

太湖蓝藻水华衰亡对沉积物氮、磷释放的影响

朱梦圆^{1,2}, 朱广伟^{1*}, 王永平^{1,2}

(1. 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要:在太湖草型区、藻型区及河口区采集原状泥柱进行加藻培养实验, 监测培养过程中溶解氧 (DO)、总氮 (TN)、总磷 (TP)、氨氮 ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)、磷酸根 ($\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$) 等相关指标的变化。结果表明, 蔽光培养导致加藻体系中蓝藻大量死亡, 形成水体极度缺氧环境 (DO 接近 0), 沉积物氮、磷释放量改变, 上覆水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度大幅上升; 与未加藻的培养体系相比, 水华衰亡分解在草型区、藻型区、河口区引起的沉积物 TN 平均释放改变量分别为 -0.1 、 31.1 、 $9.5 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, TP 平均释放改变量分别为 -3.01 、 0.75 、 $2.46 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 上覆水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度增加分别为 3.62 、 5.10 、 6.57 mg/L , $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度增加分别为 53 、 219 、 $418 \text{ } \mu\text{g/L}$ 。沉积物氮、磷的释放改变量因湖区而异, 藻型区及河口区释放量有较大的增长, 草型区释放量则明显偏低。水相营养盐的增量与缺氧程度及蓝藻水华堆积的持续时间明显相关。研究表明, 大型浅水湖泊中水华堆积衰亡引起沉积物营养盐的释放量增加可能是蓝藻水华状态自维持的机制之一。

关键词:太湖; 蓝藻水华; 沉积物; 氮; 磷; 内源释放

中图分类号: X131.2 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)02-0409-07

Influence of Scum of Algal Bloom on the Release of N and P from Sediments of Lake Taihu

ZHU Meng-yuan^{1,2}, ZHU Guang-wei¹, WANG Yong-ping^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Sediment cores were sampled in macrophyte dominated zone, phytoplankton dominated zone and river mouth in Lake Taihu and incubated with one half of them added algae in laboratory in August to reveal the influence of algal accumulation on the release of nitrogen and phosphorus in sediments. Concentrations of dissolved oxygen (DO), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), ammonium, phosphate and other parameters were determined during cultivation of the sediment cores in dark. There were differences in release of TN and TP in sediments and significant variations in changes of DO, ammonium, phosphate in overlying water after adding algae. When DO declined to nearly zero, the changes of release of TN, TP in sediments differed from different ecological types of Lake Taihu with minus numbers of -0.1 , $-3.01 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ in macrophyte dominated zone, larger numbers of 31.1 , $0.75 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ in phytoplankton dominated zone and 9.5 , $2.46 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ in river mouth. The concentrations of ammonium in overlying water increased 3.62 , 5.10 , 6.57 mg/L and phosphate increased 53 , 219 , $418 \text{ } \mu\text{g/L}$ in macrophyte dominated zone, phytoplankton dominated zone, river mouth, respectively. The changes of nutrients have good correlations with the decrease of DO and duration. The release of nutrients from sediments caused by accumulation and decay of algae may be the way that algal bloom satisfied itself.

Key words: Lake Taihu; algal bloom; sediment; nitrogen; phosphorus; internal loading

蓝藻水华已经成为我国湖泊主要的环境灾害之一^[1]。特别是 2007 年 5 月太湖贡湖水源地发生了因蓝藻水华堆积腐烂所致的“饮用水危机”事件之后, 人们对蓝藻水华问题的关注由发生机制研究转向致灾机制研究及灾害的预警和评估^[2], 其中沉积物的内源释放是大型浅水湖泊蓝藻水华发生和成灾机制中比较突出的特点之一^[3], 蓝藻水华大量堆积对沉积物中污染物释放过程的影响成为当前研究的热点。

蓝藻水华持续发生需要大量的营养盐补充, 沉积物作为湖泊重要的蓄积库, 在浅水湖泊中积极参与水体营养盐的分布和循环过程, 造成的内源释放

是水体营养盐的重要来源之一, 在切断外源的情况下仍然可以维持藻类生长^[4-7]。研究表明, 影响沉积物营养盐释放的因素有温度、溶解氧、pH、风浪扰动等非生物因素, 以及水生生物、底栖生物、微生物的种类活性等生物因素^[8-11]。浅水湖泊中蓝藻水华的大量堆积对这些因素可能产生明显的影响^[12], 势必会强烈影响沉积物营养盐的内源释放过程。

收稿日期: 2010-02-10; 修订日期: 2010-04-24

基金项目:国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2008CB418103); 国家自然科学基金重点项目 (40730529); 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2009ZX07101-013)

作者简介:朱梦圆 (1987 ~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为湖泊富营养化过程与机制, E-mail: amyzmy1028@163.com

* 通讯联系人, E-mail: gwzhu@niglas.ac.cn

为了解蓝藻水华大量堆积衰亡对太湖沉积物营养盐释放过程的影响,本实验采用室内模拟的方法,从太湖中采集泥柱进行加藻培养,研究蓝藻水华堆积衰亡对不同湖区沉积物氮、磷释放的影响,从而了解蓝藻水华的反复暴发机制,以及蓝藻水华发生在不同区域所产生环境效应。

1 材料与方法

1.1 样点布设与样品采集

2009 年 8 月,在太湖草型区(A)、藻型区(B)、河口区(C)3 个采样点(图 1)各采集 11 根泥柱(内径 8.4 cm,高 50 cm),尽量保持每根泥柱中沉积物高度均为 30 cm 左右,上覆水 20 cm 左右.同时在每个采样点采集沉积物-水界面附近水样 20 L 带回,作为实验中补充用水。

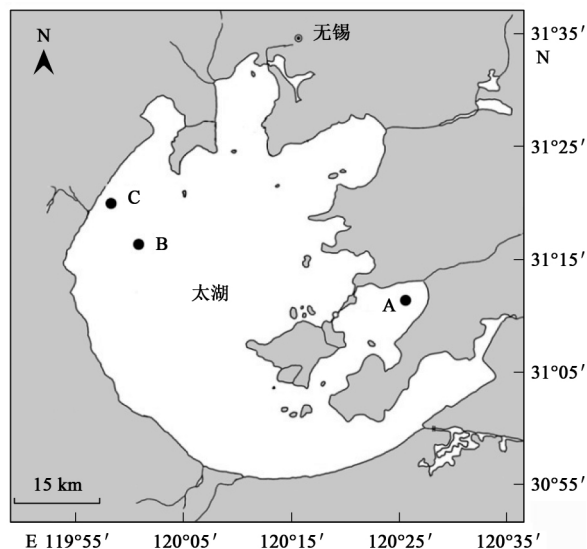


图 1 太湖采样点分布

Fig. 1 Distribution of sampling sites in Lake Taihu

1.2 样品处理与培养方法

泥柱运回实验室后,立即以虹吸法小心抽出上覆水,经 200 目滤网反复过滤后,再以虹吸法缓慢加入相应泥柱中,尽量保持水柱高度一致,在管外标记液面高度.所有操作尽量不扰动界面.对泥柱各项操作顺序统一,保持抽出与加入上覆水的时间间隔一致.各采样点留取 1 根泥柱用于测定表层沉积物的背景值。

每采样点取 5 根泥柱作为对照组,5 根泥柱各加入 50 mL 藻浆(用滤网取自太湖)作为加藻组.以 2007 年太湖蓝藻水华暴发时期叶绿素 a(chl-a)的浓度介于 78.5 ~ 978.3 $\mu\text{g/L}$ ^[2] 为依据,加藻组处理

的上覆水加入 50 mL 藻浆后,相当于水柱中 chl-a 浓度为 430 ~ 540 $\mu\text{g/L}$,与太湖水华堆积的实际情况具有可比性.为保持各处理组温度的一致性,30 根泥柱均放入同一个水浴桶中,水浴桶以铝箔包裹后再盖以黑布,蔽光培养,培养过程中水浴温度保持在 $29^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$,连续培养 10 d.

实验过程监测:每日 19:00 用针筒抽取沉积物-水界面上 1 cm 处上覆水 20 mL,测定氨氮(NH_4^+-N)、硝态氮(NO_3^--N)、亚硝态氮(NO_2^--N)及磷酸根($\text{PO}_4^{3--}\text{P}$)浓度,取完水样后沿管壁缓慢补充上覆水至标记线.同时用 YSI 6600 V2 水质探头测定上覆水温度、溶解氧(DO)、pH 等水质参数.第 0 d(初始值)和第 10 d 测上覆水总氮(TN)、总磷(TP)、溶解性总氮(DTN)、溶解性总磷(DTP)以及 chl-a 浓度.培养结束后测定表层沉积物 TN 和 TP 含量。

1.3 测定方法

溶解性营养盐 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、 NO_2^--N 、 $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ 的浓度用 Skalar 流动分析仪(荷兰)测定;水体 TN 和 TP 浓度分别以碱性过硫酸钾消解后紫外分光光度法和钼锑抗显色测定,DTN 和 DTP 则在原水样过 0.45 μm 的 Whatman GF/C 膜后,分别用 TN 和 TP 的方法测定;沉积物中 TN 和 TP 含量在精确称取 15 ~ 30 mg 泥样磨碎至通过 150 目筛孔后以去离子水定溶至 25 mL,再用水体 TN 和 TP 的方法测定^[13];chl-a 用热乙醇法测定^[14]。

2 结果与分析

2.1 沉积物氮、磷的变化

培养后沉积物中 TN、TP 的浓度变化如表 1 所示.3 个对照组中草型区沉积物 TN、TP 释放量最大,藻型区和河口区较小.草型区加藻组沉积物 TN 释放量与对照组并无显著差异,TP 释放量则低于对照组;藻型区加藻组沉积物 TN、TP 释放量较对照组分别增长 39%、17%;河口区则更为明显,加藻组 TN、TP 释放量较对照组分别增长 80%、30%。

2.2 上覆水 chl-a 的变化

各采样点上覆水 chl-a 本底值及加藻组培养前后 chl-a 变化如表 2 所示.河口区 chl-a 本底值较高,草藻型湖区较低.培养后各组 chl-a 浓度均有大幅度降低,平均下降约 90%,说明藻类大量死亡。

2.3 上覆水 DO 的变化

培养过程中上覆水 DO 浓度的变化趋势如图 2 所示.培养开始时,同一采样点的对照组与加藻组之间 DO 初始值比较接近.培养结束后,3 个对照组的

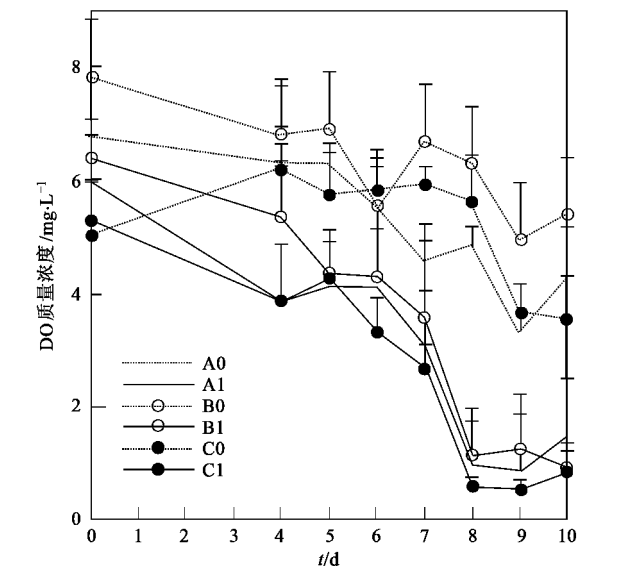
DO 浓度无大变化,相互之间差异不大;而 3 个加藻组的 DO 浓度下降幅度较大,相互之间差异很小,但与相应对照组有明显的差异. 培养开始时(1~5 d)变化并不明显,下降量不到 1 mg/L,中后期(6~8 d)迅速下降,从 5 mg/L 降至 1 mg/L 左右,到最后 2 d(9~10 d)已趋于平稳,值接近 0.

表 1 培养后沉积物 TN、TP 含量变化

		TN/mg·g ⁻¹			TP/mg·kg ⁻¹		
采样点	组别	培养前	培养后	减小值	培养前	培养后	减小值
草型区	对照组	3.26	2.45 ± 0.20	0.81	413	259 ± 24	154
	加藻组		2.46 ± 0.09	0.80		273 ± 9	140
藻型区	对照组	2.34	1.93 ± 0.13	0.41	328	305 ± 24	23
	加藻组		1.77 ± 0.09	0.57		301 ± 21	27
河口区	对照组	2.38	2.33 ± 0.44	0.05	506	466 ± 64	40
	加藻组		2.29 ± 0.31	0.09		454 ± 55	52

表 2 培养后上覆水 chl-a 浓度变化

Table 2 Variations of concentrations of chl-a in overlying water after cultivation					
采样点	本底值 /μg·g ⁻¹	加藻后 培养前 /μg·g ⁻¹	培养后 /μg·g ⁻¹	培养前 后差值 /μg·g ⁻¹	下降率 /%
草型区	4.85	432	35.4 ± 7.8	397	92
藻型区	3.07	465	55.9 ± 19.6	409	88
河口区	78.45	537	53.7 ± 19.5	483	90



A、B、C 分别表示草型区、藻型区、河口区,0、1 分别表示对照组、加藻组,下同

图 2 培养过程中上覆水 DO 变化趋势

Fig.2 Trend of DO in overlying water during cultivation

2.4 上覆水 pH 的变化

本实验培养条件未对上覆水 pH 产生较大影响,基本维持在中性偏弱碱性状态,培养过程中有略微波动,变化不大.

2.5 上覆水氮的变化

培养过程中NH₄⁺-N的变化趋势如图 3 所示. 3

个对照组变化情况很接近,NH₄⁺-N 浓度基本无变化;3 个加藻组与之有明显差异,NH₄⁺-N 浓度大幅上升. 与 DO 变化速度相对应,1~5 d 变化不明显,浓度基本在 1 mg/L 左右,5 d 以后上升速度逐渐加快,且 3 个采样点之间的变化表现出了差异,河口区 C 的 NH₄⁺-N 增幅最大,最后浓度超过了 7 mg/L,藻型区 B 的增幅较小,约增至 5 mg/L,草型区 A 的最后浓度最低,不到 4 mg/L.

培养过程中NO₃⁻-N的变化趋势如图 4 所示. 与 NH₄⁺-N 浓度的变化趋势相反,各组 NO₃⁻-N 浓度都降低了,最后几乎都降至 0 点.

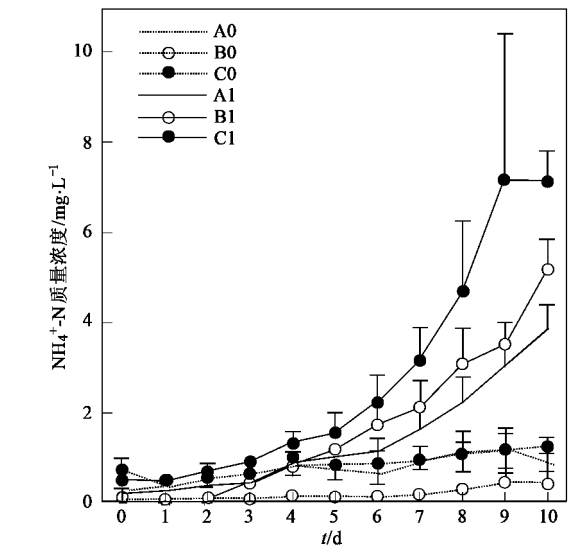


图 3 培养过程中上覆水NH₄⁺-N含量变化趋势

Fig.3 Trend of the concentrations of NH₄⁺-N in overlying water during cultivation

培养过程中NO₂⁻-N的变化趋势如图 5 所示,河口区对照组与加藻组起始浓度稍高,其他各组 NO₂⁻-N 浓度始终很低,变化幅度也不大. 和NO₃⁻-N一

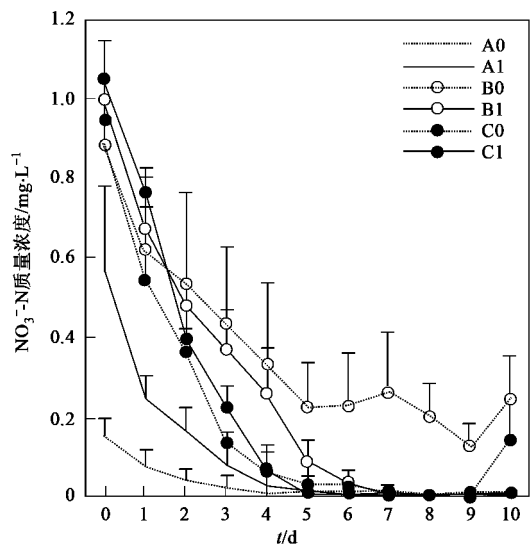


图 4 培养过程中上覆水NO₃⁻-N浓度变化趋势

Fig.4 Trends of the concentrations of NO₃⁻-N in overlaying water during cultivation

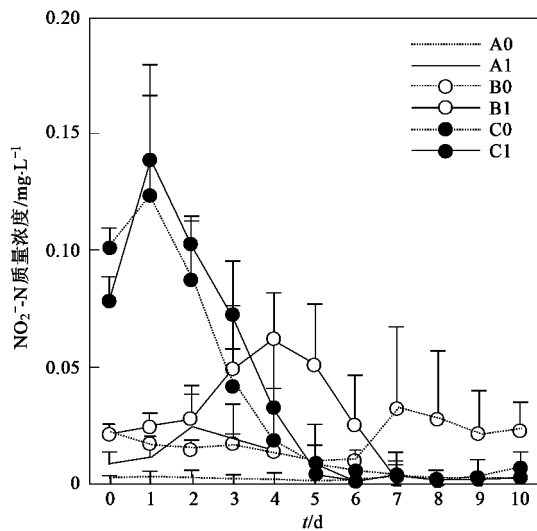


图 5 培养过程中上覆水NO₂⁻-N浓度变化趋势

Fig.5 Trends of the concentrations of NO₂⁻-N in overlaying water during cultivation

样,最终几乎都降至0点.

2.6 上覆水磷的变化

培养过程中PO₄³⁻-P的变化趋势如图 6 所示,与 NH₄⁺-N类似,3 个对照组基本无变化,3 个加藻组变化较明显,特别是河口区 C 的加藻组,增加幅度非常大,第 9 d 的达到峰值 733 μg/L. 1 ~ 5 d 各组 PO₄³⁻-P浓度都没有较大变化,6 ~ 9 d 加藻组PO₄³⁻-P浓度迅速增加,最后 1 d 草型区 A 和河口区 C 反有下降. 不同采样点之间同样表现出了对蔽光培养的

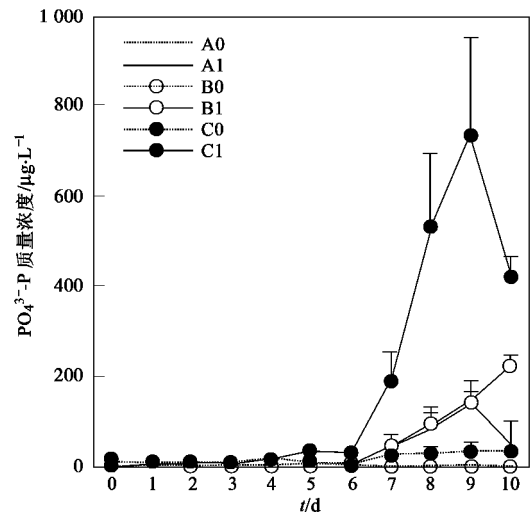


图 6 培养过程中上覆水PO₄³⁻-P浓度变化趋势

Fig.6 Trend of the concentrations of PO₄³⁻-P in overlaying water during cultivation

不同响应,仍然是河口区PO₄³⁻-P浓度增量最大.

3 讨论

3.1 水华堆积衰亡引起的沉积物氮、磷释放效应

蓝藻水华堆积衰亡使沉积物氮、磷释放量改变:草型区释放量减少,藻型区和河口区增大(表 1). 王晓蓉等^[9]在富营养化较严重的五里湖采样进行的模拟实验中发现,藻类存在增加沉积物中磷的释放,本实验相关结果与之相符. 水华衰亡使上覆水 DO 浓度显著降低(图 2),氮、磷浓度明显增加,尤其是可溶性营养盐NH₄⁺-N、PO₄³⁻-P(图 3、图 6). 培养期间各加藻组上覆水 DO、NH₄⁺-N、PO₄³⁻-P浓度的改变与对照组成对样本 *t* 检验 (Paired-Sample *t* Test) 的 *P_i* 值如表 3 所示. 3 组 DO 检验的 *P_i* 值都接近 0, 表现出了显著差异. 上覆水浮游生物的活性会引起水体 DO 的改变^[12,15],加藻组 DO 浓度明显下降应是蔽光培养导致的藻类死亡引起的. 加藻培养后

表 3 加藻组上覆水中 DO、NH₄⁺-N、PO₄³⁻-P浓度的改变与对照组的显著性分析

采样点		DO	NH ₄ ⁺ -N	PO ₄ ³⁻ -P
草型区	改变量/mg·L ⁻¹	-4.49	3.62	0.053
	<i>P_i</i> 值	0.000	0.070	0.061
藻型区	改变量/mg·L ⁻¹	-5.45	5.10	0.220
	<i>P_i</i> 值	0.001	0.009	0.064
河口区	改变量/mg·L ⁻¹	-4.41	6.57	0.418
	<i>P_i</i> 值	0.002	0.022	0.061

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的浓度变化很大,尤其是河口区,分别达到了 6.57 mg/L和 0.418 mg/L,与对照组的 t 检验也表现出了差异性。

沉积物营养盐释放量的增加在一定程度上造成了上覆水营养盐浓度的增加.上覆水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度升高,可能有以下 4 个来源(图 7).①沉积物释放:图 7 标出沉积物 TN 释放增量,即加藻组与对照组沉积物 TN 释放量之差(根据沉积物容重^[16]将单位换算为 mg/L,本实验中草型区 A、藻型区 B、河口区 C 表层沉积物容重分别为 0.63、0.52、0.58 g/cm³),沉积物氮释放形态以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为主^[17];②藻类分解:藻死亡后残体堆积分解,本身含氮量造成了水体氮浓度的增加,图 7 标出培养前加入藻浆的 TN 值,其中有一部分转化为水体 $\text{NH}_4^+\text{-N}$;③硝氮减少:如 DO 浓度下降使硝化作用减弱, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的消耗减少,且反硝化作用增强, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 转化为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 或 N_2 ^[17-19],图 7 标出 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度减少量;④对照增加:受水体中其他生物影响,对照组中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度也有少量增加,图 7 标出对照组增加的量.由图 7 所示,藻型区上覆水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 增量中有相当一部分可能来自沉积物的释放,河口区也有一小部分可能来自沉积物,而草型区沉积物则可能发生了营养盐的吸附。

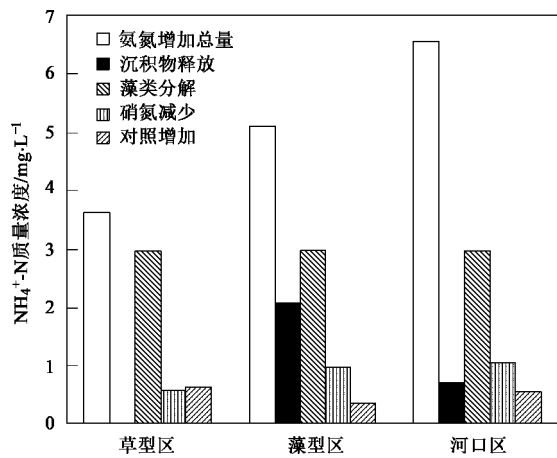


图 7 上覆水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 增量的可能来源

Fig. 7 Probable sources of increment of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in overlying water

上覆水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度的增加也可能有部分来自沉积物的释放.草型区、藻型区、河口区上覆水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度分别增加 0.053、0.220、0.418 mg/L,沉积物 TP 释放增量分别为 -0.460、0.115、0.376 mg/L,加入藻浆 TP 值为 0.740 mg/L.草型区沉积物应是对磷产生了吸附,藻型区、河口区沉积物则向上

覆水释放了磷。

沉积物营养盐的释放量增加应是由蓝藻水华衰亡通过改变上覆水 DO 浓度间接促进的,并引起上覆水营养盐浓度大幅提升. DO 是影响沉积物氮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^[20,21]等因素间接控制氮磷的吸附和释放.沉积物在氧化作用、厌氧微生物作用、有机质分解和矿化作用下可产生大量 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进入孔隙水,再通过浓度梯度作用迁移至表面氧化层或上覆水^[17,21];沉积物在厌氧状况下容易发生 $\text{Fe}^{3+}\rightarrow\text{Fe}^{2+}$ 化学反应, P_{Fe} 表面的 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 保护层转化为 $\text{Fe}(\text{OH})_2$,于是溶解释放 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ^[21,22].对各组泥柱中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度变化与 DO 浓度变化进行线性回归分析得到的相关系数 R^2 以及 P_i 值如表 4 所示,很明显,3 个对照组中营养盐的增量与 DO 下降量的相关性相对较差,3 个加藻组的相关性则较好, R^2 较大, P_i 值都小于 1%.对照组中,DO 下降量很小,营养盐增量也很小,它们的改变可能由很多影响不大的复杂因素造成,且具有一定偶然性,故相关性较差;而加藻组中 DO 下降量和营养盐增量都很明显,DO 浓度降低这一显著的水体环境变化成为导致营养盐增加的最主要原因,两者之间具有较大相关性。

表 4 营养盐与 DO 变化的相关系数

Table 4 Related coefficients between variations of nutrients and DO					
处理组	采样点	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 DO		$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 与 DO	
		R^2	P_i	R^2	P_i
对照组	草型区	0.610	0.022	0.214	0.249
	藻型区	0.594	0.025	0.265	0.192
	河口区	0.540	0.038	0.375	0.106
加藻组	草型区	0.786	0.003	0.748	0.006
	藻型区	0.885	0	0.773	0.004
	河口区	0.879	0.001	0.859	0.001

3.2 不同湖区对水华堆积的响应

不同湖区沉积物本身释放通量存在差异.从表 1 对照组释放量看,沉积物 TN 释放量草型区 > 藻型区 > 河口区,TP 释放量则是草型区 > 河口区 > 藻型区.范成新等^[23]以柱状原样模拟实验(未加藻)比较太湖不同湖区沉积物氮释放差异时,得出草藻型湖区的氮释放通量较外源污染严重水域大的结论,而张路等^[24]则在太湖水土界面氮磷交换通量的研究中得出草型湖区比藻型湖区氮磷交换通量大的结论,本实验结果与之相符.草型区(东太湖)释放量较大的原因可能是存在较大的生

物扰动作用^[24], 以及其表层沉积物有机质含量最高^[23]. 本实验中测得草型区、藻型区、河口区 3 个采样点沉积物的背景有机碳值分别为 1.69%、0.66%、0.81%.

不同湖区的沉积物, 在相同的蓝藻水华堆积强度情况下引起的营养盐释放增量也存在差异. 加藻培养引起的上覆水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 增量以及沉积物 TN、TP 释放改变量如表 5 所示. 草型区 TN 释放并未因加藻有显著改变, TP 释放则反而相比对照组减少了, 且上覆水中氮营养盐的增加也最小, 可见藻华堆积对东太湖草型区沉积物的负面影响不大, 这可能是由于草型区的大型水生生物对营养盐有较好的

吸附作用, 对水土界面的理化环境改变也有一定的缓冲作用. 另外也有可能由于夏天草型区自身氮、磷释放量较大, 加藻培养引起的改变量相对而言较小, 所占释放总量的比例太小, 因而在统计上不能体现差异, 标准差较大. 藻型区和河口区均对加藻有较为明显的响应. 藻型区可能由于本身藻含量较高, 藻体衰亡使水相有机质含量较高, 促进了沉积物氮磷的释放. 河口区则可能由于本身污染最为严重, 且具有流水动力作用强烈、物质交换频繁、生物种类丰富等特点, 对环境改变敏感^[25], 因此在 DO 强烈下降时表现出了较大的沉积物释放增量, 以及最大的上覆水营养盐增量.

表 5 加藻培养引起的上覆水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 增量以及沉积物 TN 和 TP 释放改变量

Table 5 Variations of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ in overlying water and release of TN and TP from sediments by adding algae

采样点	上覆水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 增量 / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	沉积物 TN 释放增量 / $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$	上覆水 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 增量 / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	沉积物 TP 释放增量 / $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$
草型区	3.62 ± 0.53	-0.2 ± 28.6	0.053 ± 0.041	-4.78 ± 4.92
藻型区	5.10 ± 0.62	40.7 ± 10.1	0.219 ± 0.025	0.98 ± 0.64
河口区	6.57 ± 0.59	13.9 ± 39.0	0.418 ± 0.044	3.60 ± 2.62

4 结论

(1) 大量的蓝藻水华堆积衰亡大幅降低了上覆水 DO 浓度, 形成极度缺氧的环境, 使部分湖区沉积物营养盐的释放量增加, 上覆水中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 浓度大幅上升. 上覆水营养盐的增量与缺氧程度及蓝藻水华堆积的持续时间明显相关.

(2) 同样的蓝藻水华堆积程度在不同湖区造成了不同的沉积物释放效应, 草型区营养盐释放量与没有藻华堆积时相比反而减小, 河口区和藻型区的释放量都有增加, 藻型区 TN 释放量增加较多, 河口区 TP 释放量增加较多. 大型浅水湖泊中蓝藻水华堆积衰亡引发的沉积物营养盐释放可能是蓝藻水华状态自维持机制之一.

致谢: 本实验采样过程中得到中国科学院南京地理与湖泊研究所谢纯刚及戴江玉的帮助, 分析过程中得到南京地理与湖泊研究所的张成英以及太湖湖泊生态系统研究站薛静琛的室内实验协助, 在此表示诚挚感谢.

参考文献:

[1] 吴庆龙, 谢平, 杨柳燕, 等. 湖泊蓝藻水华生态灾害形成机理及防治的基础研究[J]. 地球科学进展, 2008, 23(11): 1115-1123.

[2] Qin B Q, Zhu G W, Gao G, et al. A drinking water crisis in Lake Taihu, China: Linkage to climatic variability and lake

management[J]. Environmental Management, 2010, 45: 105-112.

[3] 刘国峰, 钟继承, 何俊, 等. 太湖竺山湾藻华黑水团区沉积物中 Fe、S、P 的含量及其形态变化[J]. 环境科学, 2009, 30(9): 2520-2526.

[4] 范成新, 王春霞. 长江中下游湖泊环境地球化学与富营养化[M]. 北京: 科学出版社, 2007. 13-14.

[5] 刘凌, 崔广柏, 王建中. 太湖底泥氮污染分布规律及生态风险[J]. 水利学报, 2005, 36(8): 1-7.

[6] Søndergaard M, Jensen J P, Jeppesen E. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes[J]. Hydrobiologia, 1999, 408/409: 145-152.

[7] 范成新, 秦伯强, 孙越. 梅梁湖和五里湖水-沉积物界面物质交换[J]. 湖泊科学, 1998, 10(1): 53-58.

[8] Zhu G W, Qin B Q, Gao G. Direct evidence of phosphorus outbreak release from sediment to overlying water in a large shallow lake caused by strong wind wave disturbance [J]. Chinese Science Bulletin, 2005, 50(6): 577-582.

[9] 王晓蓉, 华兆哲, 徐菱, 等. 环境条件变化对太湖沉积物磷释放的影响[J]. 环境化学, 1996, 15(1): 15-19.

[10] 尹大强, 覃秋荣, 阎航. 环境因子对五里湖沉积物磷释放的影响[J]. 湖泊科学, 1994, 6(3): 240-244.

[11] Qin B Q, Zhu G W, Zhang L, et al. Estimation of internal nutrient release in large shallow Lake Taihu, China[J]. Science in China: Series D Earth Sciences, 2006, 49: 38-50.

[12] Zhu G W, Wang F, Zhang Y L, et al. Hypoxia and its environmental influences in large, shallow, and eutrophic Lake Taihu, China[J]. International Association of Theoretical and Applied Limnology-Proceedings, 2008, 30(3): 361-365.

- [13] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 246-248.
- [14] Papista E, Acs E, Boeddi B. Chlorophyll-a determination with ethanol-a critical test[J]. *Hydrobiologia*, 2002, **485**: 191-198.
- [15] 王永平, 王小冬, 秦伯强, 等. 苦草光合作用日变化对水质的影响[J]. *环境科学研究*, 2009, **22**(10): 1141-1144.
- [16] 朱广伟. 水动力作用与浅水湖泊磷的内源负荷研究[D]. 南京: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 2003.
- [17] 孙英, 何江, 吕昌伟, 等. 岱海表层沉积物中影响氨氮释放的模拟研究[J]. *农业环境科学学报*, 2009, **28**(7): 1464-1468.
- [18] 钟继承, 刘国锋, 范成新, 等. 湖泊底泥疏浚环境效应: III. 对沉积物反硝化作用的影响[J]. *湖泊科学*, 2009, **21**(4): 465-473.
- [19] 李佳霖, 白洁, 高会旺, 等. 长江口海域夏季沉积物反硝化细菌数量及反硝化作用[J]. *中国环境科学*, 2009, **29**(7): 756-761.
- [20] 黎颖治, 夏北成. 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*, 2007, **38**(1): 162-166.
- [21] 范成新, 相崎守弘. 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*, 1997, **9**(4): 337-342.
- [22] 韩沙沙, 温琰茂. 富营养化水体沉积物中磷的释放及其影响因素[J]. *生态学杂志*, 2004, **23**(2): 98-101.
- [23] 范成新, 张路, 秦伯强, 等. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及定量化——1. 铵态氮释放速率的空间差异及源-汇通量[J]. *湖泊科学*, 2004, **16**(1): 10-20.
- [24] 张路, 范成新, 王建军, 等. 太湖水土界面氮磷交换通量的时空差异[J]. *环境科学*, 2006, **27**(8): 1537-1543.
- [25] 吕莹. 珠江口内沉积物-水界面营养盐的累积和迁移研究[D]. 广州: 中国科学院广州地球化学研究所, 2006.