时的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量均显著低于对照

($P<0.05$),特别是 0.05% PLA-MPs 处理组在第 45d 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量仅为对照组的 28.30%,同时 3 个处理组的上覆水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度也低于对照组,可能是发生了硝化作用使得上覆水和沉积物中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均降低.

对照组的 NO_3^- -N 初始状态含量为 1.12mg/kg, 在第 25d 和 45d 略有升高, 这可能是 NO_3^- -N 由上覆水迁移至沉积物所致. 与此同时, 0.05% 和 0.5% PLA-MPs 处理组的 NO_3^- -N 含量在实验结束时均显著低于对照组 ($P < 0.05$), 可能是反硝化的作用; 而 5% PLA-MPs 处理组与之相反, 其 NO_3^- -N 含量在实验结束时高达对照组的 3.99 倍, 与上覆水的变化一致, 表明可能存在强烈的硝化作用使得沉积物和上覆水的 NO_3^- -N 浓度都显著升高 ($P < 0.05$) (图 6(b)).

含量为 0.05% 的 PLA-MPs 处理组的 NO_2^- -N 含量显著高于对照组 ($P < 0.05$), 尤其是第 25d 的 NO_2^- -N 含量为 0.19mg/kg, 是对照组的 5.58 倍, 而 0.5% 和 5% PLA-MPs 处理组的 NO_2^- -N 含量在第 25d 和 45d 均保持为 0mg/kg (图 6(c)). 对于沉积物中 TN 含量, 在实验结束时, 0.05% 和 0.5% PLA-MPs 处理显著降低沉积物 TN 含量 ($P < 0.05$), 而 5% PLA-MPs 的添加显著升高了 TN 含量 ($P < 0.05$), 这和上覆水的变化一致 (图 6(d)).

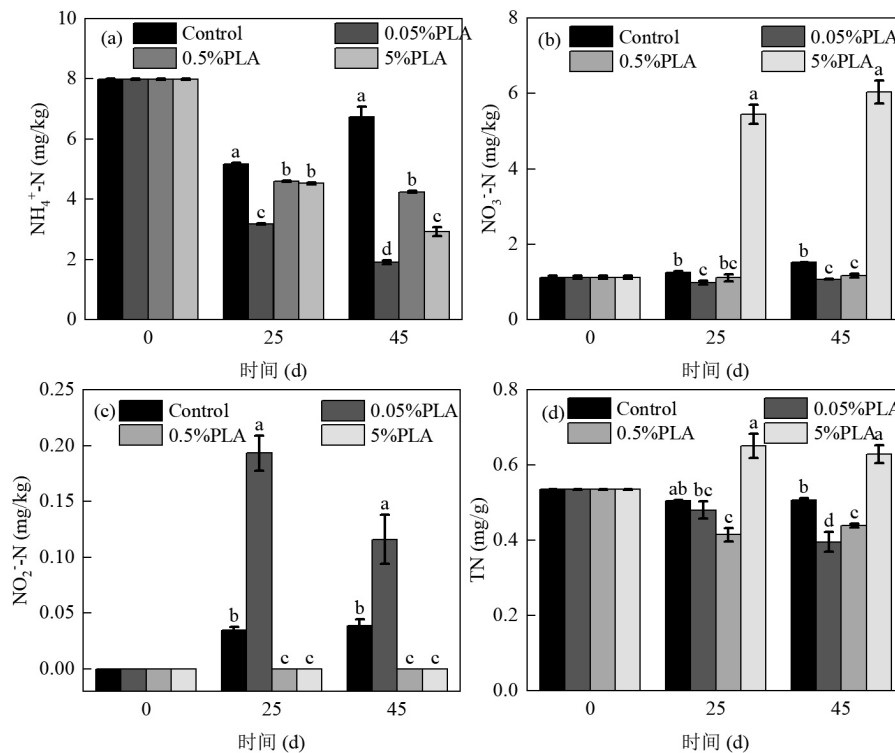


图 6 各处理组中沉积物氨氮(a)、硝酸盐氮(b)、亚硝酸盐氮(c)以及总氮(d)浓度的变化

Fig.6 The changes of NH_4^+ -N (a), NO_3^- -N (b), NO_2^- -N (c) and TN (d) concentration in sediment of different treatments

2.5 沉积物-水剖面氮分布的变化

对照组 NH_4^+ -N 的初始状态浓度为在上覆水中保持于 1.56mg/L 左右, SWI 处为 2.81mg/L, 在沉积物中稍有增加. 而在第 25d 和 45d, 相比于初始, 对照组的 NH_4^+ -N 浓度在上覆水中增大, 在沉积物中降低 (图 7(a), 7(b)). 第 25d 时, 0.05%、0.5% 和 5% PLA-MPs 处理组的 NH_4^+ -N 浓度在上覆水和沉积物中均降低, 在 SWI 处的浓度分别为对照组的 19.60%、40.86% 和 36.54%; 第 45d 时, 3 个处理组在上覆水和沉积物中的 NH_4^+ -N 浓度进一步降低, SWI 处的浓度相比于对照组分别下降了 85.19%、58.15% 以及 70.74%.

对照组 NO_3^- -N 的初始浓度为在上覆水浓度为

1.07mg/L 左右, SWI 处浓度为 0.84mg/L, 沉积物中浓度随深度的增加而降低并在 -50~-10mm 范围内基本保持在 0.09mg/L; 而在第 25d 和 45d 时, 对照组中上覆水 NO_3^- -N 浓度降低, SWI 处浓度也低于初始, 但是沉积物中从 -8mm 的深度开始往下的 NO_3^- -N 浓度都高于初始状态 (图 7(c), 7(d)), 这表明在实验过程中对照组的 NO_3^- -N 从上覆水向沉积物迁移. 第 25d 时, 0.05% 和 0.5% PLA-MPs 处理组的沉积物 NO_3^- -N 浓度都低于同期对照组, SWI 处的 NO_3^- -N 浓度分别为对照组的 28.57% 和 40.48%, 不过 0.5% PLA-MPs 处理组的上覆水 NO_3^- -N 浓度高于对照; 而 5% PLA-MPs 处理组的 NO_3^- -N 浓度高于对照

组,SWI 处的浓度甚至为对照组的 6.02 倍.实验结束时,0.5% PLA-MPs 处理组上覆水 NO_3^- -N 浓度继续降低至 0.25mg/L 左右,0.05%和 0.5% PLA-MPs 两个

处理组的 NO_3^- -N 浓度都低于对照;而 5% PLA-MPs 处理组仍然整体都高于对照,沉积物部分的 NO_3^- -N 浓度相较于第 25d 还略有上升.

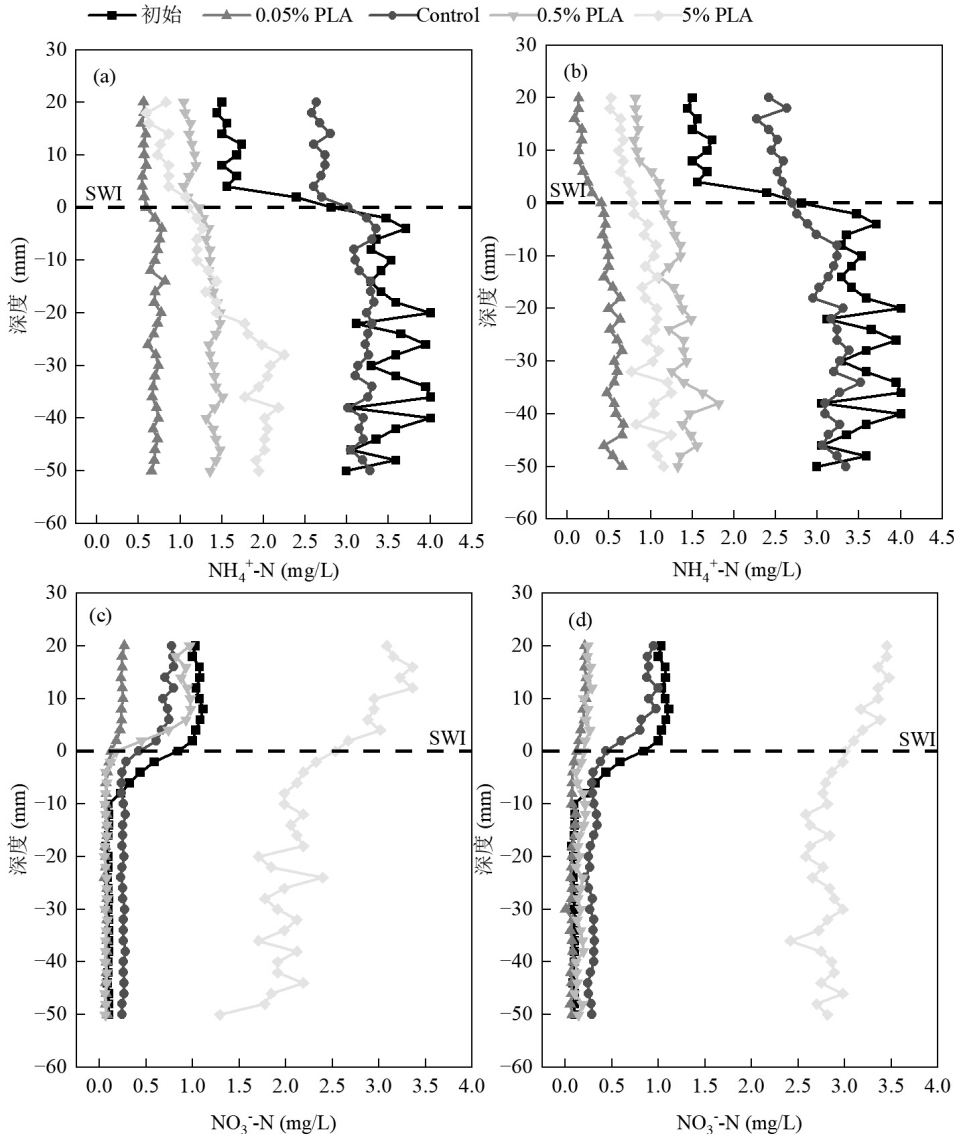


图 7 各处理组中沉积物-水剖面第 25d 氨氮(a)、45d 氨氮(b)、25d 硝酸盐氮(c)及 45d 硝酸盐氮浓度
 Fig.7 NH_4^+ -N concentration on day 25 (a), day 45 (b) and NO_3^- -N concentration on day 25 (c), day 45 (d) across the sediment-water core of different treatments

2.6 水-气界面气体释放通量的变化

N_2O 作为反硝化过程的中间产物,0.5%和 5% PLA-MPs 两个处理组中的通量几乎一直低于对照组,到第 15d 降为 $0\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{h}$ (图 8(a)),表明 0.5%和 5% PLA-MPs 的添加抑制了 N_2O 的产生或者是促进了 N_2O 向 N_2 的转化.但 0.05% PLA-MPs 处理组在第 25~40d,其 N_2O 释放通量高于对照组,尤其是第 35d 高达 $19.94\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$.

PLA-MPs 促进了 CO_2 和 CH_4 的释放.其中 CO_2 的释放通量与 PLA-MPs 的添加量成正相关,0.05%、0.5%和 5% PLA-MPs 处理组均在第 15d 达到最高 CO_2 释放通量,分别为 $15.74, 151.08, 286.05\text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$,依次为同期对照组的 4.63 倍、44.49 倍和 84.24 倍(图 8(b)).但 CH_4 的释放通量不满足与 PLA-MPs 添加量的正相关关系,0.5% PLA-MPs 处理组在第 15~25d 的 CH_4 释放通量显著高于 5% PLA-MPs 处理组($P < 0.05$)(图

8(c)),这可能与 0.5% PLA-MPs 处理组在此期间的低 DO 浓度及产甲烷菌更适宜中性环境^[34-35]有关。

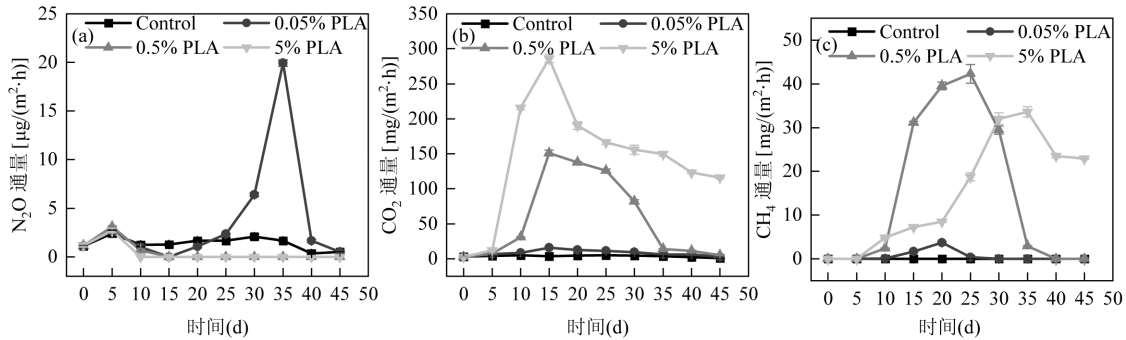


图 8 各处理组中水-气界面氧化亚氮(a)、二氧化碳(b)及甲烷(c)释放通量的变化

Fig.8 The changes of N₂O (a), CO₂ (b) and CH₄ (c) flux at the water-air interface of different treatments

2.7 氮转化关键功能基因丰度的变化

在实验第25d和45d时,对照组和处理组沉积物中都检出固氮基因(*nifH*)、硝化基因(*amoA*)以及反硝化基因(*narG*、*nirS*、*nosZ*) (图 9).PLA-MPs 的添加显著升高了 *nifH* 基因和 *amoA* 基因的丰度($P<0.05$),5% PLA-MPs 处理组在第 25d 的 *nifH* 基因丰度高达 2.12×10^8 copies/g,相比于同期对照组增加了 2.28 倍(图 9(a));而 0.05% PLA-MPs 处理组在第 25d 的 *amoA* 基因丰度高至对照组的 13.73 倍(图 9(b)).

除了促进固氮和硝化过程之外,PLA-MPs 的添加还促进了 0.05%和 0.5% PLA-MPs 处理组的反硝化作用.其中,0.05% PLA-MPs 处理组的 *nirS* 基因和 *nosZ* 基因丰度均显著高于对照组($P<0.05$),且在第

45d 时分别为对照组的 6.28 倍和 7.47 倍.但 *narG* 基因丰度和对照组没有显著差异($P<0.05$),0.5% PLA-MPs 处理组的 *narG* 基因、*nirS* 基因和 *nosZ* 基因都显著高于对照组,在实验结束时依次为对照组的 2.32 倍、2.39 倍和 5.12 倍.相反,在 5% PLA-MPs 处理组中,*narG* 基因丰度显著低于对照组($P<0.05$),*nirS* 基因丰度在第 25d 也显著低于对照组($P<0.05$)但在实验结束时与对照组之间不存在统计学差异($P<0.05$),而 *nosZ* 基因丰度在第 45d 显著高于对照组($P<0.05$),但在第 25d 与对照组差异不显著($P<0.05$)(图 9(c)、(d)、(e)),即 5% PLA-MPs 处理抑制了 NO_3^- -N 向 NO_2^- -N 还原和 NO_2^- -N 向 NO 还原,但后期促进了 N_2O 还原为 N_2 的过程。

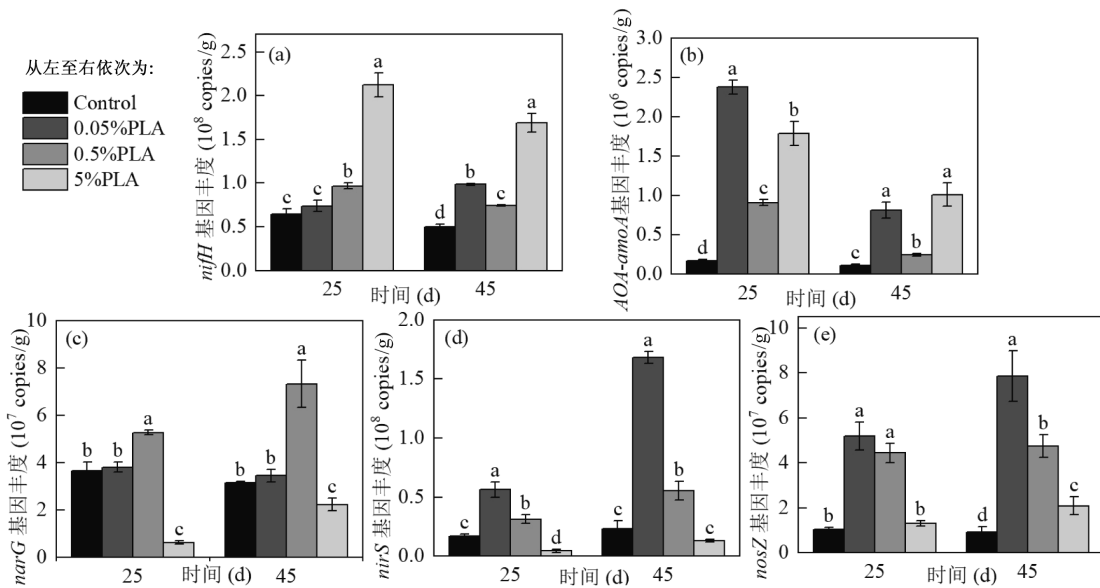


图 9 各处理组中沉积物 *nifH* 基因(a)、*AOA-amoA* 基因(b)、*narG* 基因(c)、*nirS* 基因(d)及 *nosZ* 基因(e)的丰度变化

Fig.9 The changes of *nifH* (a), *AOA-amoA* (b), *narG* (c) and *nirS* (d) gene abundance in sediment of different treatments

3 讨论

3.1 PLA-MPs 显著改变上覆水及沉积物环境条件

PLA-MPs 的加入显著改变了上覆水及沉积物体系的环境条件,包括 pH、DO 及 DOC 浓度等.处理组中沉积物和上覆水的 pH 值都显著低于对照组 ($P<0.05$),且下降的幅度与 PLA-MPs 添加的浓度成正相关,尤其是 5% PLA-MPs 处理组的上覆水由中性变为酸性,这可能是 PLA-MPs 降解产生酸性物质如乳酸单体^[36]和促进 CO₂ 气体的释放导致.相似的结果在向土壤中添加由 PLA 和聚丁二酸酯(PBS)制造的无纺布片材^[34]、PLA-MPs 处理下的土壤^[37]以及 PLA-MPs 在水热污泥中的反应^[36]等研究中均有发现.总的来说,5% PLA-MPs 处理下的差异可能是 PLA-MPs 浓度过高所致,而且其酸性环境中的氢离子可以促进 PLA 聚合链的解聚,PLA-MPs 降解产生的乳酸可以释放氢离子来催化解聚反应,进一步导致 PLA-MPs 的侵蚀^[36].同时,除作为颗粒污染物之外,沉积物中 PLA-MPs 的降解在改变环境 pH 值会对水生生物带来不利影响,例如有研究发现 PLA 在降解过程中产生的乳酸会改变斑马鱼肠道环境的 pH 值平衡从而对其肠道产生比 PVC 更大的不利影响^[38].但本实验无法确定外加 PLA 导致的响应是主要源于 PLA 颗粒本身还是源于 PLA 浸出液,如前文提到的 PLA-MPs 降解产物乳酸对斑马鱼有不利影响,还有研究发现单纯的 PLA 浸出液对淡水寡毛类蠕虫几乎没有不利影响^[39].所以无论是 PLA 颗粒本身还是其浸出液都可能对实验产生影响.

处理组中上覆水的 DO 浓度在 0~10d 迅速降低,0.5%和 5% PLA-MPs 处理组在第 10~25d 的 DO 浓度保持在 1mg/L 以下(图 2),第 1d 的 5% PLA-MPs 处理组和第 25d 的 0.5% PLA-MPs 处理组从 SWI 上方 6mm 往下都处于厌氧状态(图 3).这表明 PLA-MPs 的降解需要消耗大量的氧气,这与前人发现的海洋中 BPs 的添加使得沉积物厌氧代谢占据主要地位^[19]的现象一致.

PLA-MPs 处理促进了上覆水和沉积物中的 DOC 浓度的升高(图 4),且促进作用与 PLA-MPs 浓度成正比.一方面可能是 PLA-MPs 自身降解产生大量的有机碳^[23,40],这和 pH 值及 DO 浓度的降低相吻

合;另一方面,PLA-MPs 为沉积物微生物提供大量生态位,可能促进了微生物的生长,其中与碳降解相关的微生物对沉积物中自身有机物的分解作用也会加强,进一步导致 DOC 浓度的上升.这与 PLA-MPs 在河口沉积物^[23]、盐沼沉积物^[22]、以及土壤^[40-41]中会导致有机碳浓度增大这一结论相符.此外,已有研究发现当沉积物中 DOC 大量增加时,可能会导致微生物的营养盐获取出现氮限制,进而影响微生物的生长^[42].因此,随着可生物降解塑料产品的大量生产与应用,其在沉积物环境中降解产生的大量 DOC 对生态环境造成负面影响的阈值还有待研究.

同时,随着 DOC 浓度的升高以及 DO 浓度的降低,体系中有有机碳分解促进了 N₂O、CO₂ 和 CH₄ 三种温室气体的释放(图 8),这与 Chen 等^[43]和 Yu 等^[44]的研究结果类似.3 个处理组的 DO 浓度都是先降低后逐渐升高,而 CO₂ 和 CH₄ 气体通量都是先升高后降低,这可能是因为前期 PLA-MPs 的降解比较剧烈而后期变缓.相较于极难降解的传统石油基 MPs,具有可生物降解性的 BMPs 在水环境中的积累可能还存在加剧温室气体排放风险.

3.2 PLA-MPs 促进沉积物硝化和反硝化过程

在 PLA-MPs 的作用下,不仅体系中的 pH、DO 及 DOC 浓度受影响显著,氮素也发生了剧烈变化,沉积物硝化和反硝化过程被促进.对于 0.05%和 0.5% PLA-MPs 处理组,PLA-MPs 的添加都促进了硝化和反硝化过程,导致体系中 TN 显著降低($P<0.05$),实现了脱氮,这和 Sanz-Lázaro 等^[19]和 Seeley 等^[22]的研究结果一致.NH₄⁺-N 作为硝化和厌氧氨氧化过程的底物,在 PLA-MPs 处理下显著降低($P<0.05$),同时处理组中沉积物硝化基因 *amoA* 的丰度显著高于对照组 ($P<0.05$)且未检测到厌氧氨氧化相关基因,表明 PLA-MPs 的加入促进了硝化过程.这解释了在实验第 25d 时,0.05% PLA-MPs 处理组的高 NO₂⁻-N 浓度以及 5% PLA-MPs 处理组的高 NO₃⁻-N 浓度(图 5(b)、(c)).同时,硝化过程一般会导致 pH 值降低^[40],这可能也是 5% PLA-MPs 处理组的 pH 值持续下降的原因之一.0.5% PLA-MPs 处理组的 NO₃⁻-N 浓度在前期高于对照组而在后期低于对照组,且 0.05% PLA-MPs 处理组的 NO₃⁻-N 浓度全程低于对照组(图 5(b)),说明 NO₃⁻-N 发生了新的转化.0.5% PLA-MPs 处理显著增强了反硝化基因 *narG*、*nirS* 和 *nosZ* 的表达

($P < 0.05$) (图 9),即反硝化过程受到了促进,并为该处理下趋于零的 NO_2^- -N 浓度和 N_2O 通量提供了证据.0.05% PLA-MPs 处理组中 *nirS* 和 *nosZ* 基因丰度显著上调($P < 0.05$),但 *narG* 基因丰度与对照组之间不存在统计学差异($P > 0.05$),表明其在实验中期积累的 NO_2^- -N 可能是短程硝化作用所产生的,从而生成大量来不及转化为 N_2 的 N_2O .

0.05%和 0.5%PLA-MPs 处理组对反硝化的促进作用可能来自于 PLA-MPs 和体系中有有机物分解产生的可溶性有机物碳源,其中 0.5% PLA-MPs 处理组的低 DO 环境也为反硝化的进行提供了便利条件,同时该浓度下还存在 CH_4 气体作为碳源的可能性;而 5% PLA-MPs 处理组,其反硝化功能基因中 *narG* 和 *nirS* 基因的表达被抑制,*nosZ* 基因丰度在实验结束时上调(图 9),这也是该处理下 NO_3^- -N 大量积累且几乎不产生 N_2O 气体的原因.5% PLA-MPs 处理组较低的 PH 值,是抑制 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 还原的原因之一,有研究表明强酸条件下反硝化会受到阻碍^[45],并且土壤 *nirS* 和 *nirK* 基因丰度与 pH 值有正相关关系^[46].此外,5% PLA-MPs 处理组显著高于对照组的 *nifH* 基因丰度($P < 0.05$)促进了固氮过程,有类似研究中,例如 1% PLA-MPs 处理增强了土壤固氮作用^[47],添加 0.5% PLA-MPs 上调了湖泊沉积物中 *nifD*、*nifH* 和 *nifX* 三种固氮基因的丰度^[48]以及 10%的高浓度 PLA-MPs 导致土壤富集豆科植物共生固氮菌和非共生固氮菌^[49].尽管本研究仅关注了 PLA-MPs 对沉积物中氮转化相关功能基因丰度,但其对于沉积物中其他生物可能也会具有显著影响.因此,沉积物中 PLA-MPs 还可能会通过影响不同营养级水生生物进而对氮转化造成更为复杂的影响.

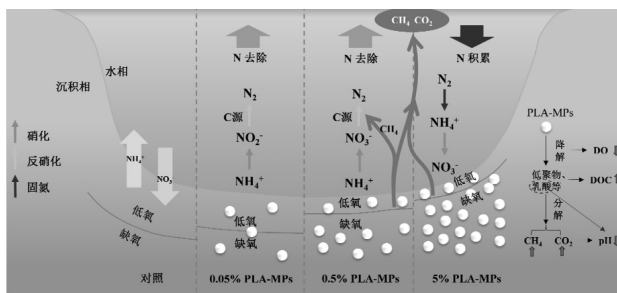


图 10 PLA-MPs 影响沉积物氮转化的机理

Fig.10 Mechanism of PLA-MPs influencing nitrogen transformation in sediment

综上所述,如图 10 所示,添加 PLA-MPs 促进了硝化和固氮过程,其降解改变体系 pH 值、DO 和 DOC 浓度,进一步影响温室气体释放通量,同时可能提供碳源促进 0.05%和 0.5% PLA-MPs 处理组的反硝化作用并实现脱氮,而 5% PLA-MPs 处理下可能由于 pH 值过低导致 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 的还原被抑制.

4 结论

4.1 PLA-MPs 显著降低了上覆水和沉积物的 pH 值和 DO 浓度,降低的幅度与 PLA-MPs 浓度正相关.同时显著增加了 DOC 的浓度并促进了水-气界面的 CO_2 和 CH_4 释放通量.

4.2 PLA-MPs 的添加促进了体系的硝化作用从而显著降低了体系中 NH_4^+ -N 的浓度.0.5%和 5% PLA-MPs 处理组的沉积物 NO_2^- -N 浓度在实验结束时显著低于对照组并抑制了 N_2O 气体的产生.此外,0.05%和 0.5% PLA-MPs 处理都显著降低了体系的 TN 浓度;但 5% PLA-MPs 处理组与之相反.

4.3 PLA-MPs 的添加导致沉积物中固氮基因 *nifH* 和硝化基因 *amoA* 的丰度均显著增加.同时,0.05%和 0.5% PLA-MPs 的添加增强了反硝化过程进而降低 NO_3^- -N 浓度;而 5% PLA-MPs 抑制 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 的还原且促进固氮过程,从而积累 NO_3^- -N.

参考文献:

- [1] Fan P, Yu H, Xi B D, et al. A review on the occurrence and influence of biodegradable microplastics in soil ecosystems: Are biodegradable plastics substitute or threat? [J]. Environment International, 2022,163: 107244.
- [2] Sadri S S, Thompson R C. On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England [J]. Marine Pollution Bulletin, 2014,81(1):55-60.
- [3] Macleod M, Arp H P H, Tekman M B, et al. The global threat from plastic pollution [J]. Science, 2021,373(6550):61-65.
- [4] Bhatt P, Pathak V M, Bagheri A R, et al. Microplastic contaminants in the aqueous environment, fate, toxicity consequences, and remediation strategies [J]. Environmental Research, 2021,200:111762.
- [5] Li C T, Cui Q, Li Y, et al. Effect of LDPE and biodegradable PBAT primary microplastics on bacterial community after four months of soil incubation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022,429:128353.
- [6] Chen M, Cao M, Zhang W, et al. Effect of biodegradable PBAT microplastics on the C and N accumulation of functional organic pools in tropical latosol [J]. Environment International, 2024,183:108393.
- [7] 冯琴霜,张丽雪,唐炳然,等.聚乳酸塑料在淡水沉积物中的降解过程 [J]. 中国环境科学, 2024,44(11):6228-6240.

- Feng Q S, Zhang L X, Tang B R, et al. Degradation process of polylactic acid plastics in freshwater sediments [J]. *China Environmental Science*, 2024,44(11):6228–6240.
- [8] Zhou S J, Wang H M, Xiong S J, et al. Technical lignin valorization in biodegradable polyester-based plastics (BPPs) [J]. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2021,9(36):12017–12042.
- [9] Plohl O, Erjavec A, Fras Zemljčić L, et al. Morphological, surface and thermal properties of polylactic acid foils, melamine-etherified resin, and polyethylene terephthalate fabric during (bio)degradation in soil [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023,421:138554.
- [10] Luo H W, Liu C Y, He D Q, et al. Environmental behaviors of microplastics in aquatic systems: A systematic review on degradation, adsorption, toxicity and biofilm under aging conditions [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022,423:126915.
- [11] Tong H Y, Zhong X C, Duan Z H, et al. Micro- and nanoplastics released from biodegradable and conventional plastics during degradation: Formation, aging factors, and toxicity [J]. *Science of The Total Environment*, 2022,833:155275.
- [12] Kuypers M M M, Marchant H K, Kartal B. The microbial nitrogen-cycling network [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2018,16(5):263–276.
- [13] Ainali N M, Kalaronis D, Evgenidou E, et al. Do poly(lactic acid) microplastics instigate a threat? A perception for their dynamic towards environmental pollution and toxicity [J]. *Science of the Total Environment*, 2022,832:155014.
- [14] 郑涵月,孙姣霞,向红,等.生物可降解塑料 PBAT/PLA 在典型非生物降解环境下的降解 [J]. *中国环境科学*, 2023,43(8):4247–4254.
- Zheng H Y, Sun J X, Xiang H, et al. Degradation of biodegradable plastic PBAT/PLA under typical non-biodegradable environment [J]. *China Environmental Science*, 2023,43(8):4247–4254.
- [15] Tang Y Q, Liu Y G, Chen Y, et al. A review: Research progress on microplastic pollutants in aquatic environments [J]. *Science of the Total Environment*, 2021,766:142572.
- [16] Sun Y Z, Duan C X, Cao N, et al. Biodegradable and conventional microplastics exhibit distinct microbiome, functionality, and metabolome changes in soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 424:127282.
- [17] Shen M C, Liu S W, Hu T, et al. Recent advances in the research on effects of micro/nanoplastics on carbon conversion and carbon cycle: A review [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023,334: 117529.
- [18] Green D S, Boots B, Sigwart J, et al. Effects of conventional and biodegradable microplastics on a marine ecosystem engineer (*Arenicola marina*) and sediment nutrient cycling [J]. *Environmental Pollution*, 2016,208:426–434.
- [19] Sanz-Lázaro C, Casado-Coy N, Beltrán-Sanahuja A. Biodegradable plastics can alter carbon and nitrogen cycles to a greater extent than conventional plastics in marine sediment [J]. *Science of the Total Environment*, 2021,756:143978.
- [20] Uddin S, Fowler S W, Uddin M F, et al. A review of microplastic distribution in sediment profiles [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2021,163:111973.
- [21] Li W L, Wang Z C, Li W P, et al. Impacts of microplastics addition on sediment environmental properties, enzymatic activities and bacterial diversity [J]. *Chemosphere*, 2022,307:135836.
- [22] Seeley M E, Song B, Passie R, et al. Microplastics affect sedimentary microbial communities and nitrogen cycling [J]. *Nature Communications*, 2020,11(1):2372.
- [23] Chen C, Pan J, Xiao S, et al. Microplastics alter nitrous oxide production and pathways through affecting microbiome in estuarine sediments [J]. *Water Research*, 2022,221:118733.
- [24] Nie Z P, Wang L L, Lin Y X, et al. Effects of polylactic acid (PLA) and polybutylene adipate-co-terephthalate (PBAT) biodegradable microplastics on the abundance and diversity of denitrifying and anammox bacteria in freshwater sediment [J]. *Environmental Pollution*, 2022,315:120343.
- [25] Chen M L, Bi M H, Nie W B, et al. New insight into ammonium removal in riverbanks under the exposure of microplastics [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022,440:129725.
- [26] Liu S, Huang J H, He W J, et al. Effects of microplastics on microbial community structure and wheatgrass traits in Pb-contaminated riparian sediments under flood-drainage-planting conditions [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024,470:134283.
- [27] Feng X Y, Wang Q L, Sun Y H, et al. Microplastics change soil properties, heavy metal availability and bacterial community in a Pb-Zn-contaminated soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 424:127364.
- [28] Wang X D, Zhang X L, Yao C, et al. Impact of aged and virgin microplastics on sedimentary nitrogen cycling and microbial ecosystems in estuaries [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 878:162977.
- [29] Wei X-F, Bohlén M, Lindblad C, et al. Microplastics generated from a biodegradable plastic in freshwater and seawater [J]. *Water Research*, 2021,198:117123.
- [30] Chen H P, Wang Y H, Sun X, et al. Mixing effect of polylactic acid microplastic and straw residue on soil property and ecological function [J]. *Chemosphere*, 2020,243:125271.
- [31] Wang X O, Tian Y M, Liu H, et al. The influence of incorporating microbial fuel cells on greenhouse gas emissions from constructed wetlands [J]. *Science of the Total Environment*, 2019,656:270–279.
- [32] Yang X Y, He Q, Guo F C, et al. Nanoplastics disturb nitrogen removal in constructed wetlands: Responses of microbes and macrophytes [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020,54(21):14007–14016.
- [33] Rong L L, Zhao L F, Zhao L C, et al. LDPE microplastics affect soil microbial communities and nitrogen cycling [J]. *Science of the Total Environment*, 2021,773:145640.
- [34] Qiu S, Zhang X C, Xia W H, et al. Effect of extreme pH conditions on methanogenesis: Methanogen metabolism and community structure [J]. *Science of the Total Environment*, 2023,877:162702.
- [35] 承磊,郑珍珠,王聪,等.产甲烷古菌研究进展 [J]. *微生物学通报*, 2016,43:1143–1164.
- Cheng L, Zheng Z Z, Wang C, et al. Recent advances in methanogens [J]. *Microbiology China*, 2016,43(5):1143–1164.
- [36] Yu Y, Zhu B X, Ding Y D, et al. Impacts of poly(lactic acid) microplastics on organic compound leaching and heavy metal distribution during hydrothermal treatment of sludge [J]. *Science of*

- the Total Environment, 2023,901:166012.
- [37] Zhang S W, Pei L, Zhao Y X, et al. Effects of microplastics and nitrogen deposition on soil multifunctionality, particularly C and N cycling [J]. Journal of Hazardous Materials, 2023,451:131152.
- [38] Bao R Q, Cheng Z R, Peng L C, et al. Effects of biodegradable and conventional microplastics on the intestine, intestinal community composition, and metabolic levels in tilapia (*Oreochromis mossambicus*) [J]. Aquatic Toxicology, 2023,265:106745.
- [39] Klein K, Piana T, Lauschke T, et al. Chemicals associated with biodegradable microplastic drive the toxicity to the freshwater oligochaete *Lumbriculus variegatus* [J]. Aquatic Toxicology, 2021,231:105723.
- [40] Wang Q L, Feng X Y, Liu Y Y, et al. Effects of microplastics and carbon nanotubes on soil geochemical properties and bacterial communities [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022,433:128826.
- [41] Shi J, Wang J, Lv J F, et al. Microplastic additions alter soil organic matter stability and bacterial community under varying temperature in two contrasting soils [J]. Science of the Total Environment, 2022,838:156471.
- [42] Dai Z T, Zhang N, Ma X, et al. Microplastics strengthen nitrogen retention by intensifying nitrogen limitation in mangrove ecosystem sediments [J]. Environment International, 2024,185:108546.
- [43] Chen K, Zhou S X, Long Y Z, et al. Long-term aged fibrous polypropylene microplastics promotes nitrous oxide, carbon dioxide, and methane emissions from a coastal wetland soil [J]. Science of the Total Environment, 2023,896:166332.
- [44] Yu Y X, Wang J, Liu X H, et al. Do biodegradable microplastics cause soil inorganic carbon loss in calcareous soils? [J]. Geoderma, 2023, 439:116679.
- [45] 朱永官,王晓辉,杨小茹,等.农田土壤 N_2O 产生的关键微生物过程及减排措施 [J]. 环境科学, 2014,35(2):792-800.
- Zhu Y G, Wang X H, Yang X R, et al. Key microbial processes in nitrous oxide emissions of agricultural soil and mitigation strategies [J]. Environmental Science, 2014,35(2):792-800.
- [46] 张 淼,刘俊杰,刘株秀,等.黑土区农田土壤氮循环关键过程微生物基因丰度的分布特征 [J]. 土壤学报, 2022,59:1258-1269.
- Zhang M, Liu J J, Liu Z X, et al. Distribution characteristics of microbial gene abundance in key processes of soil nitrogen cycling in black soil zone [J]. Acta Pedologica Sinica, 2022,59(5):1258-1269.
- [47] Shi J, Wang Z, Peng Y M, et al. Microbes drive metabolism, community diversity, and interactions in response to microplastic-induced nutrient imbalance [J]. Science of the Total Environment, 2023,877:162885.
- [48] Yin M Y, Yan B, Wang H, et al. Effects of microplastics on nitrogen and phosphorus cycles and microbial communities in sediments [J]. Environmental Pollution, 2023,318:120852.
- [49] Wang Q L, Feng X Y, Liu Y Y, et al. Response of peanut plant and soil N-fixing bacterial communities to conventional and biodegradable microplastics [J]. Journal of Hazardous Materials, 2023,459:132142.

作者简介: 孙 爱(2001-),女,重庆人,重庆大学硕士研究生,主要从事污染物环境效应相关研究.459012413@qq.com.