

不同形态氮富集对青菱湖沉积物磷释放的影响

李慧¹, 杨柳², 徐方³, 周易勇², 汪维军⁴, 陈文³

(1. 铜仁学院材料与化学工程学院, 贵州 铜仁 554300;

2. 中国科学院水生生物研究所淡水生态与生物技术国家重点实验室, 湖北 武汉 430072;

3. 铜仁市环境监测站, 贵州 铜仁 554300;

4. 贵州锐博环境监测服务有限公司, 贵州 铜仁 554300)

摘要:为了揭示无机氮和有机氮对沉积物磷释放的贡献,在武汉市青菱湖草型湖区和藻型湖区分别采集沉积物,进行添加不同形态不同浓度氮(0.5、2.5 g 酪蛋白,0.02、0.2 g 氯化铵)的培养实验。结果显示,培养结束时,草、藻型湖区沉积物加 2.5 g 酪蛋白的处理组上覆水中溶解反应性磷(SRP)浓度分别为对照组的 64.88 倍和 5.61 倍,而加氯化铵处理组与对照组上覆水中 SRP 浓度无显著差异;加氯化铵处理组上覆水溶解氧(DO)浓度分别为各自对照组的 80%左右,而加酪蛋白处理组上覆水 DO 浓度分别为各自对照组的 10%和 4%;整个培养过程中,草、藻型湖区沉积物均为加 2.5 g 酪蛋白处理组的沉积物碱性磷酸酶活性(APA)稍高于其他处理组相应值,但无显著性差异;草、藻型湖区沉积物加 2.5 g 酪蛋白处理组磷平衡浓度(EPC₀)分别为对照组的 2.08 倍和 1.77 倍;而加氯化铵处理组和加 0.5 g 酪蛋白处理组沉积物 EPC₀与对照组相应值无显著差异。研究表明,有机氮的富集会增加沉积物磷的释放,而无机氮对沉积物磷释放的贡献不大;有机氮对沉积物磷释放的影响是由形成厌氧的状态、胞外磷酸酶的分泌、改变沉积物磷吸附行为等多种因素综合作用的结果。

关键词:青菱湖;沉积物;氮富集;磷释放

中图分类号:X524 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2021)01-0108-08

湖泊富营养化已成为目前我国最为严重的水环境问题之一,其主要表现形式包括浮游植物过量生长、蓝藻水华频发、水质恶化、透明度下降、水生高等植物消失、厌氧程度加剧、鱼类集群死亡、生物多样性下降、水生态系统结构和功能受损等(Carpenter et al,1998)。从基本理论上讲,富营养化是指一种过程,在此过程中,植物营养元素磷的激增,导致浮游植物的过量生长和氧含量锐减,从而引起湖泊生态系统发生一系列剧变(Howe et al,1999)。外源营养截断后,内源磷释放是导致湖泊恢复延缓的重要原因之一(Sondergaard et al,1999;Kagalou et al,2008)。当湖泊外源磷负荷减少,内源磷负荷可能阻止湖泊水质好转(Sondergaard et al,1999;2003)。因此,内源磷负荷在浅水湖泊营养动力学中起着重要作用。

对于淡水湖泊,磷通常是限制性营养元素。因

为氮来源比较广泛,且固氮作用可以不断地输送丰富的有机态氮,所以通常含量较多。有研究表明,碳和氮的富集能通过形成厌氧状态和诱导微生物分泌胞外碱性磷酸酶导致沉积物磷的释放(Li et al,2016)。当水体磷浓度较低或处于中等水平时,氮富集对于藻类生长的促进作用本质上是通过沉积物磷的补给而得以实现。有机质可能通过多种途径促进沉积物磷的释放,其分解过程中产生的小分子有机碳可为微生物的有氧呼吸提供充足的底物,并由此导致底层缺氧,对氧化还原状态敏感的铁结合态磷将因此而大量释放(Edwards et al,2005);此外,氨态氮是有机氮降解后的第一个产物(Isao et al,2007)。在缺氧条件下,湖泊沉积物将向水体释放大量的氨态氮,富营养化湖泊的释放量最高(Beutel,2006)。氨态氮经硝化反应氧化成硝态氮是一个耗氧过程,这无疑将加剧沉积物的厌氧程度,从而加速磷的释放;再者,在碳和氮输入远超过磷的条件下,有机碳和有机氮能诱导沉积物微生物分泌胞外碱性磷酸酶(Li et al,2016)。土壤中加入富含有机氮的动物有机废物之后,脲酶与磷酸酶活性均明显增加(Bol et al,2003)。富含蛋白质和氨基酸的植物根际分泌物与无机态氮均能促进土壤和湿地沉积物中

收稿日期:2019-01-17 修回日期:2020-10-18

基金项目:贵州省科技计划项目(黔科合基础[2017]1187);国家自然科学基金(41701557,41573110,41877381);化学工程与技术省级重点学科(黔学位合字 ZDXK[2017]8号)。

作者简介:李慧,1986年生,女,副教授,主要从事环境生物化学教研工作。E-mail:hui200815@163.com

磷酸酶的活性(Dakora & Phillips, 2002; Johnson et al, 2010),不同形态氮的富集均可能促进湖泊沉积物有机磷的酶促水解。最后,绿肥与动物有机肥提取的溶解态有机质的氮含量均高,二者均能以不同方式影响土壤磷的吸附机理(Ohno & Crannell, 1996)。因此,沉积物有机氮自身及其小分子分解产物无机氮均可能影响沉积物磷的吸附行为。

本研究从青菱湖草型和藻型湖区采集沉积物,并分别向其投加无机态的氮(氯化铵)和有机态的氮(酪蛋白)进行模拟实验,以此阐明草型湖泊和藻型湖泊沉积物分别对有机氮和无机氮富集响应,并比较两种形态氮对沉积物磷释放的贡献,旨在揭示氮富集导致沉积物磷释放的机理。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

青菱湖位于湖北省武汉市洪山区青菱乡,湖形狭长,长 8.5 km,最宽处 1.5 km。由大坝东西拦截,分隔为青菱湖南和青菱湖北,南北两端较浅,中部较深,常年水深 1.3~2.2 m(图 1)。由于渔业利用强度的差异,两湖区营养状态与水生植物群落明显不同。北区为养殖湖区,湖水浑浊,叶绿素含量较高;南区为天然草型湖区,不同季节的水蓼、槐叶萍、菱角、风眼莲、金鱼藻等交替生长。

1.2 模拟实验分组

2017年7月,在青菱湖草型湖区(A)、藻型湖区(B)采样点分别用彼得森采泥器采集表层沉积物 9 000 g,当天采集沉积物样品运回实验室后分别混匀,并等分为 45 份,每份 200 g。

草型湖区沉积物按以下方法处理:①不做处理的对照组(C_{ck});②加 0.02 g 氯化铵后混匀(C_1);③加 0.20 g 氯化铵后混匀(C_2);④加 0.50 g 酪蛋白后混匀(C_3);⑤加 2.50 g 酪蛋白后混匀(C_4)。

藻型湖区沉积物也按同样方法处理:①不做处理的对照组(Z_{ck});②加 0.02 g 氯化铵后混匀(Z_1);③加 0.20 g 氯化铵后混匀(Z_2);④加 0.50 g 酪蛋白后混匀(Z_3);⑤加 2.50 g 酪蛋白后混匀(Z_4)。

用虹吸法分别注入 500 mL 蒸馏水。在培养后的第 5 天、第 10 天和第 20 天分别将每个处理组取出 3 份,测试上覆水溶解氧浓度(DO)、水体溶解反应性磷(SRP)、氨态氮(NH_4^+-N)、亚硝态氮($NO_2^- - N$)和硝态氮($NO_3^- - N$)浓度、沉积物碱性磷酸酶活性(APA)和脱氢酶活性(DHA);并在培养前和第 20 天补充测试沉积物磷吸附。

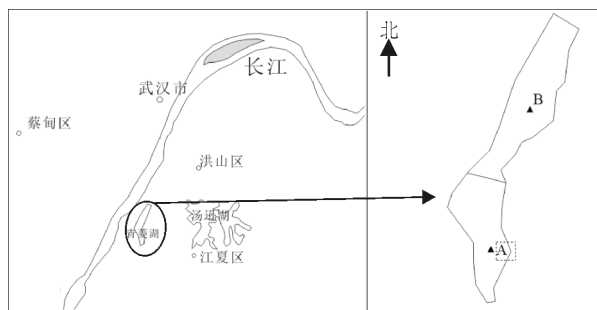


图 1 青菱湖采样点分布

Fig.1 Location of the sampling sites in Qingling Lake

1.3 分析方法

DO 采用 YSI Professional plus 测定,SRP 浓度用钼蓝比色法测定(Murphy & Riley, 1962)。NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 分析均按《水和废水监测分析方法》进行测定(魏复盛, 2002);NO₃⁻-N 用紫外分光光度法测定,NH₄⁺-N 用靛酚蓝比色法测定,NO₂⁻-N 用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定。沉积物 APA 以对硝基苯磷酸钠为底物测定(Sayler, 1979);沉积物 DHA 以氯化三苯基四氮唑为底物测定(黄代中等, 2009)。

磷吸附释放实验悬浮液按沉积物与蒸馏水质量体积比为 1:9 制备(李慧等, 2012)。取 5 mL 悬浮液于 50 mL 离心管,加 10 mL 磷溶液,浓度梯度为 0、0.1、0.2、1、2、5、8、10、15、20、25、30、40、50 mg/L。混合液在 25℃ 下充分震荡 24 h,离心(3 500 r/min, 15 min)取上清液过 0.22 μm 滤膜后,用钼蓝比色法测定磷浓度。磷吸附参数用修改过的 Freundlich 和 Langmuir 方程计算,计算公式如下:

$$Q = K_F C^n - Q_{0F} \quad (1)$$

式中:Q 为培养结束时沉积物的磷吸附量(mg/kg);K_F 为 Freundlich 吸附能参数(mg/kg);C 为培养结束时溶解态反应性磷浓度(mg/L);n 为常数(L/kg);Q_{0F} 为试验开始前沉积物表层吸附的磷(mg/kg)。

修改后的 Langmuir 方程:

$$Q = Q_{max} K_L C / (1 + K_L C) - Q_{0L} \quad (2)$$

式中:Q 为培养结束时沉积物的磷吸附量(mg/kg);Q_{max} 为沉积物最大吸附量(mg/kg);K_L 为 Langmuir 吸附能参数(L/mg);C 为培养结束时溶解态反应性磷浓度(mg/L);Q_{0L} 为试验开始前沉积物表层吸附的磷(mg/kg)。

沉积物磷平衡浓度(EPC₀)为 Q=0 时所对应的溶解态反应性磷浓度。

1.4 数据处理

参数间的相关性检验和独立样本 T 检验用 SPSS 统计软件进行分析,平行测量误差 $<5\%$ 。

2 结果与分析

2.1 上覆水溶解氧变化

培养过程中上覆水溶解氧(DO)的变化趋势如图 2 所示。

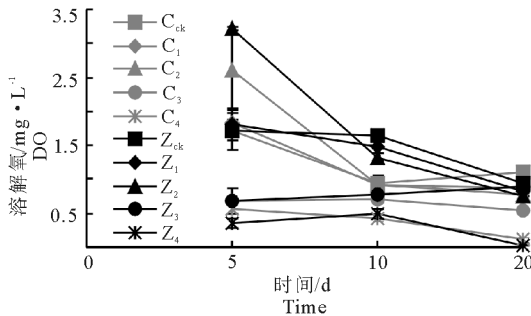


图 2 各处理组上覆水溶解氧浓度变化

Fig.2 Variation of dissolved oxygen concentration in overlying water of the different treatments

随着培养时间的增加,上覆水中 DO 浓度均有下降趋势。培养结束时,对照组最高,草、藻型湖区沉积物对照组分别为 (1.10 ± 0.00) mg/L 和 (0.94 ± 0.08) mg/L;加氯化铵的处理组上覆水 DO 浓度略低于对照组,分别为 C_1 组 (0.88 ± 0.11) mg/L、 C_2 组 (0.78 ± 0.03) mg/L、 Z_1 组 (0.82 ± 0.01) mg/L 和 Z_2 组 (0.76 ± 0.08) mg/L,分别为各自对照组的

80%、71%、87%和 81%;加酪蛋白的处理组最低,其中 C_4 组 DO 浓度为 (0.12 ± 0.04) mg/L, Z_4 组 DO 浓度已接近于 0,为 (0.04 ± 0.02) mg/L,分别为各自对照组的 10%和 4%。

2.2 上覆水氮磷的变化

上覆水 SRP 的变化趋势如图 3-a 所示。在草型湖区沉积物各处理组中,加氯化铵的处理组和对照组上覆水中 SRP 浓度无显著差异;加酪蛋白的处理组,上覆水中 SRP 浓度显著高于加氯化铵处理组和对照组 ($P < 0.05$),且第 20 天培养结束时,加 2.5 g 酪蛋白的处理组上覆水中 SRP 浓度为 (0.81 ± 0.29) mg/L,高于加 0.5 g 酪蛋白的处理组相应值,为对照组相应值 (0.0125) mg/L 的 64.88 倍。藻型湖区沉积物各处理组中,对照组和加氯化铵处理组,上覆水中 SRP 浓度均为先增加后降低,且无显著差异;培养结束时,加酪蛋白处理组,上覆水中 SRP 浓度高于加氯化铵处理组和对照组,且加 2.5 g 酪蛋白的处理组上覆水中 SRP 浓度高达 (3.29 ± 0.22) mg/L,高于加 0.5 g 酪蛋白的处理组,为对照组 (0.5867) mg/L 的 5.61 倍。

培养过程中,上覆水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的变化趋势如图 3-b 所示。作相同处理后的草、藻型湖泊沉积物,上覆水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度无显著差异;不同处理之间,均为加 2.5 g 酪蛋白处理组上覆水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度显著高于其他处理组的相应值 ($P < 0.01$);加 0.5 g 酪蛋白和加 0.2 g 氯化铵的处理组,上覆水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$

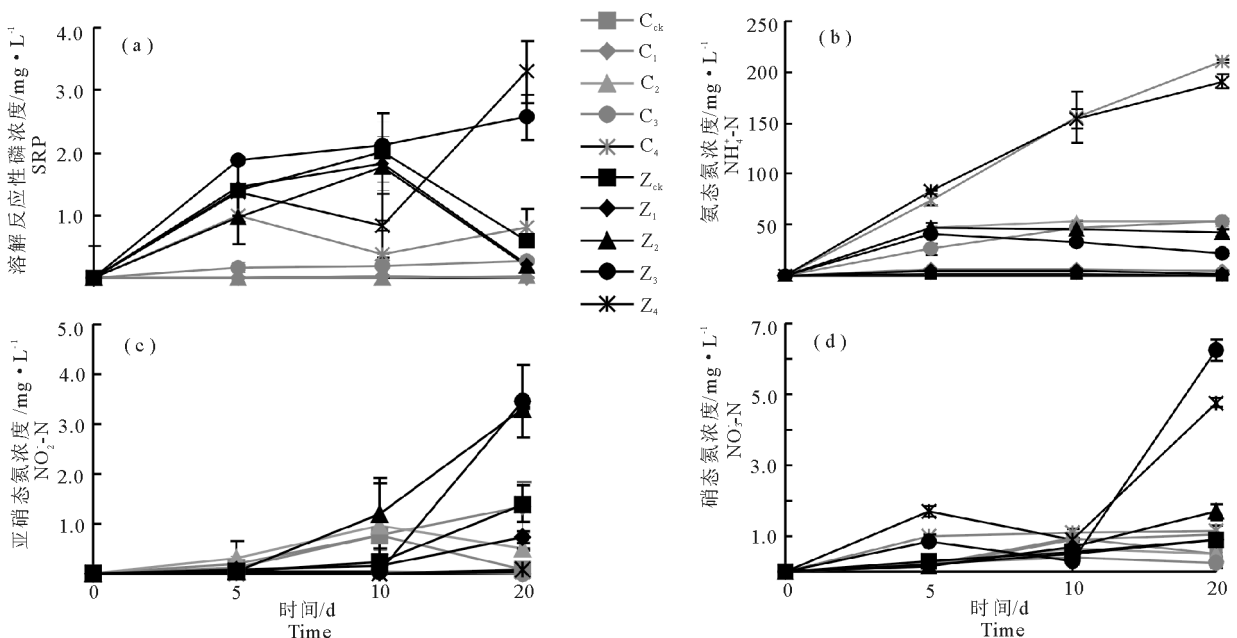


图 3 各处理组上覆水氮磷浓度变化

Fig.3 Variation of soluble reactive phosphorus (SRP) and nitrogen species in overlying water of the different treatments

浓度无显著差异;加 0.02 g 氯化铵的处理组和对照组,上覆水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度最低。

上覆水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度的变化趋势如图 3 - c 所示。培养结束时,各处理组上覆水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度均有所增加,为 0.01~3.46 mg/L;藻型湖区沉积物加 0.5 g 酪蛋白处理组 (Z_3) 和加 0.2 g 氯化铵处理组 (Z_2),上覆水 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度最高,高于其他处理组。上覆水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的变化趋势如图 3 - d 所示。培养结束时,各处理组上覆水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度也均有所增加,为 0.23~6.25 mg/L;在第 5 天和第 10 天,各处理组上覆水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度无显著差异;在第 20 天,藻型湖区沉积物加酪蛋白处理组,上覆水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度显著高于其他处理组 ($P < 0.01$),加 0.5 g 酪蛋白处理组 (Z_3) 和加 2.5 g 酪蛋白处理组 (Z_4) $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度为对照组相应值的 7.04 倍和 5.38 倍。

2.3 沉积物酶活性的变化

沉积物 APA 的变化趋势如图 4 - a 所示。在第

0 天,草藻型湖区沉积物 APA 无显著差异。在整个培养过程中,各处理组沉积物 APA 均为先降低、后增加,但草、藻型湖区沉积物均为加 2.5 g 酪蛋白的处理组 (C_4 和 Z_4),其沉积物 APA 稍高于其他处理组相应值。

沉积物 DHA 的变化趋势如图 4 - b 所示。培养过程中,藻型湖区沉积物各处理组,沉积物 DHA 均为先降低后增加,且培养结束时,各处理组沉积物 DHA 无显著差异;草型湖区沉积物各处理组培养结束时,为加 2.5 g 酪蛋白处理组 (C_4) DHA 最高。

2.4 沉积物磷吸附行为的变化

各处理组沉积物磷吸附参数对比见图 5。与培养前和培养后对照组相比,加 2.5 g 酪蛋白培养 20 d 后,沉积物磷平衡浓度显著增加,草型湖区和藻型湖区沉积物 EPC_0 分别由对照组的 0.0119 mg/L 和 0.0579 mg/L 增加到 0.0247 mg/L 和 0.1023 mg/L,分别为对照组的 2.08 倍和 1.77 倍;加氯化铵处理组

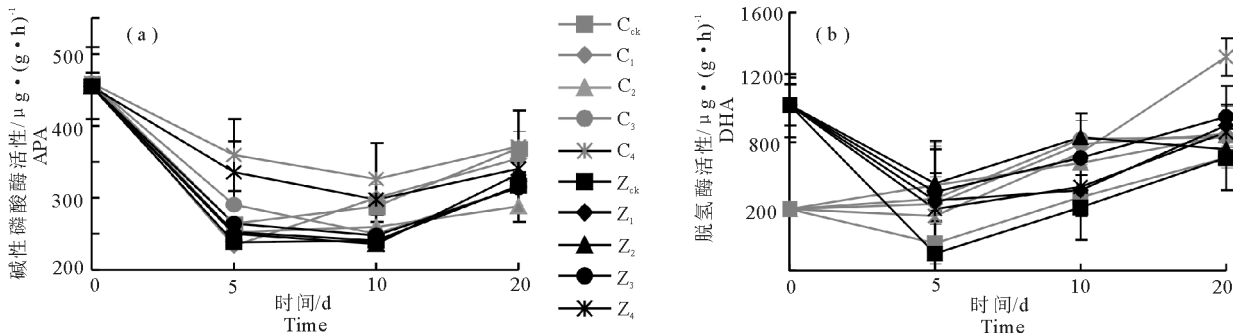


图 4 各处理组沉积物酶活性变化

Fig.4 Variation of enzyme activities in the sediment of different treatments

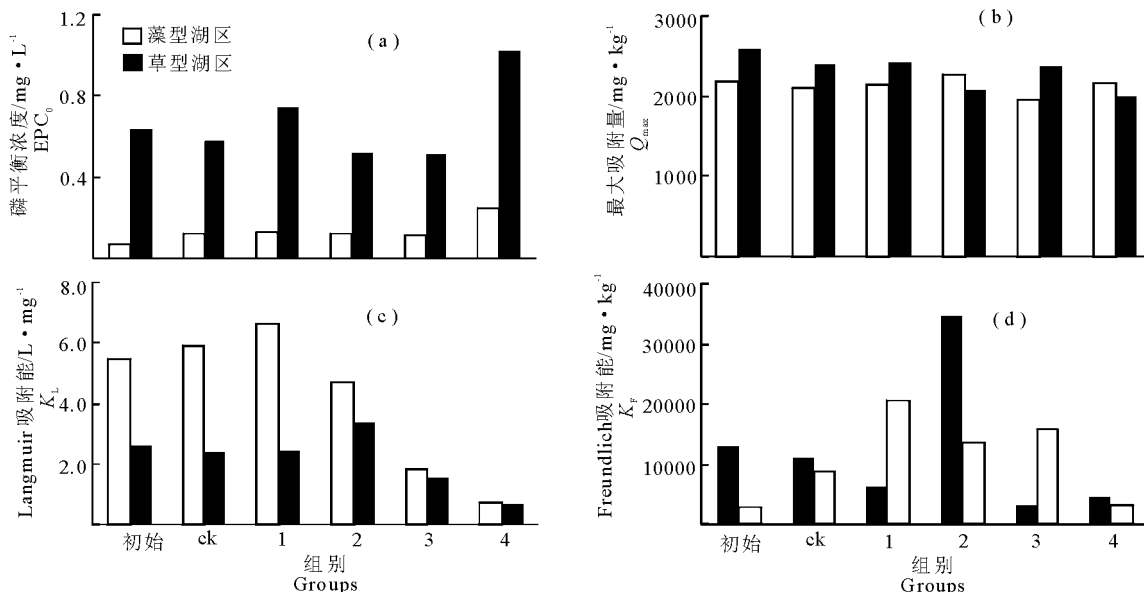


图 5 各处理组沉积物磷吸附参数对比

Fig.5 Comparison of phosphorus adsorption parameters in the sediment of the different treatments

和加 0.5 g 酪蛋白处理组沉积物 EPC_0 与对照组相应值无显著性差异(图 5-a)。如图 5-b 所示,各处理组沉积物 Q_{max} 无显著性差异;与培养前和培养后对照组相比,培养 20 d 后藻型湖区沉积物各处理组 K_L 均增加,草型湖区沉积物各处理组无明显规律(图 5-c);与培养前后对照组相比,培养 20 d 后加氯化铵处理组 K_L 无明显变化,加酪蛋白处理组 K_L 显著减小(图 5-d)。

3 讨论

培养结束时,在草、藻型湖区沉积物各处理组中,均为加酪蛋白处理组的上覆水中 SRP 浓度高于加氯化铵处理组和对照组,且酪蛋白含量越高,上覆水 SRP 浓度越高(图 3-a)。因此,无论是对于草型湖泊还是藻型湖泊沉积物而言,有机氮的富集都会增加沉积物磷的释放。草型湖区沉积物加氯化铵后,上覆水 SRP 浓度变化不显著,但藻型湖区沉积物加氯化铵后,上覆水 SRP 先增加、后减小,也与对照组无显著性差异,说明无机氮对沉积物磷释放的影响不大。

3.1 有机氮的富集可降低沉积物-水界面溶解氧

前期的研究表明,氮的富集能通过形成厌氧状态导致沉积物磷的释放(Li et al, 2016),但厌氧程度并未量化,本研究分别量化了无机氮和有机氮富集导致的厌氧程度。如图 2 所示,随着培养时间的增加,上覆水中 DO 浓度均有下降趋势。培养结束时,加氯化铵的处理组上覆水 DO 浓度分别为各自对照组的 80%、71%、87%和 81%,加 2.5 g 酪蛋白处理组上覆水的 DO 浓度分别为各自对照组的 10%和 4%,且添加的酪蛋白含量越高,上覆水 DO 浓度越低。DO 是影响沉积物磷释放的主要因子之一,它通过控制水体氧化还原电位、水生生物种类及其活性、有机物的矿化过程等因素间接控制磷的吸附和释放(范成新和相崎守弘, 1997;黎颖治和夏北成, 2007)。有机氮(酪蛋白)在沉积物微生物的作用下先产生大量 NH_4^+ -N 进入孔隙水或上覆水,这一点可以从 NH_4^+ -N 浓度的变化趋势看出,不同处理之间,均为加 2.5 g 酪蛋白处理组的上覆水 NH_4^+ -N 浓度高于其他处理组相应值(图 3-b); NH_4^+ -N 再通过亚硝化和硝化反应,经 NO_2^- -N 转换为 NO_3^- -N(Isao et al, 2007),这一点可以从 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 浓度的变化趋势看出。培养结束时,上覆水 NO_2^- -N 浓度和 NO_3^- -N 浓度均有所增加,分别在 0.01~3.46 mg/L 和 0.23~6.25 mg/L;且培养结束时藻型

湖区沉积物加酪蛋白处理组,上覆水 NO_3^- -N 浓度高于其他处理组相应值(图 3-c, d)。有机氮分解为 NH_4^+ -N 及其经 NO_2^- -N 转换为 NO_3^- -N 的过程均会消耗氧,其分解过程中产生的小分子有机碳可为微生物的有氧呼吸提供充足的底物,并由此导致底层缺氧(Edwards et al, 2005)。

有研究表明,过多的氧气消耗来自夏季产生的有机质(其中包括有机氮)分解(Muller & Stadelmann, 2004)。摩洛哥 Sahela 水库受城市有机质输入影响,很多水域溶氧含量较低,主要是因为细菌生长繁殖分解有机质,导致水库底层溶氧急剧下降(Mhamdi et al, 2007)。作为氮循环的中心环节之一,硝化作用是微生物以氧为电子受体将 NH_4^+ -N 依次氧化为 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 的过程(Gruber & Galloway, 2008),这个过程会导致厌氧(Hupfer & Lewandowski, 2008)。对比加氯化铵处理组和加酪蛋白处理组,可见有机氮分解为 NH_4^+ -N 过程中,微生物消耗的氧高于 NH_4^+ -N 经 NO_2^- -N 转换为 NO_3^- -N 过程中微生物消耗的氧;此外,沉积物的耗氧情况还可以用 DHA 来表征,生物体的 DHA 活性在很大程度上反映了微生物的活性状态,也可以用来估算微生物的潜在呼吸耗氧量(Relexans, 1996)。虽然培养结束时各处理组沉积物脱氢酶活性无显著差异,且仅草型湖区沉积物加 2.5 g 酪蛋白处理组脱氢酶活性稍高(图 4-b)。但统计分析结果表明, DHA 活性和 DO 浓度呈显著负相关($P < 0.05$),说明 DHA 活性越高的处理组消耗的 DO 越多。在耗氧条件下, Fe^{3+} 被还原成溶解态的 Fe^{2+} ,原本与 Fe^{3+} 结合的磷被释放出来,因而可以从沉积物间隙水或沉积物表面返回到水体中(Li et al, 2016)。

3.2 有机氮的富集可诱导微生物分泌胞外磷酸酶

胞外碱性磷酸酶是一种专一性的磷酸酯水解酶,能在胞外催化水解磷酸酐脂类化合物为有机残基和正磷酸盐的酶,这一过程不仅为生态系统提供了磷,也为微生物提供了碳源(Martinez et al, 1996; Hadas & Pinkas, 1997);且其在碱性条件下发挥酶促水解功能最大,其活性与沉积物磷释放密切相关(Degobbis et al, 1986)。

在本次实验的整个培养过程中,各处理组沉积物 APA 均为先降低、后增加,且草藻型湖区沉积物均为加 2.5 g 酪蛋白的处理组(C_4 和 Z_4),沉积物 APA 稍高于其他处理组相应值,但无显著性差异(图 4-a)。说明有机氮的富集能诱导微生物分泌胞外磷酸酶,但作用并不明显。

3.3 有机氮的富集可改变沉积物磷吸附行为

沉积物行使磷源或磷汇的功能可由磷平衡浓度(EPC_0)来估算, EPC_0 是指沉积物固相与周边水溶液中的磷酸盐达到吸附与解吸附平衡时水相中磷酸盐的浓度(Taylor & Kunishi,1971;Barrow,1983)。 EPC_0 愈大,表明沉积物磷释放风险愈大。与培养前和培养后对照组相比,加 2.5 g 酪蛋白培养后,沉积物磷平衡浓度显著增加,与对照组相比,草型和藻型湖区沉积物 EPC_0 分别为对照组的 2.08 倍和 1.77 倍;而加氯化铵处理组和加 0.5 g 酪蛋白处理组沉积物 EPC_0 与对照组相应值无显著性差异(图 5-a),说明有机氮的富集能显著增加沉积物的磷释放潜能,而无机氮对沉积物磷释放无显著影响。且与培养前后的对照组相比,加氯化铵处理组 K_F 无明显变化,加酪蛋白处理组 K_F 显著减小(图 5-d)。 K_F 反映了土壤吸附磷的能级, K_F 值越大,沉积物与磷的结合能越大,反之亦然(肖文娟,2011)。

本实验结果表明,有机氮的富集减小了沉积物与磷的结合能,使磷更易释放,而无极氮的富集对沉积物结合磷的能力无影响。以上结果均说明,有机氮的富集能显著改变沉积物磷吸附行为;另外,藻型湖区沉积物对照组和加氯化铵处理组 SRP 浓度均先增加、后降低,也可能与沉积物磷吸附行为有关。当水中 SRP 的浓度高于 EPC_0 值时,沉积物表现出吸附磷的趋势(Palmer-Felgate et al,2011);反之亦然(Dong et al,2011)。第 0~10 天,由于加氯化铵后的亚硝化作用和硝化作用,溶解氧下降,沉积物将磷释放出来,表现为上覆水 SRP 增加,高于沉积物 EPC_0 值(表 1)(因无第 10 天沉积物 EPC_0 值,用第 20 天 EPC_0 值作参考)。

表 1 藻型沉积物各处理组培养结束时 EPC_0 值与第 10 天上覆水 SRP 浓度对比

Tab.1 Final EPC_0 sediment values compared with Day-10 SRP concentrations in the overlying water for each treatment of sediment samples collected in the algal zone

组别	SRP	EPC_0 /mg·L ⁻¹
对照组	2.0174±0.4793	0.0579
0.02g 氯化铵	1.8257±0.4406	0.0741
0.2g 氯化铵	1.7743±0.8521	0.0520
0.5g 酪蛋白	2.1303±0.0000	0.0506
2.5g 酪蛋白	0.8329±0.3437	0.1023

在第 10~20 天,沉积物表现为吸附磷。藻型湖区沉积物对照组和加氯化铵处理组沉积物吸附的磷远多于因为厌氧释放的磷,所以表现为上覆水 SRP 的降低;而添加酪蛋白的处理组,因为酪蛋白在微生

物的作用下分解会消耗大量的氧,进而导致沉积物磷大量释放,虽然沉积物 EPC_0 值小于上覆水 SRP,但仍表现为向上覆水释放磷,因此上覆水 SRP 增加。由此可见,沉积物磷的释放是由以上 3 种因素综合作用的结果。

4 结论

(1)培养过程中上覆水 SRP 的变化表明,无论是草型湖泊还是藻型湖泊沉积物,有机氮的富集均会增加沉积物磷的释放,无机氮对沉积物磷释放的影响不大。

(2)有机氮和无机氮的富集均降低沉积物-水界面溶解氧,且有机氮较无机氮对耗氧的贡献更大;有机氮的富集能诱导微生物分泌胞外磷酸酶,但作用并不明显;高有机氮的富集能显著改变沉积物磷吸附行为,无机氮对此无影响。

(3)有机氮对沉积物磷的吸附或释放影响是由形成厌氧状态、诱导微生物分泌胞外磷酸酶、改变沉积物磷吸附行为等多种因素综合作用的结果。

参考文献

- 范成新,相崎守弘,1997. 好氧和厌氧条件对霞浦湖沉积物-水界面氮磷交换的影响[J]. 湖泊科学, 9(4): 337-342.
- 黄代中,肖文娟,刘云兵,等,2009. 浅水湖泊沉积物脱氢酶活性的测定及其生态学意义[J]. 湖泊科学, 21(3): 345-350.
- 黎颖治,夏北成,2007. 影响湖泊沉积物-水界面磷交换的重要环境因子分析[J]. 土壤通报, 38(1): 162-166.
- 李慧,曹秀云,宋春雷,等,2012. 巢湖及其入湖河流(南淝河)沉积物磷形态与吸附行为的垂直变化[J]. 长江流域资源与环境, 21(Z2): 3-9.
- 魏复盛,2002. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社: 258-285.
- 肖文娟,2011. 富营养化浅水湖泊沉积物磷吸附特征及其影响因素的研究[D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所.
- Barrow N J, 1983. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil[J]. Journal of Soil Science, 34(4): 733-750.
- Beutel M W, 2006. Inhibition of ammonia release from anoxic profundal sediments in lakes using hypolimnetic oxygenation[J]. Ecological Engineering, 28(3): 271-279.
- Bol R, Kandeler E, Amelung W, et al, 2003. Short-term effects of dairy slurry amendment on carbon sequestration and enzyme activities in a temperate grassland[J]. Soil Biology & Biochemistry, 35(11): 1411-1421.

- Carpenter S R, Caraco N F, Correll D L, et al, 1998. Non-point pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen[J]. *Ecological Applications*, 8(3): 559 - 568.
- Dakora, F D, Phillips D A, 2002. Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments [J]. *Plant and Soil*, 245(1): 35 - 47.
- Degobbi D, Hommemaslaowska E, Orio A A, et al, 1986. The role of alkaline phosphatase in the sediments of Venice Lagoon on nutrient regeneration[J]. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 22(4): 425 - 435.
- Dong L M, Yang Z F, Liu X H, 2011. Phosphorus fractions, sorption characteristics, and its release in the sediments of Baiyangdian Lake, China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 179(1/4): 335 - 345.
- Edwards W J, Conroy J D, Culver D A, 2005. Hypolimnetic oxygen depletion dynamics in the central basin of Lake Erie[J]. *Journal of Great Lakes Research*, 31: 262 - 271.
- Gruber N, Galloway J N, 2008. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle[J]. *Nature*, 451: 293 - 296.
- Hadas O, Pinkas R, 1997. Arylsulfatase and alkaline phosphatase (A-PAse) activity in sediments of Lake Kinneret, Israel[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 99(1/4): 671 - 679.
- Howe A C, Cizmas L, Bereman R, 1999. Eutrophication of Lake Wingra: a chemistry-based environmental science module[J]. *Journal of Chemical Education*, 76(7): 924 - 926.
- Hupfer M, Lewandowski J, 2008. Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments-a Long-Lasting Paradigm in Limnology[J]. *International Review of Hydrobiology*, 93(4/5): 415 - 432.
- Isao K, Takeshi Yoshimura, Choon Weng Lee, et al, 2007. Nutrient regeneration at bottom after a massive spring bloom in a subarctic coastal environment, Funka Bay, Japan[J]. *Journal of Oceanography*, 63: 791 - 801.
- Johnson D, Moore L, Green S, et al, 2010. Direct and indirect effects of ammonia, ammonium and nitrate on phosphatase activity and carbon fluxes from decomposing litter in peatland[J]. *Environmental Pollution*, 158(10): 3157 - 3163.
- Kagalou I, Papastergiadou E, Leonardos I, 2008. Long term changes in the eutrophication process in a shallow Mediterranean lake ecosystem of W. Greece: response after the reduction of external load[J]. *Journal of Environmental Management*, 87(3): 497 - 506.
- Li H, Song C L, Cao X Y, et al, 2016. The phosphorus release pathways and their mechanisms driven by organic carbon and nitrogen in sediments of eutrophic shallow lakes[J]. *Science of the Total Environment*, 572: 280 - 288.
- Martinez J, Smith D C, Steward G F, et al, 1996. Variability in ectohydrolytic enzyme activities of pelagic marine bacteria and its significance for substrate processing in the sea[J]. *Aquatic Microbial Ecology*, 10(3): 223 - 230.
- Mhamdi B A, Azzouzi A, Elloumi J, et al, 2007. Exchange potentials of phosphorus between sediments and water coupled to alkaline phosphatase activity and environmental factors in an oligo-mesotrophic reservoir [J]. *Comptes Rendus Biologies*, 330: 419 - 428.
- Muller R, Stadelmann P, 2004. Fish habitat requirements as the basis for rehabilitation of eutrophic lakes by oxygenation[J]. *Fisheries Management and Ecology*, 11(3/4): 251 - 260.
- Murphy J, Riley J P, 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters[J]. *Analytica Chimica Acta*, 26(1): 31 - 36.
- Ohno T, Crannell B S, 1996. Green and animal manure-derived dissolved organic matter effects on phosphorus sorption[J]. *Journal of Environmental Quality*, 25(5): 1137 - 1143.
- Palmer-Felgate E J, Bowes M J, Stratford C, 2011. Phosphorus release from sediments in a treatment wetland: Contrast between DET and EPC₀ methodologies[J]. *Ecological Engineering*, 37(6): 826 - 832.
- Relexans J C, 1996. Measurement of the respiratory electron transport system (ETS) activity in marine sediments: state-of-the-art and interpretation II. significance of ETS activity data[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 136(1/3): 289 - 301.
- Sayler G S, Puziss M, Silver M, 1979. Alkaline-Phosphatase Assay for Freshwater Sediments-Application to Perturbed Sediment Systems[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 38(5): 922 - 927.
- Sondergaard M, Jensen J P, Jeppesen E, 1999. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes[J]. *Hydrobiologia*, 408: 145 - 152.
- Sondergaard M, Jensen J P, Jeppesen E, 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes[J]. *Hydrobiologia*, 506(1/3): 135 - 145.
- Taylor A W, Kunishi H M, 1971. Phosphate equilibria on stream sediment and soil in a watershed draining an agricultural region[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 19(5): 827 - 831.

Effect of Different Forms of Accumulated Nitrogen on Sediment Phosphorus Release in Qingling Lake

LI Hui¹, YANG Liu², XU Fang³, ZHOU Yi-yong², WANG Wei-jun⁴, CHEN Wen³

(1.School of Material and Chemical Engineering, Tongren University, Tong Ren 554300,P.R.China;

2.State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, the Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072,P.R.China;

3.Tongren Environmental Monitoring Station, Tongren 554300,P.R.China;

4.Guizhou Ruibo Environmental Monitoring Service Co. LTD, Tongren 554300,P.R.China)

Abstract: Eutrophication of lakes, caused by over-enrichment of nitrogen (N) and phosphorus (P), is a widespread problem. Lake nutrient dynamics are complex and the cycles of N and P are highly interactive. In this study, sediments were collected in the macrophytic and algal zones of Qingling Lake in Wuhan City and a nitrogen-added culture experiment (20 d) was carried out on the samples. The objectives were to study the effect of different forms of N on the sediment release of P, and to explore the mechanism of P release in response to N enrichment. In July 2017, sediment was sampled from the two zones (C is sediment collected from the macrophyte region and Z is from the algal region), and the treatments were as follows: (C_{ck} , Z_{ck}), controls with no N added; (C_1 , Z_1), 0.02 g ammonium chloride; (C_2 , Z_2), 0.20 g ammonium chloride; (C_3 , Z_3), 0.50 g casein; (C_4 , Z_4), 2.50 g casein. On Day 5, 10 and 20 of the experiment, the overlying water from each treatment was analyzed for dissolved oxygen (DO), soluble reactive phosphorus (SRP) and N species, and the sediments were analyzed for dehydrogenase activity (DHA), alkaline phosphatase activity (APA) and phosphorus adsorption behavior, measured as the equilibrium phosphorus concentration (EPC_0). At the end of the experiment (20 d), the SRP concentration in the overlying water of treatment C_4 (2.5 g casein) was 64.88 times that of the control and treatment Z_4 was 5.61 times that of the control. There were no significant differences in SRP between the ammonium chloride treatment groups and controls. DO concentrations in the ammonium chloride treatment groups were about 80% that of the control group, while the DO concentration in the casein treatment groups were, respectively, 10% and 4% of that in the controls. During the entire experiment, the APA of sediments treated with 2.5 g casein was slightly higher than that of the other treatment groups, but the difference was not significant. Finally, compared to the controls, the equilibrium phosphorus concentration (EPC_0) of treatment C_4 was 2.08 times that of the control and Z_4 was 1.77 times that of the control, but there were no significant differences in EPC_0 between the controls and other treatments. Our findings included two general conclusions: (1) Enrichment by organic nitrogen increases the release of sediment phosphorus, but inorganic nitrogen makes little difference. (2) The effect of organic nitrogen on sediment phosphorus release depends on multiple factors, such as the production of anaerobic conditions, secretion of extracellular phosphatase, and change in sediment phosphorus adsorption behavior. These findings add to our understanding of lake nutrient dynamics and could improve management of lake eutrophication.

Key words: Qingling Lake; sediment; nitrogen accumulation; phosphorus release