

藻源性黑水团环境效应:对水-沉积物界面氮磷变化的驱动作用

刘国锋^{1,2}, 申秋实¹, 张雷¹, 范成新^{1*}, 钟继承¹, 严少华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. 江苏省农业科学院资源与环境研究所, 南京 210014)

摘要:利用自制的静态模拟实验装置,通过连续抽取间隙水来研究藻细胞沉降在沉积物表面后对水-沉积物界面处的 N、P 变化的驱动作用及影响效果.结果表明,藻细胞沉降后,在 50 min 内就完全消耗掉水-沉积物界面处的溶解氧,同时水体出现严重的发黑、发臭现象;形成的厌氧、强还原环境,使得死亡的藻细胞在界面处发生强烈的厌氧矿化作用,界面处的水溶性 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在实验的第 2 d 开始向上覆水中扩散,含量不断增加.至实验结束时(实验第 8 d),界面处 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的含量分别达到 4.00 mg/L、39.45 mg/L,分别为同期对照实验样柱中的 10 倍和 241 倍(对照样柱中的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的含量分别为 0.42 mg/L、0.16 mg/L).藻细胞的厌氧矿化加剧了氮磷营养盐向上覆水的扩散,在加重水体营养盐含量的同时,也为藻华的再次发生提供了物质基础.

关键词:藻源性黑水团;水-沉积物界面;藻华;营养盐

中图分类号:X131.2 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2010)12-2917-08

Environment Effects of Algae-Caused Black Spots: Driving Effects on the N, P Changes in the Water-Sediment Interface

LIU Guo-feng^{1,2}, SHEN Qiu-shi¹, ZHANG Lei¹, FAN Cheng-xin¹, ZHONG Ji-cheng¹, YAN Shao-hua²

(1. State Key Laboratory of Lake & Environment, Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Institute of Agricultural Resource and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Science, Nanjing 210014, China)

Abstract: The impact and driving effect of deposited algal cells in the water-sediment interface on the N, P changes were studied through continuous extracted pore water with home-made static experiment. Results showed that dissolved oxygen in water-sediment interface was depleted in 50 min after algal cells settled. Soon the dead algal cells formed the anoxia and strong reducing environment and the dead cells had a severe anaerobic mineralization in the water-sediment interface, also the water bodies had a intense black and stink phenomenon. $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration in water-sediment interface increased from the 2nd day after added the algal cells to the sediment interface, and its concentration was 4.00 mg/L and 39.45 mg/L, respectively. Its concentration was the 10 fold and 241 fold higher than that the control experiments at the same time ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration in control experiments was 0.42 mg/L and 0.16 mg/L, respectively). Anaerobic mineralization of dead cells in sediment surface drove the nutrients diffusing upward the overlying water, added the nutrients concentration in water bodies, and it also supplied the nutrient materials for the algal blooms happened again.

Key words: algal blooms induced black spots; water-sediment interface; algal blooms; nutrients

目前,太湖水体污染最主要的问题是氮磷过量进入水体引起的水体富营养化^[1].通常认为水体富营养化的最严重后果之一是藻华的大量暴发,然而近年来频繁发生的“黑水团”使得富营养化对水体污染的影响产生了质的变化.2007 年 5 月底,主要因藻华聚集造成了无锡贡湖水厂取水口水质恶化,进而发生因“黑水团”而致水厂停产事件,致使市民多日无饮用水供应,引起了国内外的关注^[2].黑水团的发生最明显的感官现象就是由于自由铁离子与还原态硫结合形成黑色物质,并导致水体发黑,伴有

刺激性异味的硫化氢气体产生^[3];物化指标中则反映溶解氧趋于 0,硫化物含量较高^[4].2008 年 5 月底以来,太湖又一次发生黑水团现象,其区域主要分布在太湖的竺山湖和西部的部分沿岸水域,且形成的

收稿日期:2009-12-22;修订日期:2010-04-21

基金项目:国家自然科学基金项目(50979102,20907057,40901253);江苏省社会发展科技专项(BE2009603);江苏省自然科学基金项目(BK2009332)

作者简介:刘国锋(1979~),男,博士,主要研究方向为湖泊水环境污染及生态治理,E-mail: njliugf@yahoo. cn

* 通讯联系人,E-mail: cxfan@niglas. ac. cn

黑水区面积远大于 2007 年 5 月,对当地的生产和生活产生了极大的影响^[3,5]. 由于黑水团形成后所形成的极度厌氧环境,对湖泊水土中敏感性元素铁硫等物质的影响很大,而还原性硫与黑水团的最主要致黑物(重金属硫化物)的形成密切相关,铁的氧化与还原对控制底泥磷的释放具有重要作用^[6]; Timmons 等^[7]通过在厌氧条件下(藻细胞死亡后)沉积物中磷的季节变化特征的研究,发现其会造成沉积物间隙水中磷向上覆水体释放,从而为藻华的再次发生提供了磷源. 目前在湖泊水环境研究中对湖体发生黑水团的研究还较少,对于其发生机制还不清楚;而且大量蓝藻细胞沉降到沉积物表面上对沉积物-水界面间的影响及对营养盐的动态变化,尚鲜见有详细、完整的研究报道. 因此本研究利用采自太湖梅梁湾的底泥,通过添加新鲜的蓝藻细胞,并利用沉积物间隙水连续抽取装置,分析了藻华细胞沉降到沉积物界面后在静态条件下对沉积物-水界面间营养盐动态变化的影响及驱动作用,以能够说明在此种极端条件下营养盐的动态变化及响应过程,能更好认识藻源性黑水团对水体生态系统产生的影响.

1 材料与方 法

1.1 实验材料

为了减少人为影响及外界对实验效果的干扰,并能更好地与实际情况符合,本实验中实验材料全部取自太湖. 沉积物样品采用大口径柱状重力采样器(Rigo Co. $\Phi 1100 \times 500$)于太湖鼋头渚附近样点($31^{\circ}31'33.9''N$, $120^{\circ}12'35.2''E$)采集若干扰动极小的柱状沉积物样,用橡胶塞将柱状样塞紧保存;湖水利用 25L 的塑料桶进行灌装;同时用浮游生物网现场捞取蓝藻细胞,装入小塑料桶中;同其他样品一同较少扰动下运回实验室.

1.2 实验及分析方法

把取回的沉积物柱状样用专用的切样装置小心地切掉底层沉积物,保留表层 20 cm 的沉积物于管中;然后把上覆水抽掉,过滤后再小心地加入,以防止扰动表层沉积物,上覆水的高度加注到 30 cm 止. 随后把沉积物间隙水抽滤装置(Rhizon, 荷兰)小心地插入每根管子中预留的小孔中,每相邻 2 个小孔的垂直间隔距离为 1 cm. 然后静置 2 h,以使保留在管子中的沉积物及上覆水达到一个动态平衡. 整个实验温度控制在 $25^{\circ}C \pm 1^{\circ}C$.

把取回来的藻液小心地装入离心杯中,然后在

1 500 r/min 下离心 5 min, 去掉湖水,取出经过离心的新鲜藻细胞装入 3 根沉积物柱状样中,每根柱子加藻量为 25.0 g;另取 3 根没有加藻的柱状沉积物设为对照组(见图 1). 在往水体中加入藻细胞前,水体中水-沉积物界面间的溶氧用溶氧微电极(PreSens, 德国)^[9]探针在沉积物表面 2 mm 处进行测定;同时在添加藻细胞于沉积物表面后用溶氧电极测定沉积物-水界面处的溶氧变化,直至溶氧为 0 时止.

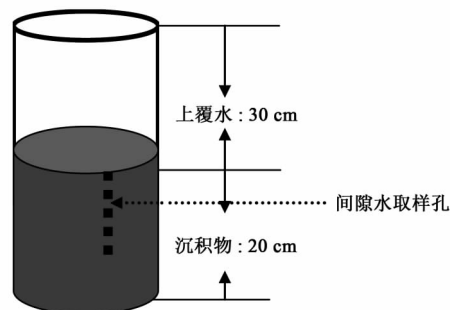


图 1 实验装置示意

Fig. 1 Experiment setup figures

在添加藻细胞开始后,每天定时用间隙水抽滤装置抽取分层间隙水(间隔距离为 1 cm),然后放入冰箱中保存,其中 0 ~ 1 cm 表示沉积物表面处的上覆水,1 ~ 9 cm 深度表示沉积物的深度. 根据上覆水中藻细胞的变化及水体发黑、发臭的程度确定实验进程. 实验结束后一并用注射式流动分光光度分析仪(Skalar-SA 3000 /5000, Netherlands)测定水体中的 PO_4^{3-} -P、 NH_4^+ -N 变化,数据分析及绘图采用 Excel 2003 和 Origin8.0 进行处理. 实验结果以其平均值来表示,实验误差控制在 10% 以内.

2 结果与分析

2.1 沉积物-水微界面处溶解氧(DO)含量的变化

沉积物表层在藻类静态覆盖作用下,自加入藻细胞后,水-沉积物界面间的溶氧从 5.0 mg/L 起快速下降,大约在 50 min 时达到 0 mg/L 水平. 在这一过程中,水-沉积物界面经历了一个从好氧-缺氧-厌氧的急剧转变过程,使沉积物表面进入厌氧、强还原环境. 在较高的温度作用下,各种生物及藻细胞的新陈代谢活动都大大增强,在水-沉积物界面处,沉积物中部分有机质的矿化分解也要消耗氧气,藻细胞的呼吸和新陈代谢及有机质的协同作用,使得水体中溶氧消耗大大加快(图 2). 而在对照组中,虽然受到水-沉积物中生物和有机质矿化的影响,微界面处

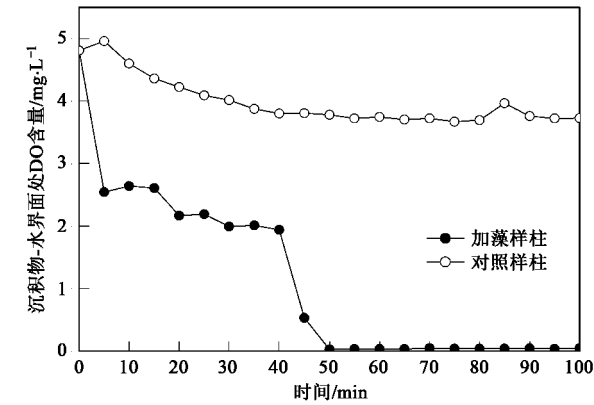


图 2 静态模拟实验中水-沉积物界面间溶氧含量变化
Fig.2 Changes of DO concentration in interface of water-sediment in still simulation experiments

溶解氧含量稍有下降,但其总的浓度变化趋势比较平稳,即使经过 12 h,溶氧的变化幅度也不大.这说明大量藻细胞堆积后对水体中的溶氧、特别是对含量较小的沉积物界面处的影响特别大,大量藻细胞是水-沉积物界面处溶氧快速消耗殆尽的最主要的驱动因素.如果溶氧缺少,水体和沉积物中将会发生

一系列的生物化学变化,水体环境也从氧化条件转变为还原环境.

2.2 沉积物-水界面处水溶性磷的变化

图 3、图 4 分别为加入藻细胞于沉积物表面 1 ~ 4 d 和 5 ~ 8 d 后,水-沉积物界面处的 PO_4^{3-} -P 含量的变化情况.在加入藻细胞 1 d 后, PO_4^{3-} -P 浓度变化不明显,在加藻实验样柱中 PO_4^{3-} -P 含量还稍微低于对照样柱中的含量;在实验进行到第 2 d 后,沉积物表层 PO_4^{3-} -P 含量开始明显升高,且要比对照样柱中的含量高 3 倍.

从实验的第 3 d 开始一直到实验结束,沉积物-水界面处的 PO_4^{3-} -P 含量呈持续增加的趋势,在实验进行到第 8 d 时,表层沉积物 0 ~ 1 cm 处的 PO_4^{3-} -P 含量达到 4.0 mg/L,为对照样中含量的 10 倍(对照样中 PO_4^{3-} -P 含量仅为 0.42 mg/L).同时,在表层 3 cm 以下的沉积物中的 PO_4^{3-} -P 含量变化表现为在实验第一阶段(加藻后 1 ~ 4 d)中含量较高(基本不低于 0.6 mg/L);到了实验的第二阶段(实验的 5 ~ 8 d),沉积物中 PO_4^{3-} -P 含量表现为含量降低,而表层 0 ~ 3 cm 的间隙水中含量大幅上升(图 4).

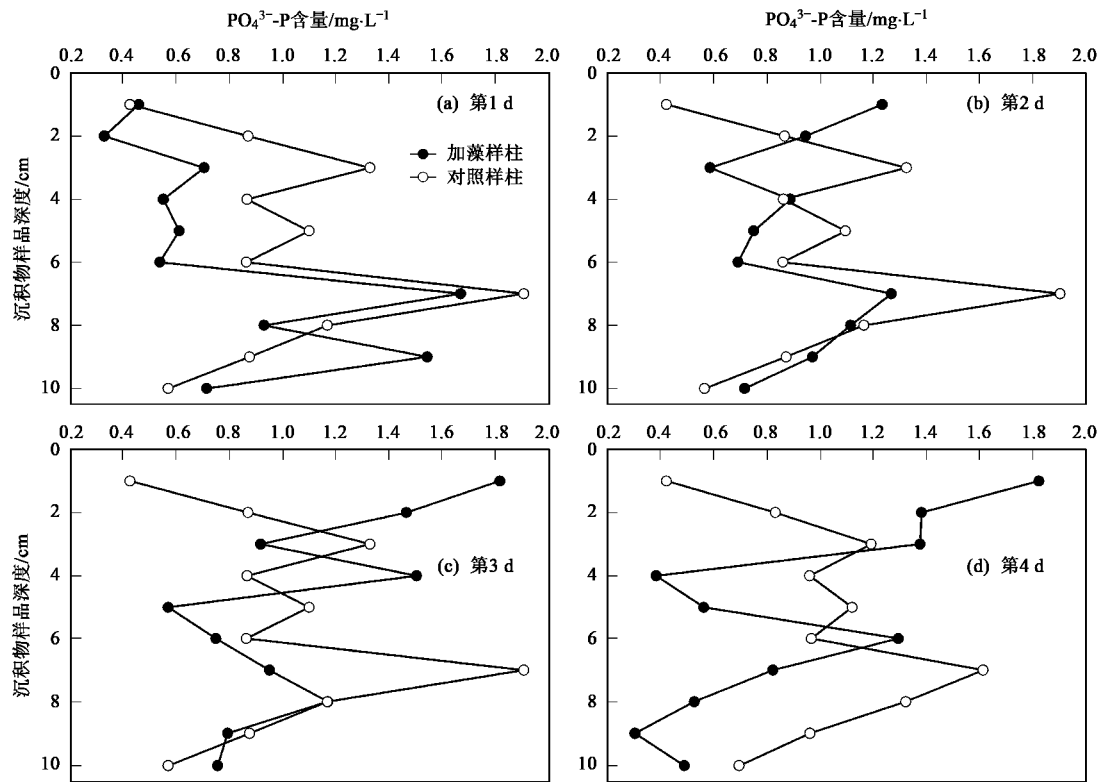


图 3 加入藻细胞后 1 ~ 4 d 内沉积物-水界面处 PO_4^{3-} -P 含量变化
Fig.3 Changes of PO_4^{3-} -P concentration in water-sediment interface during 1-4 days after loaded algae cells

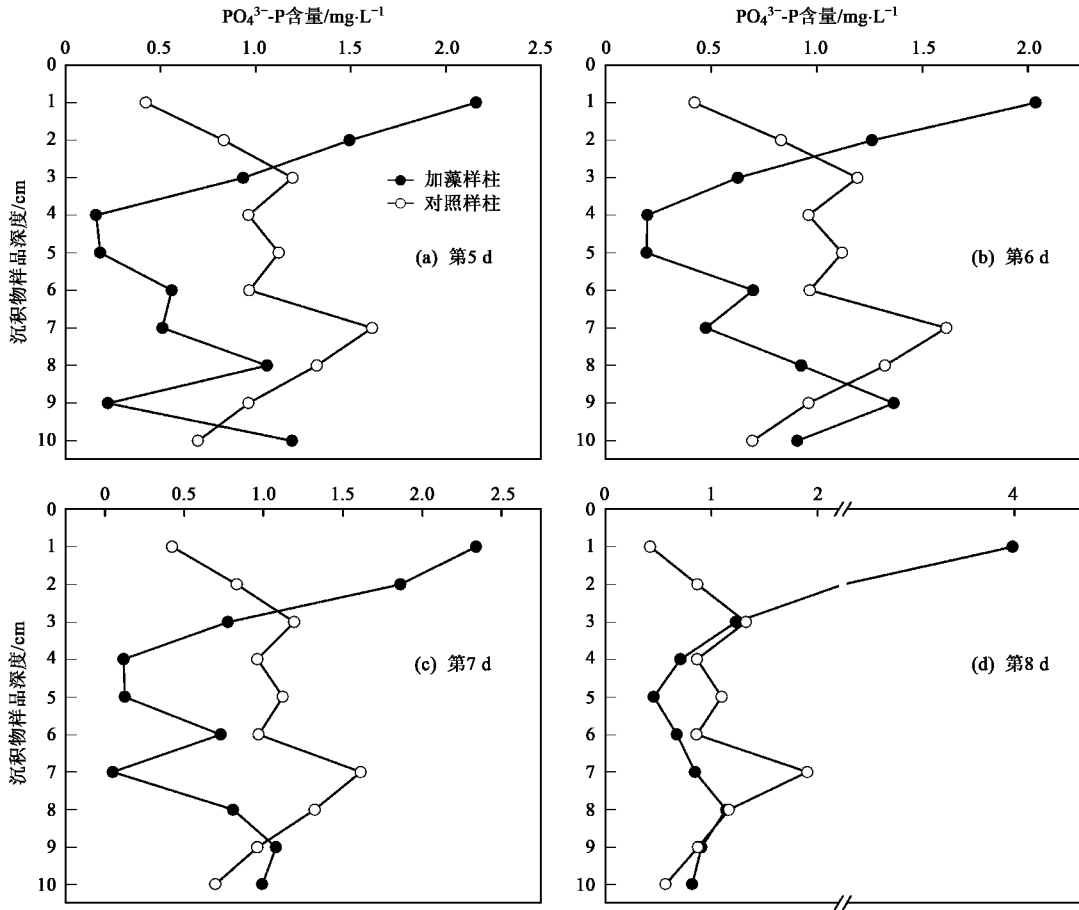


图 4 加入藻细胞后 5~8 d 内：物-水界面处 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 含量变化

Fig. 4 Changes of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ concentration in water-sediment interface during 5-8 days after loaded algae cells

据周易勇、谢丽强等^[10~13]在武汉东湖的研究表明,在藻类繁盛时,藻类不仅可以促进其他形态的磷向可溶性的反应性磷转化,而且可以促使沉积物中可溶态的磷向上覆水体中释放.藻细胞沉降到沉积物表面后,造成大量有机质积累,有机质的降解可以促使有机磷的降解释放;同时,受有机质降解消耗掉大量溶解氧,促使水体由好氧向厌氧转变的影响,使得沉积物的氧化还原电位降低,导致铁结合态磷(Fe-P)的还原释放^[14~17].根据范成新等^[18]研究表明,太湖中溶解性有机碳的含量变化较大,表明水体及沉积物中有机质发生着较为剧烈的降解作用. Fe-P是太湖沉积物中磷形态的主要组成部分^[19],夏季太湖有机质大量地积累和降解作用,可能会引起 Fe-P 的还原释放,从而对水体的营养状态起到较为重要的影响^[19].而本实验的结果表明,在藻细胞大量沉降、死亡、分解过程中会造成极度厌氧环境,使得沉积物中 Fe-P 开始出现还原反应而解析,使得沉积物间隙水中的 Fe^{2+} 含量大量增加^[3].

2.3 沉积物-水界面处 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量变化

黑水团发生过程中沉积物-水界面处 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量变化如图 5、图 6 所示.从中可见,同 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 含量变化不同的是, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在表层 0~1 cm 处的含量表现为在加藻实验进行的前 2 d 变化不明显,在实验进行到第 3 d 开始,表层沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量开始升高,且其升高的变化速度很快,实验的第 4 d 时其浓度已达 4.49 mg/L,比第 3 d 高出 3.2 mg/L;随后表现为一直持续增加的变化,到实验的第 8 d,表层 0~1 cm 处的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量达 39.45 mg/L,为对照样中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量的 241 倍.同表层沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 变化趋势不同的是,表层 0~3 cm 以下的沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 变化趋势则表现为实验前期高、后期低的特点,这可能是因为在实验初始阶段,底层沉积物中呈强还原环境,因此底层沉积物间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量较高,且在厌氧环境中,大量的氮通过氨的异化反应而形成 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 而向上覆水中扩散;而随着实验的进行,因受藻细胞沉

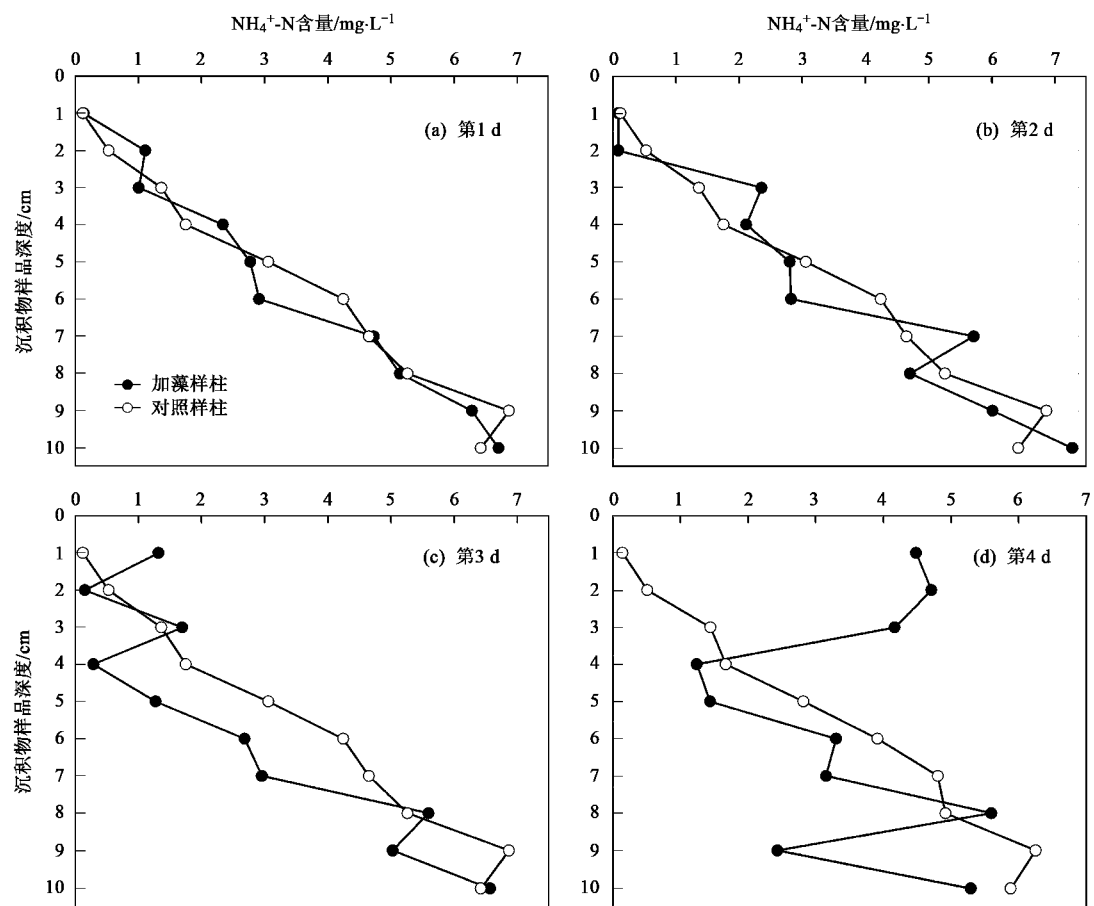


图5 加入藻细胞后1~4 d内沉积物-水界面处 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量变化

Fig.5 Changes of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration during 1-4 days after loaded algae cells

降、死亡、分解等有机质矿化过程等作用的影响,使得 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度上升较快^[20],表层沉积物间隙水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量开始上升,同时受到浓度梯度的影响,底层间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 开始向表层及上覆水中扩散,降低了底层 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的含量。

在沉积物-水界面处受沉积物的氧化还原电位值的影响^[21],底层间隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 有向上覆水释放的趋势.而沉积物中释放的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 主要受控于有机质的矿化分解,虽然是何种物质目前尚不清楚^[19].通过对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的产生速率的研究,Kamiyama^[22]发现到达沉积物底部有一半的有机氮会以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的形式释放出来,而沉积物中大量的无机氮(如 NO_3^- 、 NO_2^- 等)在沉积物中通过同化作用(硝化反应)、异化还原(反硝化作用)会转变为 NH_4^+ 形式,更容易释放出来;范成新等^[18]通过对太湖水体中的 NH_4^+ 的研究发现,水体中 NH_4^+ 和 CO_2 的变化表现出较好的一致性,而它们的这种一致性显示有机质矿化

分解可能发挥了重要作用;在厌氧环境下,沉积物环境有利于反硝化与异化硝酸盐还原生成氨的过程的进行^[23~25],而可能对硝化-反硝化的耦合作用起到抑制,使得在高温季节下,沉积物中 NO_3^- 、 NO_2^- 等浓度较低,而沉积物中 NH_4^+ 含量较高^[26]。

3 讨论

蓝藻水华对淡水水体、特别是对像太湖这样具有重要作用的水体的影响,已经引起了各地方政府、相关部门和研究者的极大注意,虽然采取了各种措施对其进行控制、治理、修复等,但仍不见有所减轻.而2008年5月在太湖竺山湖发生的藻源性黑水团事件,更是让人们们对蓝藻水华过度暴发而造成的水质污染倍加警惕.在2008年发生藻源性黑水团的太湖竺山湖湖区,通过对水体进行实时监测结果表明,该处水体处于劣V类,水体的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN、 BOD_5 、高锰酸盐指数、TP、COD等都严重超标(太湖流域管理局监测结果)^[27],表明因蓝藻细胞大量堆积死亡后

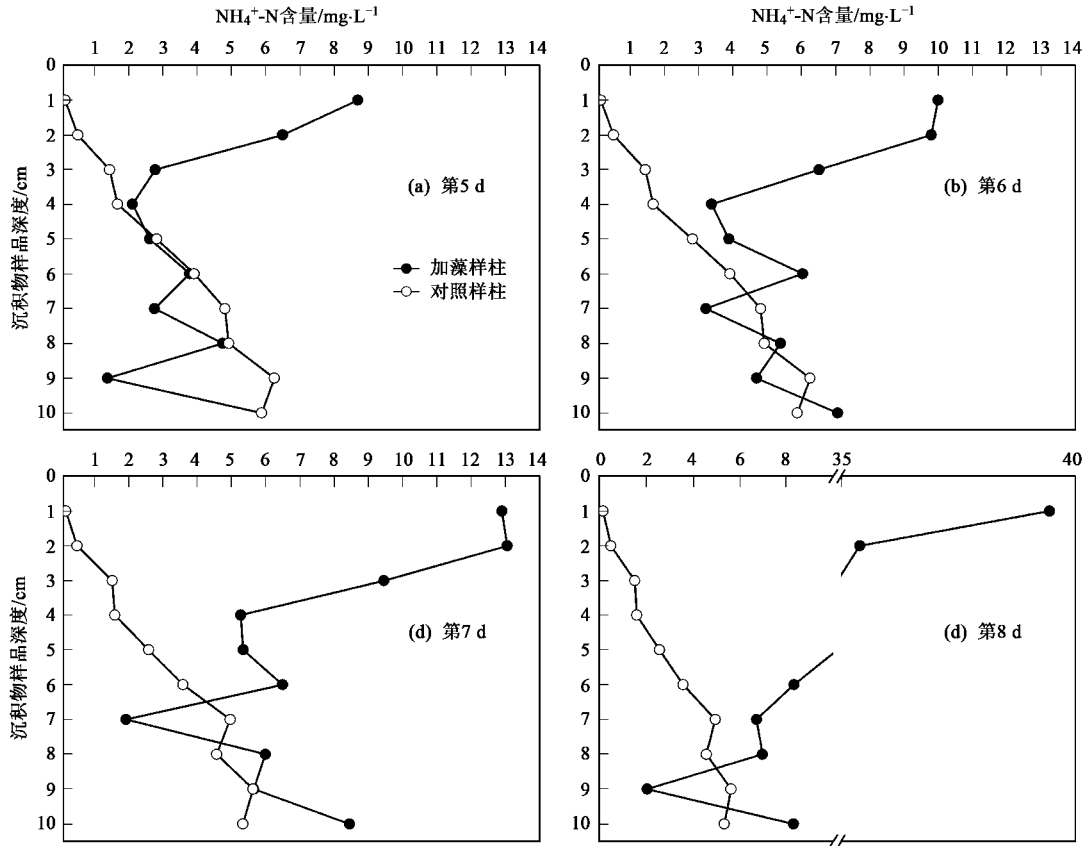


图6 加入藻细胞后5~8 d内：物-水界面处 NH_4^+ -N含量变化
Fig.6 Changes of NH_4^+ -N concentration during 5-8 days after loaded alage cells

而发生的藻源性黑水团现象,将会恶化水体的水质,从而使得蓝藻细胞对水体的污染产生了质的变化.大量蓝藻细胞聚集后,究竟是如何对水体及水-沉积物界面间氮磷变化产生驱动作用的,本研究对此进行了静态培养条件下的模拟实验.从实验开始直至结束,在水-沉积物界面间水溶性的氮磷营养盐受藻细胞死亡、腐烂造成的厌氧环境的驱动作用而持续地向上覆水体扩散,在藻细胞死亡后厌氧矿化的过程中,沉积物的氧化还原电位值表明沉积物环境处于强状态环境(图7),这种环境条件下沉积物中各种对环境条件比较敏感的元素(如Fe、Mn、S、P等)都会出现剧烈的生物地球化学反应^[3,28].这种厌氧、强还原环境不但造成水生生物的消亡^[29],而且会使得沉积物中的活性磷-铁结合态磷(Fe-P)在厌氧条件下解析后释放到上覆水体中^[3,30];同时,厌氧环境下藻细胞死亡沉降后所输入到水体中的大量有机质在较高温度和厌氧条件下的矿化分解,为水体中 NH_4^+ -N释放提供了基础^[27,31],沉积物表层上覆水体及沉积物中发生氮的厌氧氨化反应,使得各种形态氮多转化为 NH_4^+ -N形式并向上覆水体中扩散.氮磷

的形态转化及向上覆水体中的扩散,不但提高了上覆水体的营养盐含量,加重了水体的污染程度;而且因这种极端条件造成的水体中N、P含量增加,为蓝藻的再次暴发提供了物质基础^[6].

藻体大量死亡后形成的厌氧现象,也会对水体

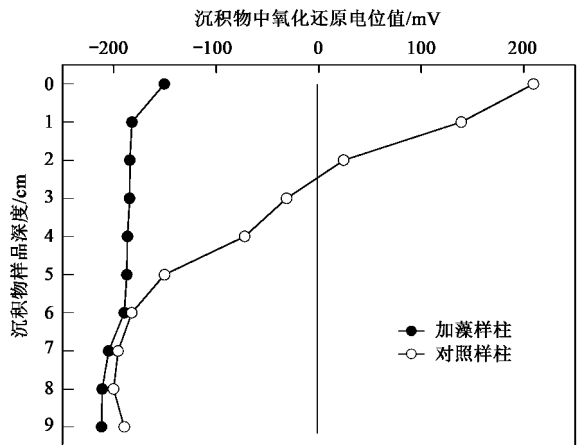


图7 物不同深度处氧化还原电位值
Fig.7 Redox potential in different sediment depth after loaded algae cells

和沉积物中生物造成极大的伤害,包括生物体的死亡和物种种群的变化,形成水生生物、特别是底栖生物生命消失的“死亡区”^[32]. 水生生物、特别是底栖动物,对沉积物和水体中污染物质的过滤、净化作用,以及通过打孔、搬运、扰动等过程影响水体和沉积物中氮磷的矿化进而对水体生态环境的质量产生影响^[33,34]. 在厌氧条件下,这些水生生物大量死亡或逃逸黑水团区,减少了以上相应过程,使得水体和沉积物中物质交换、水体流动及有机质矿化等过程都会受到影响,从而影响到黑水团区水体的再净化和生态系统的良好恢复.

4 结论

在静态模拟培养下,大量蓝藻细胞堆积后形成藻源性黑水团现象对水-沉积物微界面间水溶性 N、P 状态和行为的变化具有较强的促进作用. 受藻细胞腐烂、死亡而形成的厌氧环境的影响及藻细胞的厌氧矿化作用,使得大量的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 不断地从沉积物底层向表层及上覆水中扩散,到实验结束时,表层 0 ~ 1 cm 上覆水中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 含量分别为实验初始时的 438.33 倍和 8.77 倍;在实验后期仍持续向上覆水体中扩散无机态的营养盐. 藻细胞强烈的厌氧矿化作用,使水体中溶氧很快消耗完毕,水体发黑、发臭严重,水质恶化,将对水体及沉积物环境造成不可修复的破坏作用. 因此在实际的水体管理中,要通过遥感、气象预报等各种手段及早发现藻细胞运动趋势,并采取相应措施努力避免出现这种因藻细胞大量聚集、死亡造成的藻源性黑水团极端事件的发生.

参考文献:

[1] 张伟理, 武淑霞, 冀宏杰. 中国农业面源污染形势估计及控制对策 1: 21 世纪初期中国农业面源污染的形势估计 [J]. 中国农业科学, 2004, **37**: 1008-1017.

[2] Lucie G. Doing battle with the green monster of Taihu Lake [J]. Science, 2007, **317**: 1166.

[3] 刘国锋, 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] Kristensen E, Bodenbender J, Jensen M H, *et al.* Sulfur cycling of intertidal Wadden Sea sediments (Konigshafen, Island of Sylt, Germany): sulfate reduction and sulfur gas emission [J]. Journal of Sea Research, 2000, **43**: 93-104.

[5] 太湖流域水资源保护局. 太湖湖区“黑水团”成因及危害分析 [EB/OL]. 健康太湖, 2009, http://www.tha.gov.cn: 89/news/news_show.jsp? fileId = 196805.

[6] Rozan T F, Taillefert M, Trouwborst R E, *et al.* Iron-sulfur-

phosphorus cycling in the sediments of a shallow coastal bay: Implications for sediment nutrient release and benthic macroalgal blooms [J]. Limnology and Oceanography, 2002, **47**: 1346-1354.

[7] Timmons M, Price K S. The macroalgae and associated fauna of Rehoboth and Indian River Bays, Delaware [J]. Botanica Marina, 1996, **39**: 231-238.

[8] 中国科学院南京地理与湖泊研究所. 太湖梅梁湾 2007 年蓝藻水华形成及取水口污水团成因分析与应急措施建议 [J]. 湖泊科学, 2007, **19** (4): 357-358.

[9] 王建军, 沈吉, 张路, 等. 湖泊沉积物-水界面氧气交换速率的测定及影响因素 [J]. 湖泊科学, 2009, **21** (4): 474-482.

[10] Zhou Y, Zhou X Y. Seasonal variation in kinetic parameters of alkaline phosphatase activity in a shallow Chinese freshwater lake (Donghu Lake) [J]. Water Research, 1997, **31** (5): 1232-1235.

[11] Zhou Y, Li J Q, Zhang M. Temporal and spatial variations in kinetics of alkaline phosphates in sediments of a shallow Chinese eutrophic lake (Lake Donghu) [J]. Water Research, 2002, **36** (8): 2084-2090.

[12] Xie L, Xie P, Tang H J. Enhancement of dissolved phosphorus release from sediment to lake water by Microcystis blooms-an enclosure experiment in a hyper-eutrophic, subtropical Chinese lake [J]. Environmental Pollution, 2003, **122** (3): 391-399.

[13] Xie L, Xie P, Li S X, *et al.* The low TN: TP ratio, a cause or a result of Microcystis blooms? [J]. Water Research, 2003, **37** (9): 2073-2080.

[14] Davison W. Iron and manganese in lakes [J]. Earth Science Reviews, 1993, **34** (2): 119-163.

[15] Pettersson K. Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes [J]. Hydrobiologia, 1998, **373**: 21-25.

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

[17] Petticrew E L, Arocena J M. Evaluation of iron-phosphate as a source of internal lake phosphorus loadings [J]. Science of The Total Environment, 2001, **266** (1): 87-93.

[18] 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. 88-96.

[19] 李军, 刘丛强, 王仕禄. 太湖五里湖表层沉积物中不同形态磷的分布特征 [J]. 矿物学报, 2004, **24** (4): 405-410.

[20] Golterman H L. The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments [M]. USA: Kluwer Academic, 2004. 102-133.

[21] 刘国锋. 藻源性湖泛对太湖沉积物-水界面物质行为影响及预控研究 [D]. 南京: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 2009.

[22] Kamiyama K. Studies on the release of ammonium nitrogen from the bottom sediments in freshwater regions. IV. A model for ammonium nitrogen movement in the surface layer of sediments [J]. Japanese Journal of Limnology, 1978, **39**: 181-188.

[23] Bonin P. Anaerobic nitrate reduction to ammonium in two strains

- isolated from coastal marine sediment: A dissimilatory pathway [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1996, **19**: 27-38.
- [24] Seitzinger S P. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance [J]. *Limnology and Oceanography*, 1988, **33**: 702-724.
- [25] 钟继承. 湖泊底泥疏浚新生表层氮磷循环与内源控制[D]. 南京: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 2007.
- [26] 钟继承, 刘国锋, 范成新. 湖泊底泥疏浚环境效应: II. 内源氮释放控制作用[J]. *湖泊科学*, 2009, **21**(3): 335-344.
- [27] 太湖流域及东南诸河重点水功能区水资源质量状况通报(2008年5~9月)[EB/OL]. <http://www.tba.gov.cn/90/col/col644/index.html>.
- [28] Yamanaka M, Nakano T, Tasec N. Sulfate reduction and sulfide oxidation in anoxic confined aquifers in the northeastern Osaka Basin, Japan[J]. *Journal of Hydrology*, 2007, **335**: 55-67.
- [29] Chan F, Barth J A, Lubchenco J, *et al.* Emergence of Anoxia in the California Current Large Marine Ecosystem [J]. *Science*, 2008, **319**: 920.
- [30] 刘国锋, 何俊, 范成新, 等. 藻源性黑水团环境效应: 对水-沉积物界面处 Fe、Mn、S 循环影响[J]. *环境科学*, 2010, **31**(11): 2652-2660.
- [31] Christensen J P, Smethie W M, Devol A H, *et al.* Benthic nutrient regeneration and denitrification on the Washington continental shelf [J]. *Deep-Sea Research*, 1988, **34**: 1027-1047.
- [32] Vaquer-Sunyer R, Duarte C M. Thresholds of hypoxia for marine biodiversity [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, **105**(40): 15452-15457.
- [33] Hietanen S, Laine A O, Lukkari K. The complex effects of the invasive polychaetes *Marenzelleria* spp. on benthic nutrient dynamics [J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2007, **352**: 89-102.
- [34] 陈振楼, 刘杰, 许世远, 等. 大型底栖动物对长江口潮滩沉积物-水界面无机氮交换的影响[J]. *环境科学*, 2005, **26**(6): 43-50.