ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第7期

Vol.39 No.7

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社 出版

双奖期刊

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第 39 卷 第 7 期
2018 年 7 月 15 日

目 次

蓝藻水华及其降解对沉积物-水微界面的影响

王永平[1],谢瑞[1],晁建颖[2],姬昌辉[1],于剑[1]
(1. 南京水利科学研究院,水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 南京 210029; 2. 环境保护部南京环境科学研究所, 南京 210042)

摘要: 模拟研究了不同条件下,蓝藻水华及其降解过程对沉积物-水微界面的影响. 采用丙酮法测定水体中叶绿素质量浓度,溶解氧微电极测定界面溶解氧质量浓度,毫米级分层测定沉积物中营养盐与金属元素的垂直分布. 结果表明,蓝藻水华及其降解过程改变了界面附近溶解氧环境和表层约 3 mm 深沉积物中营养盐与金属元素的垂直分布. 扰动在蓝藻水华降解过程和 C、P 营养盐与 Fe、Ca、Mg、Al 和 K 等金属元素的早期成岩过程中起着重要作用. 遮光加速了蓝藻降解,并且削弱了扰动的影响. 无处理对照组沉积物表面出现了一层底栖藻,底栖藻的光合作用产生了氧气,造成表层 1 mm 沉积物中大部分营养盐与金属元素质量浓度和处理组间的显著性差异. 相关分析结果表明,沉积物中 P 的垂直分布与 Mn 显著相关,其次是 C. 高分辨率研究结果可见,蓝藻水华及其降解过程在毫米级厚度内即对沉积物-水界面产生了影响.

关键词:水华; 降解; 溶解氧; 营养盐; 金属元素
中图分类号: X524 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2018)07-3179-08 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201710029

Effects of Algal Blooms and Their Degradation on the Sediment-water Micro-interface

WANG Yong-ping[1], XIE Rui[1], CHAO Jian-ying[2], JI Chang-hui[1], YU Jian[1]
(1. State Key Laboratory of Hydrology-Water Resources and Hydraulic Engineering, Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing 210029, China; 2. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Nanjing 210042, China)

Abstract: Effects of algal blooms and their degradation on the sediment-water micro-interface under conditions of disturbance and darkness were investigated. The concentration of chlorophyll a in water was determined via the acetone method, profiles of oxygen near the interface were measured using a microelectrode, and profiles of nutrients and metals in sediments were measured at the millimeter level. The results showed that algal bloom degradation at the sediment-water micro-interface decreased the concentration of oxygen and affected nutrient and metal profiles, at depths over approximately 3 mm. Disturbance played an important role in algal bloom degradation and early diagenesis processes of nutrients, such as C and P, and metals, such as Fe, Ca, Mg, Al, and K. Darkness sped up algal bloom degradation and reduced the influence of disturbance. Under control conditions of no disturbance nor algae, and supplied with enough light, a layer of benthic algae appeared at the sediment surface, whose photosynthesis produced oxygen and greatly changed the microenvironment. This brought about significant differences in the concentrations of nearly all nutrients and metals in the surficial sediment compared with those of other treatments. Correlation analyses showed that the vertical variability of sediment P concentration was most strongly related to sediment Mn, followed by sediment C. The results of this high-resolution research showed that algal bloom degradation had an effect on the sediment-water micro-interface at the millimeter level.

Key words: algal blooms; degradation; oxygen profile; sediment nutrient profiles; sediment metal profiles

湖泊富营养化引起蓝藻水华暴发已成为普遍事件. 2007 年在无锡太湖发生的影响数百万人饮用水的“水危机”事件就是由蓝藻水华在自来水厂的堆积与降解引起的[1]. 关于蓝藻水华对水体以及沉积物影响的研究已有不少,有研究认为,蓝藻水华能显著改变水体中 pH 并刺激底泥中溶解性营养盐的释放[2,3]或通过改变水体的溶解氧环境造成沉积物-水界面氮磷和 Fe、Mn、S 循环的变化[4,5]. Boon 等[6]认为水华能沉降在水底,并在沉积物表层发生再矿化,同时影响沉积物表层细菌活性[7,8]. 前人对沉积物-水界面的研究大都集中在不同条件下营养盐通量[9~11],沉积物间隙水和上覆水中营养盐和金属元素的垂直分布[12~14]等方面.

针对沉积物-水界面的研究存在分辨率的问题. 在微电极,薄膜扩散梯度(diffusive gradients in thin films, DGT) 和薄膜扩散平衡 (diffusive equilibrium in thin films, DET)等技术发展以前,针对沉积物-水界面开展的研究大多采用传统的方法,精度较低. 微电极等现代技术发展以后,诸如 pH、CO_2、O_2 和

收稿日期: 2017-10-09; **修订日期**: 2018-01-17
基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07203-004); 国家自然科学基金青年科学基金项目(41301550, 41301556); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(Y516034)
作者简介: 王永平(1982~), 男, 博士, 高级工程师, 主要研究方向为水生态环境, E-mail: ypwang@nhri.cn

H_2S 等微电极大量被应用于在湖泊和海洋沉积物-水界面的实验室模拟和野外原位观测中[15~17]. 微电极优势在于能实现较高的空间分辨率和短时间内获得大量的数据[18]. DET 和 DGT 技术的发展使研究沉积物间隙水中金属元素的高分辨率(1 mm)的垂直分布成为可能[19,20]. 这些技术比沉积物分层离心法,甚至是比平衡式间隙水采样技术(pore water equilibrators, Peeper)都更为先进. 但是,这些技术主要针对间隙水,目前仍然缺乏有效的技术针对沉积物自身物质的质量浓度进行高分辨率的研究,因此关于蓝藻水华对沉积物自身的高分辨率的研究结果鲜见报道.

本研究模拟了不同条件下蓝藻水华的堆积和降解过程,应用溶氧微电极测定了水体与表层沉积物中的溶解氧含量. 同时对沉积物进行毫米级精确分层,分析了沉积物中多种营养盐和金属元素的垂直分布规律,目的在于从更高的精度研究不同条件下蓝藻水华及其降解对沉积物-水微界面的影响,从而提高对蓝藻水华暴发机制更精确的认识.

1 材料与方法

1.1 实验设计

本实验在中国科学院南京地理与湖泊研究所太湖站进行. 所用的沉积物,水和蓝藻均采自太湖梅梁湾. 使用彼得森抓泥器采集表层沉积物后,充分搅匀,放入 18 个 20 L(25 cm × 20 cm × 40 cm)的玻璃缸中,保持泥深约 20 cm. 然后在各缸中小心加入约 20 cm 深上覆水,静置数天后开始实验. 实验处理如表 1 所示,其中,"加藻(Z)"指在处理缸中加入 500 mL 洗净的蓝藻浆,"扰动(R)"指用气泵制造扰动,"遮光(B)"指用铝箔将整个缸包裹起来,保持黑暗环境. 同时设置空白对照(CK),每种处理设置 3 个重复.

表 1 实验设计

Table 1 Details of the experimental design

处理号	加藻	扰动	遮光
CK			
R		是	
Z	是		
Z + R	是	是	
Z + B	是		是
Z + R + B	是	是	是

1.2 水样采集与测定

在 15 d 的实验过程中,每 2 ~ 3 d 采集水样用于测定叶绿素含量. 叶绿素含量采用丙酮进行提取,分光光度法测定[21].

1.3 溶解氧的测定

实验进行到第 14 d 时,用溶氧微电极(PreSens,德国)对上覆水体和沉积物中溶解氧进行测定. 溶氧微电极的有效测定区小于 20 μm,涂有固态光敏荧光粉; 电极反应时间小于 1 s. 在 0 ~ 100 % 空气饱和度水体中,氧气质量浓度与光强呈线性关系. 每次使用前,采用饱和空气(100 % 氧气)与加入过量 Na_2SO_3 的纯净水(0 % 氧气)进行两点校准. 微电极安装在精度为 0.02 mm 的操作器上. 测定了界面以上 1 cm 和 1 mm 处上覆水,界面和界面以下 1 mm 沉积物中的溶解氧质量浓度.

1.4 沉积物采样与测定

玻璃缸中的水抽干后,沉积物自然风干. 将风干后的沉积物取出,避开孔洞,固定在切片机上,按 1 mm 厚度小心切取泥样,共切 10 层. 经玛瑙研钵研磨至过 100 目筛后,由元素分析仪(EA3000,意大利)测定沉积物中的 C 和 N 含量. 另外按流程经王水消解后,用 ICP-AES 测定其中的 Fe、Al、Ca、Mn、P、Mg、K 和 Na 等金属元素含量.

1.5 统计分析

数据差异显著性分析和相关系数计算由 SPSS (16.0 版)软件进行.

2 结果与分析

2.1 水体中叶绿素质量浓度变化

实验过程的 15 d 中水体内叶绿素质量浓度变化如图 1 所示. 由于藻浆的不断降解,加藻的各处理组中叶绿素质量浓度总体呈下降趋势. 遮光使 Z + B 和 Z + R + B 两种处理组水体中叶绿素质量浓度下

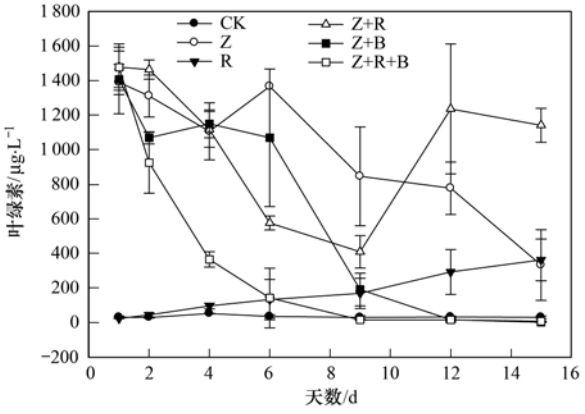


图 1 实验过程中各处理水体中叶绿素质量浓度变化

Fig. 1 Concentration of Chl-a for all treatments during the experiment

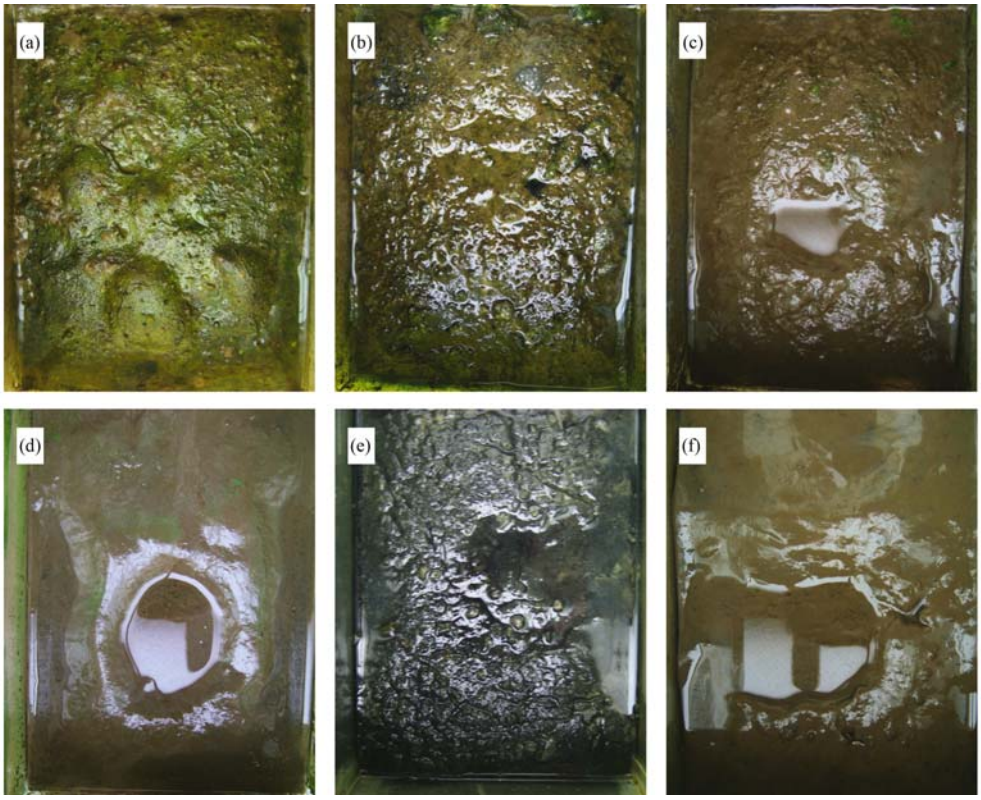
降速度更快，分别在第 9 和第 12 d 降至 0. Z + R 处理组的叶绿素质量浓度在第 9 d 达到低谷，随后又逐渐升高，可能是新一代蓝藻生长所致. R 处理组并未加入藻浆，但在整个实验过程中的叶绿素质量浓度逐渐升高，可能是由于扰动引起底泥悬浮，同时提供了原来在沉积物中的蓝藻开始生长和繁殖的条件，对照组叶绿素质量浓度始终保持在较低水平，主要是由于在充足阳光和无扰动的条件下，沉积物表面出现一层底栖藻类，从而抑制了浮游藻类的生长，并且保持水体清澈.

2.2　沉积物性状

图 2 是实验结束后各处理组沉积物的照片. 在对照组沉积物表面可以看到明显的底栖藻层，Z 处理组表面有蓝藻和底栖藻的混合物. R、Z + R 和 Z + R + B 这 3 个处理组的沉积物由于受扰动影响而呈新鲜的黄褐色. 只有 Z + B 处理组的沉积物呈黑色，可能受缺氧条件下蓝藻降解和某些金属离子被还原所致.

2.3　溶解氧的垂直分布

各处理组水体和沉积物中溶解氧的垂直分布如图 3 所示. 由于缺光和无扰动的条件加速了蓝藻降解，Z + B 处理组的沉积物-水界面环境完全缺氧. 而其余处理组界面以上 1 cm 上覆水中溶解氧质量浓度均为 8 mg·L^{-1}左右. Z + R + B 和 Z 处理组在界面以上 1 mm 处溶解氧质量浓度迅速降低，可能分别是由于缺光和缺乏扰动而导致氧气消耗速率增加. 但是，受底栖藻光合作用影响，对照组呈现出较高的溶解氧质量浓度，其结果与 Zhang 等[22]观察到的一致. 各处理组界面以下 1 mm 处沉积物中溶解氧都接近 0 mg·L^{-1}. 此处沉积物表层溶解氧层的厚度小于其他研究结果，可能是由于沉积物经充分混合，与野外条件存在差异所致.



(a) ~ (f) 分别代表对照、加藻、扰动、加藻 + 扰动、加藻 + 遮光、加藻 + 扰动 + 遮光处理

图 2　沉积物性状照片

Fig. 2　Sediments statuses for all treatments

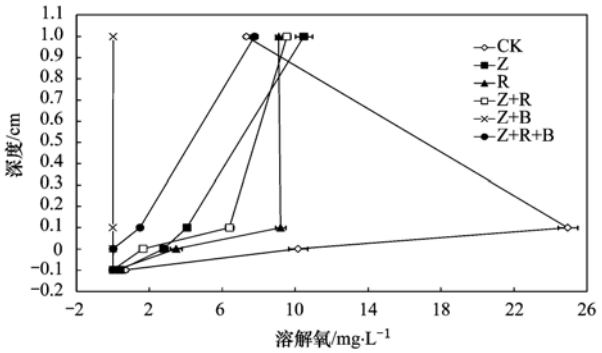


图 3　各处理组水体和沉积物中溶解氧质量浓度

Fig. 3　Vertical profiles of oxygen in the water and sediment for all treatments

2.4 营养盐的垂直分布

各处理组沉积物中 C、N 和 P 垂直分布如图 4 所示. 由于微生物能分解有机物从而向间隙水中释放 HPO_4^{2-} 和 NH_4^+[23],影响了沉积物中 P 和 N 的含量.

各处理组间 C 含量没有明显差异,但对照组和 Z 处理组表层 1 mm 沉积物内 C 含量(质量分数)比其它处理组都高. 各处理组的 N 含量(质量分数)垂直分布的总趋势是在界面以下 1 ~ 2 mm 处出现峰值,然后逐渐降低并保持在一个较低的水平上. 这有可能是实验过程中蓝藻降解释放出的 N 在沉积物表层富集.

P 的垂直分布趋势较为复杂. 大部分处理组的质量浓度峰值出现在界面以下 2 mm 处,然后逐渐降低至 5 mm 处. 说明虽然蓝藻降解释放出的 P 沉降到沉积物表面,但 P 的垂直分布可能主要受氧化还原边界层的影响而在边界层富集. Z + R + B 和 Z + R 处理组的沉积物 P 在界面以下 2 ~ 10 mm 段明显高于其它处理组,究其原因,可能是富集在表面的 P 受扰动的影响而呈现出类似侵蚀的效果.

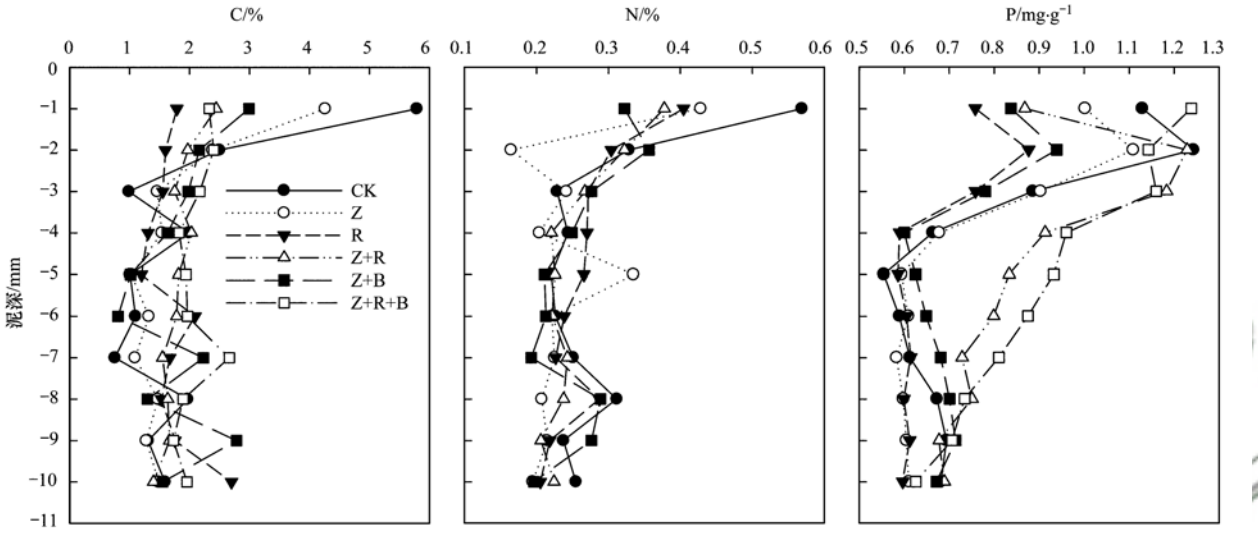


图 4 各处理组沉积物中营养盐垂直分布

Fig. 4 Vertical profiles of C, N and TP in the sediment for all treatments

表 2 是各处理组表层 1 mm 沉积物内营养盐含量的单因素方差分析结果. 受沉积物表面底栖藻的影响,对照组中 C 和 N 的含量显著高于其它处理组. Z 与 Z + R 处理组间 C 质量浓度的显著性差异和 Z + B 与 Z + R + B 处理间 P 质量浓度的显著性差异反映出扰动在其中的作用. 而遮光处理则造成了 Z 与 Z + B 处理间的 C 含量(质量分数)和 Z + R 与 Z + R + B 处理间 P 质量浓度的显著性差异.

表 2 各处理组表层 1 mm 沉积物中营养盐含量

Table 2 Nutrients in the surficial sediments for all treatments

处理号	C/%	N/%	P/mg·kg^{-1}
CK	6.762 ± 0.984^{a}	0.661 ± 0.090^{a}	1 074.47 ± 50.45^{bc}
Z	4.190 ± 0.208^{b}	0.435 ± 0.051^{b}	998.33 ± 8.14^{abc}
R	3.043 ± 1.194^{bc}	0.393 ± 0.051^{bc}	878.38 ± 112.11^{ab}
Z + R	2.662 ± 0.250^{c}	0.344 ± 0.053^{bc}	798.19 ± 110.93^{a}
Z + B	2.933 ± 0.049^{c}	0.349 ± 0.027^{bc}	834.09 ± 2.69^{a}
Z + R + B	2.497 ± 0.191^{c}	0.309 ± 0.018^{c}	1 144.31 ± 81.24^{c}

2.5 金属元素的垂直分布

各处理组沉积物中 Fe、Mn、Ca、Mg、Al、K 和 Na 等金属元素的垂直分布如图 5 所示. Fe 的峰值与 P 类似,也受氧化还原边界层影响而出现在界面以下 2 mm 处[24]. 而由于扰动改变了溶解氧环境,R、Z + R 和 Z + R + B 处理中 Mn 含量也在界面以下 2 mm 氧化还原边界层处达到峰值. 在其它处理组中, Mn 在表层富集,然后逐渐降低至 4 mm 处趋于稳定.

Al、K 和 Na 元素的趋势类似,都是在表层含量最低而后逐渐升高,说明表层沉积物中的元素在有机物降解过程中受早期成岩作用影响而逐渐溶解. Ca 元素在表层富集,然后迅速降低. K 元素在表层富集的垂直分布趋势和对照组与 Z 处理组中 C 含量垂直分布类似,而在其它处理组中随深度变化没有明显差异.

表 3 是各处理组表层 1 mm 沉积物内金属元素含量的单因素方差分析结果. 由于受沉积物表层底栖藻的影响,对照组和 Z 处理组的表层沉积物中 Fe、Ca、Mg、Al、K 和 Na 等金属元素含量与

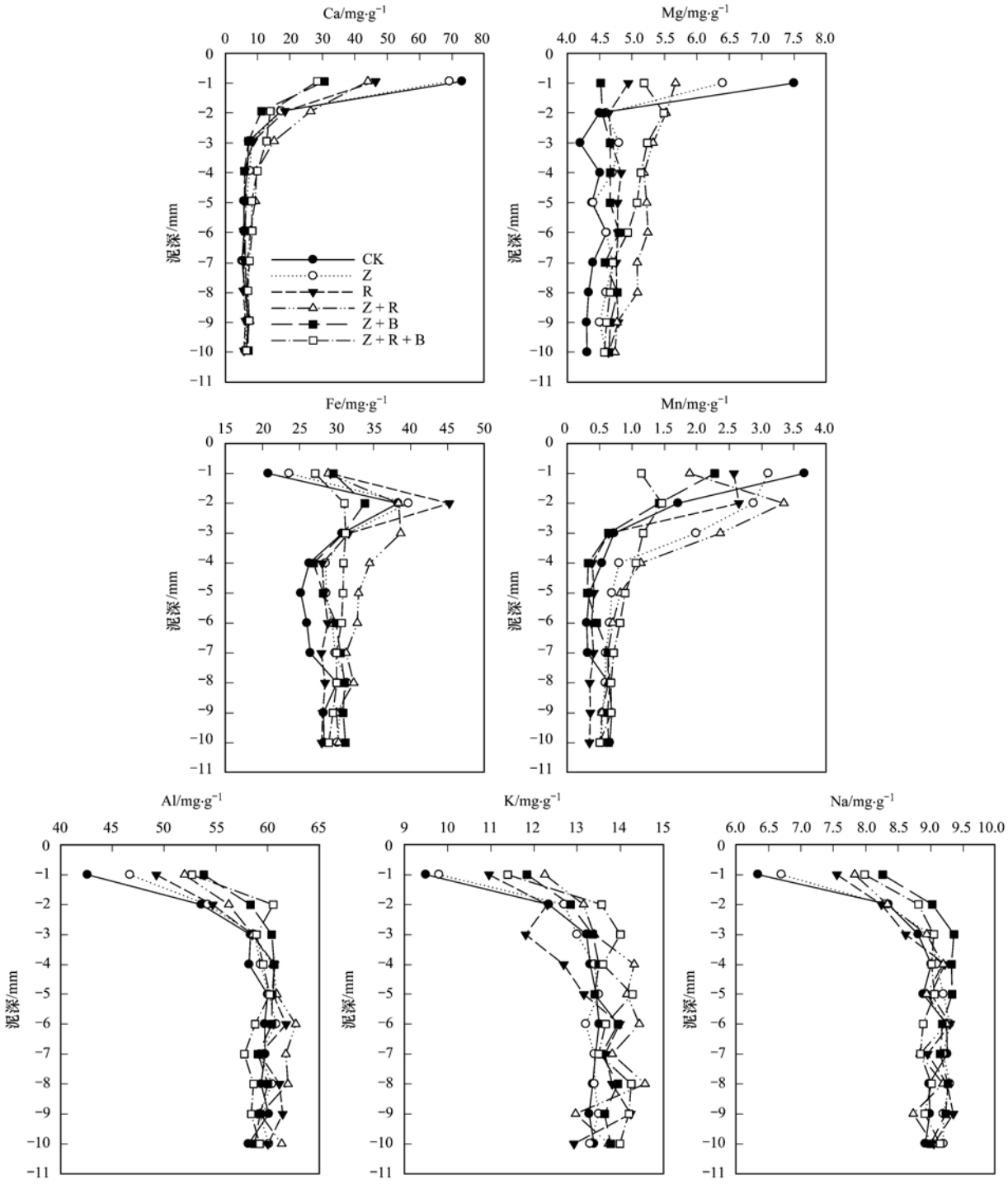


图 5　各处理沉积物中金属元素的垂直分布

Fig. 5　Vertical profiles of metals in the sediments for all treatments

其它处理组都有显著差异. 底栖藻的新陈代谢产生的氧气改变了界面的微环境,同时其体内的叶绿体也利用 Ca 和 Mg 元素和营养盐含量的垂直分布结果一致,扰动和遮光处理在金属元素的垂直分布中也具有明显的作用,如 Z 和 Z + R 处理间的 Mn、Ca、Al 和 K 元素含量的显著性差异, Z 和 Z + B 处理间的 Fe、Ca、Mg、Al 和 K 元素含量显著性差异. 但是,扰动的作用在遮光处理组中并不显著.

3　讨论

3.1　蓝藻水华及其降解的影响深度

很多野外和实验室研究结果指出浮游藻类能沉降在沉积物表面并发生矿化[5~7]. 并且,大量有机物

质的成岩作用仅能发生在表层几毫米沉积物中[25~26]. 本研究中,溶解氧的垂直分布结果显示氧气侵蚀深度仅为 1 mm 左右. 而大部分沉积物中营养盐和金属元素的垂直分布结果表明其峰值或转折点出现在界面以下 2 ~3 mm 处. 这些结果说明蓝藻水华及其降解影响深度大概在 3 mm 以内.

表 3 各处理组表层 1 mm 沉积物中金属元素含量

Table 3 Metals in the surficial sediments for all treatments

处理号	Fe/mg·g^{-1}	Mn/mg·g^{-1}	Ca/mg·g^{-1}	Mg/mg·g^{-1}	Al/mg·g^{-1}	K/mg·g^{-1}	Na/mg·g^{-1}
CK	22.5 ±1.7^{a}	3 550.5 ±104.4^{d}	72.7 ±1.2^{c}	8.0 ±0.5^{c}	42.5 ±0.3^{a}	9.9 ±0.4^{ab}	6.3 ±0.1^{a}
Z	24.5 ±0.9^{ab}	3 034.3 ±62.1^{cd}	65.4 ±4.6^{c}	6.2 ±0.3^{b}	45.9 ±2.1^{ab}	9.8 ±0.4^{a}	6.9 ±0.6^{ab}
R	32.3 ±3.4^{c}	3 168.8 ±572.1^{cd}	46.6 ±8.1^{b}	5.3 ±0.5^{ab}	49.8 ±1.1^{bc}	11.4 ±0.4^{bc}	7.9 ±0.4^{bc}
Z + R	29.5 ±2.0^{bc}	1 711.5 ±537.1^{ab}	37.4 ±7.1^{ab}	5.5 ±0.2^{ab}	54.0 ±1.9^{d}	12.9 ±0.4^{c}	8.3 ±0.4^{c}
Z + B	30.6 ±1.3^{c}	2 314.2 ±39.0^{bc}	31.2 ±0.3^{a}	4.8 ±0.3^{a}	54.1 ±0.5^{d}	12.6 ±0.4^{c}	8.3 ±0.0^{c}
Z + R + B	27.8 ±0.6^{bc}	1 112.2 ±80.4^{a}	25.2 ±3.7^{a}	5.1 ±0.1^{a}	53.4 ±1.8^{cd}	11.9 ±0.4^{c}	8.5 ±0.5^{c}

在关于早期成岩和元素的迁移过程的研究中,DGT 和 DET 技术常用来获得高分辨率的间隙水中元素垂直分布结果,结果表明沉积物中金属元素迁移通量存在明显的梯度[27~29]. 这些研究结果中的影响深度都超过了本研究. 但是,以前很多针对营养盐和金属元素在沉积物中垂直分布的研究中,沉积物的分层厚度是 0.5 cm、1 cm 或者更厚[12~14]. 而较厚的沉积物分层很有可能错过一些更为精细的过程. 同时,间隙水与沉积物性质的不同也有可能引起早期成岩作用与元素迁移过程研究结论的差异. 另外,由于本研究是采集沉积物混匀静置后进行的,这可能是结果中氧气侵蚀深度较浅的原因. 但是总体而言,本研究结果发现蓝藻水华及其降解对表层的初步影响深度是毫米级的.

3.2 沉积物中 P 垂直分布的决定因素

沉积物中 P 含量的决定因素很复杂,主要包括有机物和 Fe 等[30]. Trolle 等[31]在太湖的研究中也发现沉积物中 P 和有机物显著相关. 本研究结果中营养盐和金属元素间垂直分布的相关分析结果表明, P 和 Mn 显著相关(r = 0.738),甚至强于 P 与 C (r = 0.520)和 P 与 Fe(r = 0.428)的相关性(表 4). 反映出沉积物中 P 的早期成岩作用跟锰化合物的关系比跟 Fe 和有机物更紧密. 历时两周的实验中,溶解氧垂直分布结果显示氧气在沉积物中仅能侵蚀 1mm 左右. Fe 和 Mn 都是氧化还原敏感性元素,在氧气充足的环境中形成稳定氧化物,而在缺氧条件下能从沉积物中释放出来再在新的富氧环境中重新沉淀. 但是, Mn 的移动性和氧化能力都强于 Fe[32]. 同时, Jensen 等[33]对欧洲众多湖泊的调查结果表明,沉积物的 Fe/P 控制着沉积物磷的迁移能力,比值越高沉积物中磷的稳定性越好. 本研究结果可知,沉积物中 Fe/P 较低,可见 Fe 对 P 的束缚较弱. 这些应该是本研究中沉积物中 P 垂直分布的主要决定因素是 Mn 而非 Fe 的原因.

表 4 营养盐和金属元素间垂直分布的相关分析[1] (n = 60)

Table 4 Correlation matrix between C, N, P, Fe, Mn, Ca, Mg, Al, K, and Na for the vertical profiles of all treatments (n = 60)

	C	N	P	Fe	Mn	Ca	Mg	Al	K	Na
C	1	0.701 **	0.520 **	−0.172	0.622 **	0.763 **	0.729 **	−0.731 **	−0.619 **	−0.739 **
N		1	0.463 **	−0.191	0.665 **	0.820 **	0.687 **	−0.744 **	−0.649 **	−0.750 **
P			1	0.428 **	0.738 **	0.517 **	0.526 **	−0.522 **	−0.369 **	−0.548 **
Fe				1	0.328 **	−0.183	−0.190	0.112	0.205	0.103
Mn					1	0.809 **	0.605 **	−0.801 **	−0.674 **	−0.808 **
Ca						1	0.775 **	−0.932 **	−0.848 **	−0.950 **
Mg							1	−0.595 **	−0.495 **	−0.700 **
Al								1	0.889 **	0.950 **
K									1	0.874 **
Na										1

1) * * 表示在 0.01 水平上显著相关

3.3 扰动处理的影响

前人研究表明扰动能引起表层沉积物的悬浮并相应地改变环境[34,35]. 本研究从现象层面上看,扰动引起了 R 处理组和 Z + R 处理组后期的蓝藻的繁殖与生长,而没有扰动引起了对照组中沉积物表面变微环境显著改变,并直接导致了底栖藻的出现.

从分析结果看，表 2 和 3 显示了扰动处理组引起了表层沉积物中 Mn 和 P 等元素含量与其它处理组产生显著性差异，反映出扰动影响了元素的早期成岩过程.

统计数据表明，太湖在 2001 全年中有 238 d 的风速超过了 6.5 $m \cdot s^{-1}$[36]，意味着一年中有 2/3 的时间存在较强的风浪扰动. 从而一方面造成沉积物的悬浮，给蓝藻的繁殖和生长提供了营养，另一方面抑制了沉积物表层底栖藻的出现，这也从一定程度上解释了太湖中蓝藻水华严重的原因.

4　结论

本研究揭示了蓝藻水华及其降解对沉积物-水微界面的影响主要体现在改变界面附近溶解氧环境和表层约 3 mm 沉积物中营养盐与金属元素的垂直分布. 不同处理的效应差异显著：扰动处理在藻降解过程和 C、P、Fe、Ca、Mg、Al 与 K 等营养盐与金属元素的早期成岩过程中起重要作用. 遮光处理能加速蓝藻降解，影响多种金属元素的早期成岩过程，并削弱扰动的影响. 另外，决定沉积物 P 含量垂直分布的因素主要是 Mn，其次是 C.

参考文献：

[1] 秦伯强，王小冬，汤祥明，等. 太湖富营养化与蓝藻水华引起的饮用水危机——原因与对策[J]. 地球科学进展，2007，**22**(9)：896-906.
Qin B Q，Wang X D，Tang X M，*et al*. Drinking water crisis caused by eutrophication and cyanobacterial bloom in Lake Taihu：cause and measurement[J]. Advances in Earth Science，2007，**22**(9)：896-906.

[2] Xie L Q，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.

[3] Denis L，Grenz C，Alliot é，*et al*. Temporal variability in dissolved inorganic nitrogen fluxes at the sediment-water interface and related annual budget on a continental shelf (NW Mediterranean)[J]. Oceanologica Acta，2001，**24**(1)：85-97.

[4] 刘国锋，申秋实，张雷，等. 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[J]. 环境科学，2010，**31**(12)：2917-2924.
Liu G F，Shen Q S，Zhang L，*et al*. Environment effects of algae-caused black spots：driving effects on the N，P changes in the water-sediment interface[J]. Environmental Science，2010，**31**(12)：2917-2924.

[5] 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.
Liu G F，He J，Fan C X，*et al*. Environment effects of algae-caused black spots：impacts on Fe-Mn-S cycles in water-sediment interface[J]. Environmental Science，2010，**31**(11)：2652-2660.

[6] Boon A R，Duineveld G C A，Berghuis E M，*et al*. Relationships between benthic activity and the annual phytopigment cycle in near-bottom water and sediments in the Southern North Sea[J]. Estuarine，Coastal and Shelf Science，1998，**46**(1)：1-13.

[7] Grenz C，Cloern J E，Hager S W，*et al*. Dynamics of nutrient cycling and related benthic nutrient and oxygen fluxes during a spring phytoplankton bloom in South San Francisco Bay (USA)[J]. Marine Ecology Progress Series，2000，**197**：67-80.

[8] Koho K A，Langezaal A M，Van Lith Y A，*et al*. The influence of a simulated diatom bloom on deep-sea benthic foraminifera and the activity of bacteria：a mesocosm study[J]. Deep Sea Research Part Ⅰ：Oceanographic Research Papers，2008，**55**(5)：696-719.

[9] Havens K E，Schelske C L. The importance of considering biological processes when setting total maximum daily loads (TMDL) for phosphorus in shallow lakes and reservoirs[J]. Environmental Pollution，2001，**113**(1)：1-9.

[10] 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**(1-3)：87-93.

[11] Kisand A，Nõges P. Sediment phosphorus release in phytoplankton dominated *versus* macrophyte dominated shallow lakes：importance of oxygen conditions[J]. Hydrobiologia，2003，**506-509**(1-3)：129-133.

[12] Søndergaard M，Windolf J，Jeppesen E. Phosphorus fractions and profiles in the sediment of shallow Danish lakes as related to phosphorus load，sediment composition and lake chemistry[J]. Water Research，1996，**30**(4)：992-1002.

[13] Wu J L，Huang C M，Zeng H A，*et al*. Sedimentary evidence for recent eutrophication in the northern basin of Lake Taihu，China：human impacts on a large shallow lake[J]. Journal of Paleolimnology，2007，**38**(1)：13-23.

[14] Konrad J G，Keeney D R，Chesters G，*et al*. Nitrogen and carbon distribution in sediment cores of selected Wisconsin Lakes[J]. Journal (Water Pollution Control Federation)，1970，**42**(12)：2094-2101.

[15] Gundersen J K，Jørgensen B B. Microstructure of diffusive boundary layers and the oxygen uptake of the sea floor[J]. Nature，1990，**345**(6276)：604-607.

[16] Cai W J，Reimers C E. The development of pH and pCO_2 microelectrodes for studying the carbonate chemistry of pore waters near the sediment-water interface[J]. Limnology and Oceanography，1993，**38**(8)：1762-1773.

[17] Cai W J，Reimers C E，Shaw T. Microelectrode studies of organic carbon degradation and calcite dissolution at a California Continental rise site[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta，1995，**59**(3)：497-511.

[18] Taillefert M，Luther III G W，Nuzzio D B. The application of electrochemical tools for in situ measurements in aquatic systems[J]. Electroanalysis，2015，**12**(6)：401-412.

[19] Davison W，Zhang H. *In situ* speciation measurements of trace components in natural waters using thin-film gels[J]. Nature，1994，**367**(6463)：546-548.

[20] Davison W，Grime G W，Morgan J A W，*et al*. Distribution of

dissolved iron in sediment pore waters at submillimetre resolution [J]. Nature, 1991, **352**(6333): 323-325.

[21] 陈宇炜, 陈开宁, 胡耀辉. 浮游植物叶绿素 a 测定的"热乙醇法"及其测定误差的探讨[J]. 湖泊科学, 2006, **18**(5): 550-552.
Chen Y W, Chen K N, Hu Y H. Discussion on possible error for phytoplankton chlorophyll-a concentration analysis using hot-ethanol extraction method[J]. Journal of Lake Sciences, 2006, **18**(5): 550-552.

[22] Zhang X F, Liu Z W, Gulati R D, *et al*. The effect of benthic algae on phosphorus exchange between sediment and overlying water in shallow lakes: a microcosm study using ^{32}P as a tracer [J]. Hydrobiologia, 2013, **710**(1): 109-116.

[23] Lazzaretti M A, Hanselmann K W, Brandl H, *et al*. The role of sediments in the phosphorus cycle in Lake Lugano. Ⅱ. Seasonal and spatial variability of microbiological processes at the sediment-water interface[J]. Aquatic Sciences, 1992, **54**(3-4): 285-299.

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

[25] Paerl H W, Pinckney J L. A mini-review of microbial consortia: their roles in aquatic production and biogeochemical cycling[J]. Microbial Ecology, 1996, **31**(3): 225-247.

[26] Tankéré S P C, Bourne D G, Muller F L L, *et al*. Microenvironments and microbial community structure in sediments[J]. Environmental Microbiology, 2002, **4**(2): 97-105.

[27] Zhang H, Davison W, Miller S, *et al*. In situ high resolution measurements of fluxes of Ni, Cu, Fe, and Mn and concentrations of Zn and Cd in porewaters by DGT[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1995, **59**(20): 4181-4192.

[28] Fones G R, Davison W, Hamilton-Taylor J. The fine scale remobilization of metals in the surface sediment of the North-East Atlantic[J]. Continental Shelf Research, 2004, **24**(13-14): 1485-1504.

[29] Tankere-Muller S, Zhang H, Davison W, *et al*. Fine scale remobilisation of Fe, Mn, Co, Ni, Cu and Cd in contaminated marine sediment[J]. Marine Chemistry, 2007, **106**(1-2): 192-207.

[30] Qin B Q, Zhu G W. The nutrient forms, cycling and exchange flux in the sediment and overlying water system in lakes from the middle and lower reaches of Yangtze River[J]. Science in China: Series D Earth Sciences, 2006, **49**(S1): 1-13.

[31] Trolle D, Zhu G W, Hamilton D, *et al*. The influence of water quality and sediment geochemistry on the horizontal and vertical distribution of phosphorus and nitrogen in sediments of a large, shallow lake[J]. Hydrobiologia, 2009, **627**(1): 31-44.

[32] Burdige D J. The biogeochemistry of manganese and iron reduction in marine sediments[J]. Earth-Science Reviews, 1993, **35**(3): 249-284.

[33] Jensen H S, Andersen F O. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes[J]. Limnology and Oceanography, 1992, **37**(3): 577-589.

[34] Hawley N, Lesht B M. Sediment resuspension in Lake St. Clair [J]. Limnology and Oceanography, 1992, **37**(8): 1720-1737.

[35] Søndergaard M, Kristensen P, Jeppesen E. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arresø, Denmark[J]. Hydrobiologia, 1992, **228**(1): 91-99.

[36] 朱广伟, 秦伯强, 张路, 等. 太湖底泥悬浮中营养盐释放的波浪水槽试验[J]. 湖泊科学, 2005, **17**(1): 61-68.
Zhu G W, Qin B Q, Zhang L, *et al*. Wave effects on nutrient release of sediments from lake Taihu by flume experiments[J]. Journal of Lake Sciences, 2005, **17**(1): 61-68.

HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 39 No. 7

Jul. 15, 2018

CONTENTS