J. Lake Sci.(湖泊科学),2015,**27**(4):575-582
DOI 10.18307/2015.0403
© 2015 by *Journal of Lake Sciences*

底泥和藻体对太湖湖泛的诱发及水体致黑物的供应潜力*

蔡　萍[1],吴雨琛[1],刘　新[1],尹洪斌[2**]
(1:南京林业大学,南京 210037)
(2:中国科学院南京地理与湖泊研究所,南京 210008)

摘　要:为确定底泥和藻体在太湖湖泛形成过程中对致黑物形成的贡献,采用室内模拟系统,研究底泥、蓝藻以及底泥+蓝藻3种处理,模拟湖水在不同厌氧程度下湖泛特征参数(黑度、铁及硫形态)的变化,分析不同处理以及受不同聚藻程度影响区(八房港、焦山)底泥对湖泛的诱发作用及致黑物供给潜力.结果表明,各处理组诱发太湖湖泛发生的难易顺序为:底泥+蓝藻处理组>底泥处理组>蓝藻处理组.底泥+蓝藻处理组中Fe^{2+}浓度为蓝藻处理组的11~94倍,其平均浓度为后者的33倍,而底泥+蓝藻处理组中还原性硫浓度为其他处理组的2~56倍.研究还发现,聚藻区底泥较非聚藻区更易发生湖泛,这是由于聚藻区底泥富集了更高浓度的铁、硫等还原性物质,但厌氧处理与非厌氧处理在诱发湖泛发生的风险差异不明显.以上结果证实,厌氧环境下低价铁硫供应潜力的差异是决定湖泛发生的主要物质来源,加强对聚藻区底泥及蓝藻的控制是有效防控太湖湖泛发生的主要措施之一.
关键词:湖泛;诱发;硫化亚铁;底泥;藻体;太湖

The contribution of sediment and algal to the formation of black bloom and their potential to supply the black substance in waters in Lake Taihu

CAI Ping[1], WU Yuchen[1], LIU Xin[1] & YIN Hongbin[2]
(1: *Nanjing Forestry University*, *Nanjing* 210037, *P. R. China*)
(2: *Nanjing Institute of Geography and Limnology*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 210008, *P. R. China*)

Abstract: A laboratory simulation system was established to identify the contribution of algal and sediment (specially the treatments including algal, algal + sediment and sediment only) to the formation of black bloom in Lake Taihu. Blackness, iron and sulfur fractions were analyzed under varied anaerobic condition and the contribution and potential of sediment from different algal-loaded area to induce the black bloom were deduced. The results indicated the treatments have a descending order in the contribution to the formation of black bloom as: algal treatment < sediment treatment < algal + sediment treatment. Ferrous iron in the algal + sediment treatment was 11 to 94 fold (average 33 fold) as that of algal treatment. The concentration of reduced sulfide in the algal + sediment treatment was 2 to 56 fold as that of other treatments. The results also indicated that sediment in the algal-loaded area has greater potential to induce the black bloom than sediment in the non algal-loaded area. Whereas, little difference was observed in the formation of black bloom between anaerobic and non treatment. All the results indicated that the potential to supply the low valence state of iron and sulfide in anaerobic condition has a decisive effect on the formation of black bloom in Lake Taihu. Therefore, it is necessary to enhance the control on algal density in the algal-loaded area.
Keywords: Black bloom; induce; ferrous iron and sulfide; sediment; algal; Lake Taihu

湖泛又称黑水团,是近年来在我国东部浅水湖泊发生的一种突发性水污染事件.通常,人们认为湖泛是由于蓝藻高密度聚集、腐烂,在水动力的作用下发生的水体发黑、发臭现象.据统计,2007年无锡南泉水源地附近水域大规模暴发蓝藻水华,发生面积为4 km^2的湖泛,2010年太湖西岸及北部湾水域出现4次湖泛,其中

* 国家自然科学基金项目(41371479)和江苏省太湖水污染治理专项(TH2013214)联合资助.2014-11-28收稿;2015-01-08收修改稿.蔡萍(1991~),女,硕士研究生;E-mail:18362958162@163.com.
** 通信作者;E-mail:hbyin@niglas.ac.cn.

7 月 23 日太湖西岸湖泛面积近 6 km^2,到 2012 年太湖西岸及北部湾水域发生 10 次小湖泛,湖泛水体相对于周围未发生湖泛的水体含有较高浓度的可溶性有机物和较低的散射系数[1],这种缺氧/厌氧体系稳定存在的时间愈长,给湖泊生态系统造成的危害和影响就越强烈[2]. 然而,对于湖泛的发生机制却仍未十分了解.

湖泛发生过程中,伴随着明显的"黑臭现象". 所谓"黑"是指由于缺氧条件下产生的铁硫化合物以及含硫有机质颗粒,相关研究已表明,硫化亚铁(FeS)是湖泛过程中主要的致黑因子[3-6],湖泛体系低 pH、低氧化还原电位(Eh)环境为还原性 Fe 系及 S 系物质的稳定存在提供了保证;而"臭"是指水体中挥发性硫化物(包括二甲基一硫、二甲基二硫、二甲基三硫及甲硫醇等)、醛类和醇类等物质. 刘成等[7]研究指出蓝藻的分解会产生高浓度的挥发性有机硫化物. 刘国锋等研究认为湖泛发生过程中伴随着 Fe^{3+} 的还原以及还原性硫的大量生成[4],来自于蓝藻和底泥中的硫参与湖泛黑臭发生过程中,在强还原性的条件下,沉积物中的 Fe^{3+} 会由于有机质的矿化、硫化物的还原等因素转化为 Fe^{2+};大量的硫化物会还原为自由的 S^{2-} 形态[8]. 沉积物中产生的 S^{2-} 与 Mn^{2+}/Fe^{2+} 等金属离子结合而产生黑色的金属硫化物[9-10],同时水体及沉积物中会产生很多种臭味物质[11],从而使水体发生"黑臭现象". 然而,对于湖泛发生过程中各种硫形态的参与度及其对湖泛发生的贡献却仍不清楚.

湖泛的发生常现于蓝藻聚集区,且底泥有机质含量相对较丰富. 藻源性湖泛的发生是伴随着蓝藻、底泥共同参与下的产物. 卢信等研究表明,有机物浓度只要达到一定负荷水平(1.0 g/L)对水体有致黑作用,含硫有机物能使水体在 7 ~ 13 d 变黑,并使水体散发出恶臭[12]. 受湖泛区域氧化还原环境条件的影响,表层沉积物中酸可挥发性硫化物(acid volatile sulfide,AVS)显著升高[13]. 而通过对蓝藻、底泥以及蓝藻 + 底泥对湖泛诱发潜力的研究是研究湖泛产生机制的有效途径之一. 沉积物的理化性质是诱发湖泛的重要因素[14],其中由于底泥中有机质、硫酸根含量以及还原性硫赋存的差异可能会对湖泛的发生具有不同的诱发潜力,然而对于不同性质沉积物下的湖泛发生研究却鲜有报道. 近年来持续发生湖泛事件,给人们的生产和生活带来极大困扰,而另一方面,对湖泛发生机制认识的局限又极大地阻碍人们对湖泛的治理与预防,湖泛发生诱发原因的问题就是其中之一. 本文将通过模拟实验,研究太湖不同介质(蓝藻、底泥和蓝藻 + 底泥混合物)对湖泛诱发的潜力,分析湖泛发生过程中铁、硫形态的变化趋势,以初步阐明太湖湖泛发生过程中各介质的作用.

1 材料与方法

1.1 样品采集与处理

2014 年 9 月用重力采样器(Rigio,内径 11 cm)于太湖竺山湖采集八房港(31°18′26″N,119°57′1″E)和焦山(31°20′47″N,120°5′5″E)柱状样品 6 根,每个点位采集 3 根. 样品于 4 h 内低温保存运回实验室,并将表层 10 cm 挤出并充分混匀,于 4℃冷藏待分析. 另使用 25# 浮游生物网采集八房港和焦山样点处聚集的藻类,沉积物样品和蓝藻用冰块保存,24 h 内带回实验室. 将采集回来的新鲜蓝藻用双层医用纱布过滤除去大量水分,在 4000 转/min 离心 10 min,收集聚集在离心杯上层的蓝藻用于实验.

1.2 样品分析测定

沉积物含水率于 105℃下恒重 24 h 测定,沉积物烧失量是将干燥的沉积物于 550℃条件下灰化 4 h,沉积物总氮(TN)、总磷(TP)用碱性过硫酸钾氧化法测定. 沉积物 Fe^{2+} 和总铁(TFe)含量用厌氧草酸法提取后,提取液采用菲啰嗪-钠盐比色法[15]于 526 nm 处比色测定,Fe^{3+} 含量 = TFe − Fe^{2+}.

沉积物中的还原性无机硫(包括 AVS、黄铁矿(Pyrite-S)和单质硫(ES))采用"冷扩散"[16]法逐步提取. 具体操作步骤为,称取约 4 g 沉积物样品于 500 ml 带有三通阀塞的广口瓶中,同时将盛有 5 ml 3% 的碱性乙酸锌的玻璃管置于广口瓶中. 测定 AVS 时,先加入 6 mol/L 的盐酸 15 ml,再加入 1 mol/L 的抗坏血酸 2 ml,最后开三通阀充氮气 1 min,随即关闭,待反应 4 h 后取出吸收管,提取液用亚甲基兰比色法于 650 nm 处比色测定. 向上述测定完 AVS 的样品中,再次放入盛有 5 ml 3% 的碱性乙酸锌的玻璃管,然后注入 15 ml 事先配好的 Cr^{2+} 溶液,充氮气 1 min,室温下反应 48 h,取出吸收管,提取液用亚甲基兰比色法于 650 nm 处比色测定,即可测得样品中的 Pyrite-S 含量. 向完成上述反应的样品中再放入盛有 5 ml 3% 的碱性乙酸锌的玻璃管,注入 20 ml 二甲基甲酰胺溶液,充氮气 1 min 后,加入 5 ml 浓盐酸和 5 ml Cr^{2+} 溶液,室温下反应 24 h,用亚甲基兰比色法于 650 nm 处比色测定吸收液中的 ES 浓度.

测定培养样品中还原性无机硫、Fe^{2+}、TFe 浓度及黑度值,还原性无机硫、Fe^{2+}、TFe 浓度测定方法同上,

采用硫化亚铁(FeS)标准曲线,用紫外分光光度计在 550 nm 处测定样品的黑度值. 其基本原理是新生成的 FeS 黑色晶体可短时间内不被氧化而均匀分散在水中,根据黑色对光的吸收和悬浮颗粒对光的散射情况,在可见光范围内吸光度随浓度呈正比关系. 而 Vc(抗坏血酸)是良好的抗氧化剂,可以加强体系的稳定性,使 Fe^{2+} 短时间内不被氧化,将可操作时间延长. 在可见光范围内,新生成的 0 ~ 0.4 mmol/L 的铁硫化物浓度与吸光度具有很好的线性相关性. 用 10 mmol/L S^{2-} ($Na_2S \cdot 9H_2O$ 配制)水溶液,10 mmol/L Fe^{2+} ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 配制)水溶液,10 mmol/L Vc 水溶液,用配置的 FeS 溶液与 Vc 溶液按 1∶1 的比例配置成 0.04 ~ 0.40 mmol/L FeS 溶液,在 550 nm 处测定吸光度并绘制标准曲线[17].

1.3 湖泛发生模拟

1.3.1 底泥、蓝藻处理对湖泛的诱发作用　为考察底泥、蓝藻以及底泥与蓝藻混合物质对太湖湖泛的诱发风险,分别设置底泥、蓝藻及蓝藻 + 底泥 3 个处理组. 具体操作步骤如下:在若干 250 ml 的三角瓶中,分别加入 50 g 底泥、25 g 蓝藻以及 25 g 蓝藻 + 50 g 底泥,分别向各培养系统加入 100 ml 去离子水. 将每个处理组充氮气 5 min,加塞密封. 于不同时间段(第 4、6、8、10、13、17 d)分别取出 3 个处理组中的重复样品,分析各培养体系中的 Fe^{2+}、还原性硫形态及黑度等指标. 其中,黑度的大小代表湖泛发生潜力的大小.

1.3.2 不同聚藻和厌氧程度影响底泥对湖泛的诱发风险　为考察底泥性质对湖泛的诱发风险,分别获取太湖聚藻区底泥(八房港)和非聚藻区(焦山)底泥,实验设置同上,即称取不同采样点的底泥 50 g、蓝藻 25 g,置于装有 100 ml 去离子水的 250 ml 三角瓶中,于 35℃ 条件下培养,于不同时间获取底泥混合样,分析 TFe、Fe^{2+}、还原性硫形态及黑度等指标.

按照上述方法称取聚藻区底泥 50 g、蓝藻 25 g,设定多个重复,分别设置厌氧和非厌氧处理组,其中厌氧处理组的样品需充氮气除氧并加塞密封,而非厌氧处理组指的是样品不需充氮气去除氧气并且不加密封塞,所有样品置于 35℃ 条件下培养,并于不同时间获取底泥混合样,分析 TFe 含量、Fe^{2+} 含量、还原性硫形态及黑度等指标,以探究不同厌氧程度对湖泛发生的影响.

2 结果与讨论

2.1 沉积物及蓝藻基本理化性质

八房港和焦山底泥的基本理化性质存在一定差异,八房港底泥中的还原性无机硫(AVS、Pyrite-S、ES)、Fe^{2+} 以及烧失量约为焦山的 2 倍,这可能是由于八房港常年处于蓝藻沉积区,底泥中富含丰富的有机质(表 1),氧化还原电位较低,能利用硫、铁等物质进行还原. 但八房港和焦山底泥中 TN、TP、TFe 含量差异不显著. 实验过程中所用蓝藻含水率为 96.83%,测定干蓝藻中叶绿素 a 含量为 34.32 g/kg.

表 1 沉积物的基本理化指标

Tab. 1 The basic physico-chemical characteristics of sediments

理化指标	八房港	焦山
含水率/%	50.7	53.8
烧失量/%	4.64	2.91
氧化还原电位/mV	460	440
TN/(mg/kg)	1.30×10^3	1.25×10^3
TP/(mg/kg)	0.38×10^3	0.37×10^3
AVS/(mg/kg)	1.35	0.83
Pyrite-S/(mg/kg)	7.81	3.29
ES/(mg/kg)	1.23	0.57
Fe^{2+}/(mg/kg)	1.32×10^3	0.55×10^3
TFe/(mg/kg)	8.59×10^3	7.47×10^3

2.2 底泥和藻体对湖泛的诱发潜力与风险研究

蓝藻 + 底泥处理组的黑度要显著高于单独底泥、单独蓝藻处理组(图 1),这表明蓝藻 + 底泥处理组更易引起湖泛的发生,而单纯的蓝藻死亡则不易诱发人的视觉感官所能观察到的黑褐色(湖泛). 蓝藻 + 底泥处理组黑度值随培养时间呈先上升后下降的趋势,在第 10 d 达到最大值(0.82 mmol/L),水体从表观上看呈黑色,并散发出刺鼻的恶臭. 结果表明,承载一定有机负荷的底泥,在蓝藻大量积聚且死亡分解后,水体较易产生黑臭现象,也即容易发生湖泛,这可能是由于底泥中富含硫铁等物质,可以持续地为湖泛的发生提供供体,在维系湖泛的持久性方面具有重要作用.

蓝藻 + 底泥处理组中,除培养 10 d 时的 ES 外,体系中低价硫化物浓度基本都最高,AVS 浓度、Pyrite-S 浓度分别为 8、40 mg/L 左右;其中单独蓝藻处理组 AVS 浓度为 0.10 ~ 0.75 mg/L,平均浓度为 0.43 mg/L,单独底泥处理组 AVS 浓度为 4.56 ~ 6.58 mg/L,平均值为 5.57 mg/L,AVS 浓度在培养过程中波动幅度较小;

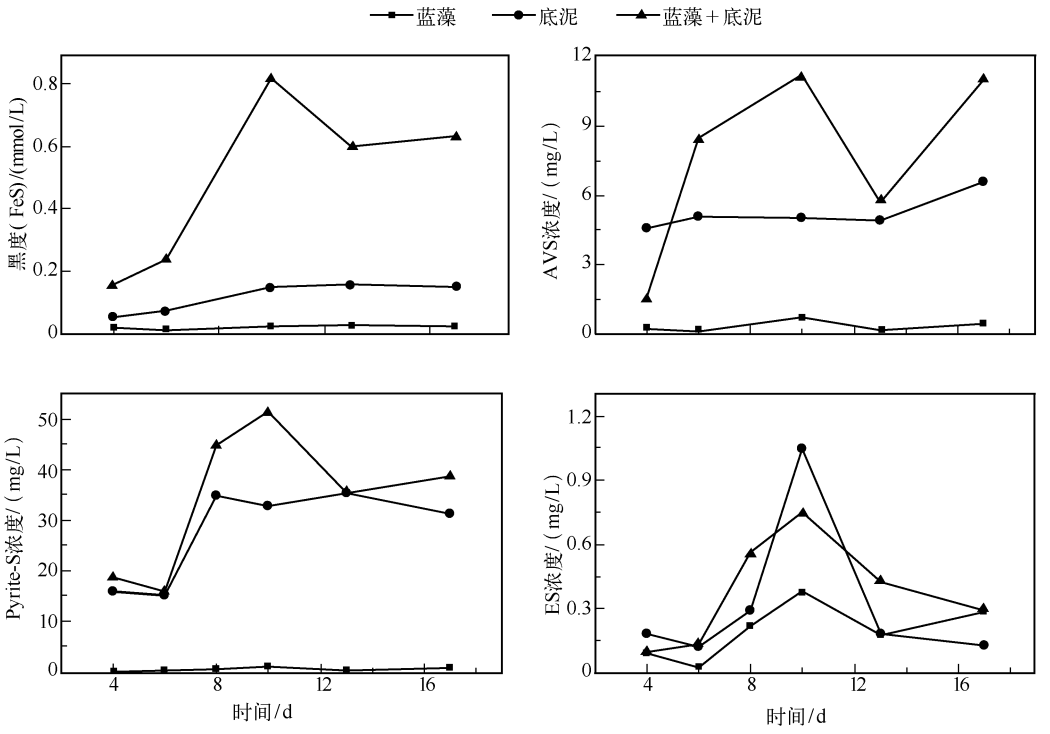


图 1 不同处理组中黑度和还原性无机硫化物浓度随时间的变化趋势

Fig. 1 Development of blackness and reduced inorganic sulfur concentration in different treatment samples

相对于单独底泥和蓝藻 + 底泥处理组,单独蓝藻处理组 Pyrite-S 浓度(0.10 ~ 0.91 mg/L)较低;单独底泥处理组 Pyrite-S 浓度在 15.11 ~ 35.36 mg/L 之间,在第 13 d 达到最高;而蓝藻 + 底泥处理组Pyrite-S浓度从初始的 15.89 mg/L 增加到 51.49 mg/L,在第 10 d 达到最大值. 蓝藻 + 底泥处理组 Pyrite-S 浓度平均值为单独加蓝藻处理组的 66.7 倍. 而 ES 浓度变化特征类似,整体上呈先上升后下降的趋势,均在第 10 d 达到最大值,蓝藻 + 底泥处理组的 ES 浓度从初始的 0.10 mg/L 增加到 0.75 mg/L,平均浓度约为单独蓝藻处理组的 2 倍. 蓝藻 + 底泥处理组还原性硫化物浓度分别为其他处理组的 2 ~ 56 倍,表明蓝藻 + 底泥处理组对还原性无机硫化物的供应潜力较大,较易诱发湖泛,单独底泥处理组次之,而单独蓝藻处理组对其供应的潜力较小.

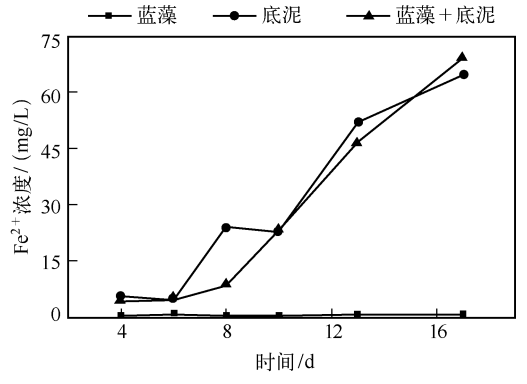


图 2 不同处理组中 Fe^{2+} 浓度随时间的变化趋势

Fig. 2 Development of Fe^{2+} concentration in different treated samples

蓝藻 + 底泥处理组还原性无机硫化物浓度明显高于单独底泥和单独蓝藻处理组,分析其主要原因如下:蓝藻中蛋白质含量约占 40% 左右,其中含硫氨基酸就占到 1% ,蓝藻死亡、沉降、分解后,会产生大量的含硫前驱物,各种含硫前驱物(藻体、微生物的死亡分解)经过不同途径转化为无机多硫化物. 蓝藻 + 底泥处理组中由于蓝藻的死亡分解使样品体系中呈现强的还原性,沉积物还原性越强,其中所含的 AVS 浓度就越高,在还原性条件下,沉积物及间隙水中的 SO_4^{2-} 被还原为 S^{2-},会与铁结合生成各种形态的硫化铁矿物.

样品培养过程中 3 种处理组 Fe^{2+} 浓度发生变化(图2). 单独蓝藻处理组在培养过程中,Fe^{2+} 浓度为

0.37 ~0.73 mg/L,而蓝藻 + 底泥处理组 Fe^{2+} 浓度随培养时间一直呈上升趋势,从初始的 4.07 mg/L 增加到 69.19 mg/L,蓝藻 + 底泥处理组中 Fe^{2+} 浓度为蓝藻处理组的 11 ~94 倍,其平均浓度为单独蓝藻处理组的 33 倍,且单独底泥和蓝藻 + 底泥处理组 Fe^{2+} 浓度差异不大,实验结果表明,蓝藻的死亡分解会产生少量的 Fe^{2+},这也正说明了单独底泥和蓝藻 + 底泥处理组中 Fe^{2+} 浓度差异很小. 而前文分析表明:加蓝藻和不加蓝藻对样品中还原性无机硫化物浓度会产生一定的影响,蓝藻 + 底泥处理组要比单独底泥处理组中产生的还原性无机硫化物浓度高,说明随着蓝藻的死亡分解加剧了底泥中的还原程度,为湖泛发生过程中产生的还原性 Fe 系及还原性 S 系物质的维持稳定提供必要条件,为水体发生黑臭的重要因素.

2.3 不同沉积物性质对湖泛发生的诱发风险

以采集的蓝藻聚集区(八房港)和非聚藻区(焦山)底泥为研究对象,研究不同性质底泥对湖泛发生的风险. 从八房港和焦山底泥培养的样品中黑度随时间变化的特征(图 3)可以看出,八房港底泥培养样品中黑度值(0.15 ~0.82 mmol/L)要比焦山底泥培养样品黑度值(0.07 ~0.45 mmol/L)高,前者大致是后者的 2 倍,八房港底泥培养样品的黑度值在第 10 d 达到最大值,观察到水体颜色变黑并散发出刺鼻的臭味,而焦山底泥培养样品中黑度值在第 13 d 达到最大值,散发出恶臭,但水体并未出现明显的黑色. 研究结果表明,聚藻区(八房港)底泥更易诱发湖泛,这可能是由于八房港底泥中富集了更高浓度的还原性铁硫以及有机质物质(表 1).

八房港底泥培养的样品中各种硫形态浓度均较高,3 种还原性无机硫化物的浓度大体上呈现先上升后下降的趋势(图 3). 焦山底泥培养的样品中 AVS 浓度为 2.93 ~5.62 mg/L,而八房港底泥培养的样品中 AVS 浓度从初始的 1.65 mg/L 增加到 11.20 mg/L,其平均浓度为焦山的 1.5 倍;八房港和焦山底泥培养样品中 Pyrite-S 浓度分别为 15.89 ~51.49 和 5.86 ~24.41 mg/L,前者平均浓度为后者的 2.2 倍;焦山底泥培养的样品中 ES 浓度为 0.08 ~0.27 mg/L,八房港底泥培养的样品中 ES 浓度从初始 0.10 mg/L 增加到 0.75 mg/L. 研究结果表明,虽然焦山底泥培养样品中 3 种还原性无机硫化物浓度变化与八房

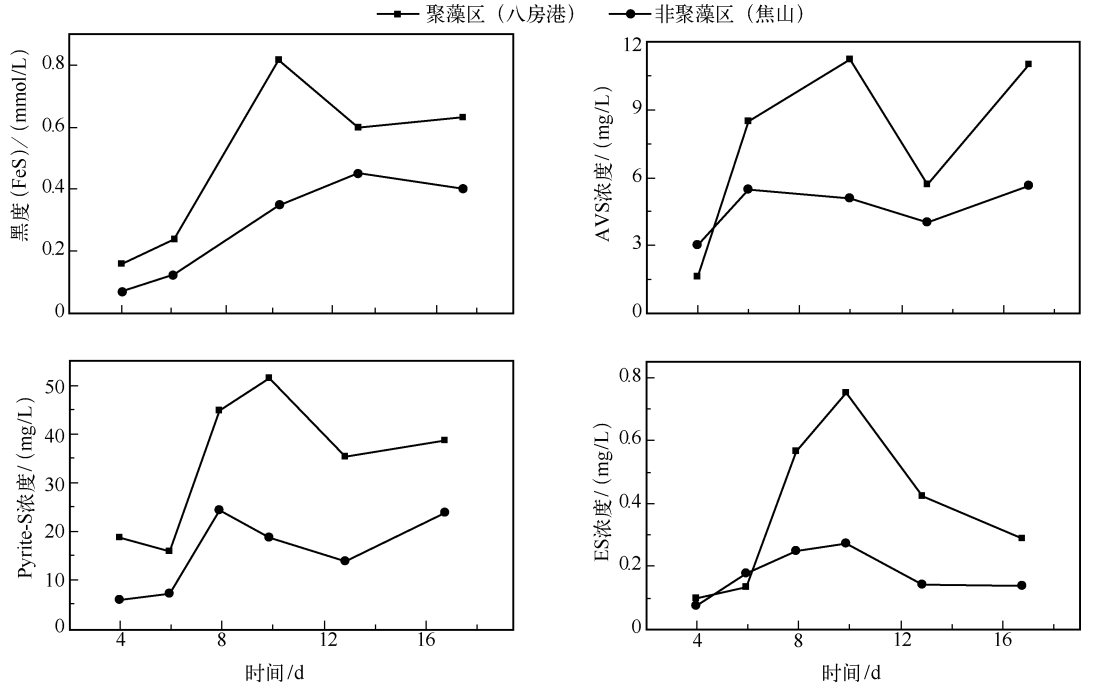


图 3 聚藻区和非聚藻区底泥培养样品中黑度和还原性无机硫化物浓度随时间的变化趋势

Fig. 3 Development of reduced inorganic sulfur concentration in sediment samples of synechococcus and non-synechococcus areas

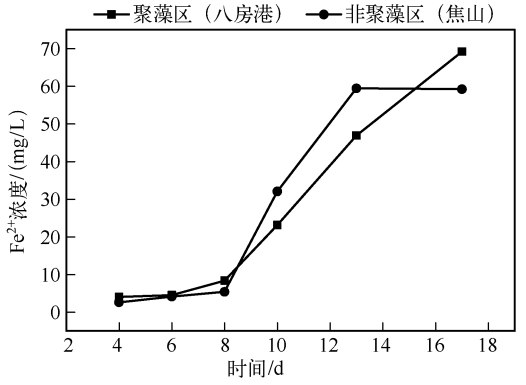


图 4 聚藻区和非聚藻区底泥培养样品中 Fe^{2+} 浓度随时间的变化趋势

Fig. 4 Development of Fe^{2+} concentration in sediment samples of synechococcus and non-synechococcus area

港类似,但是相对于八房港来说,焦山底泥培养的样品中还原性无机硫化物浓度较低,即聚藻区(八房港)底泥样品对还原性无机硫化物的供应潜力较大,而非聚藻区(焦山)底泥样品对其供应潜力较小.

虽然八房港底泥中的 Fe^{2+} 浓度大致是焦山的 2 倍,但八房港和焦山底泥培养样品中 Fe^{2+} 浓度变化特征类似(图 4),八房港底泥培养样品中 Fe^{2+} 浓度从第 4 d 的 4.07 mg/L 增加到 69.19 mg/L,焦山底泥培养的样品中 Fe^{2+} 浓度从第 4 d 的 2.62 mg/L 增加到 59.44 mg/L,两者在培养到第 6 d 时浓度基本一致,主要原因是蓝藻的死亡分解使水体形成了极度厌氧环境,使高价态含铁化合物向低价态含铁化合物转化;虽然两者浓度随培养时间在上升,最终八房港底泥培养样品中 Fe^{2+} 浓度较焦山要高,这归结于两种底泥的其他基本理化性质(表 1)上的差异.

2.4 不同厌氧程度对湖泛发生的诱发风险

以八房港底泥和蓝藻为研究对象,在厌氧和非厌氧两种完全不同的环境下培养样品,研究不同厌氧程度对湖泛发生的诱发风险. 厌氧和非厌氧条件下培养样品中黑度值呈现先上升后下降的趋势,厌氧条件下黑度值从初始的 0.16 mmol/L 增加到 0.82 mmol/L,非厌氧条件下黑度值从初始的0.10 mmol/L增加到 0.61 mmol/L,厌氧条件下培养的样品中黑度值要比非厌氧条件下稍高,但两者黑度均在第 10 d 达到最大值,水体显现出黑色并有刺鼻的臭味(图 5).

在培养的初始阶段,无论是厌氧还是非厌氧条件下,样品中 Fe^{2+} 浓度都相对较低(图 5),在第6 d之后,Fe^{2+} 浓度不断上升,厌氧条件下培养样品中的 Fe^{2+} 浓度从初始的 4.07 mg/L 增加到 69.19 mg/L,非厌氧条件下培养的样品中 Fe^{2+} 浓度从初始的5.53 mg/L增加到 59.33 mg/L,二者总体上差异性不显著. 随培养时间 Fe^{2+} 浓度变化特征与黑度变化特征并不一致,即两者的相关性不显著. 有学者研究[3-6]指出致黑的关键物质是 FeS,说明黑度不仅与 Fe^{2+} 有关,还与还原态的 S^{2-} 相关. 虽然在厌氧和非厌氧条件下,样品在培养过程中 Fe^{2+} 浓度总体趋势不断上升,但样品黑度还因受到还原态的 S^{2-} 浓度的影响,并不会呈现逐渐上升的趋势.

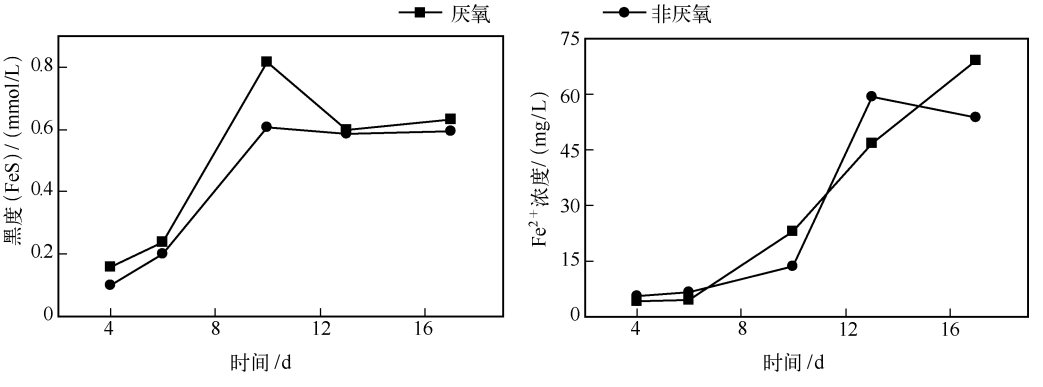


图 5 不同厌氧程度培养样品中黑度和 Fe^{2+} 浓度随时间的变化趋势

Fig. 5 Development of blackness and Fe^{2+} concentration in samples of different levels of anaerobic

相对于 Pyrite-S 来说,厌氧和非厌氧条件下 AVS 和 ES 浓度均在较低的范围内变化:AVS 浓度分别为 1.65 ~ 11.20、2.46 ~ 10.90 mg/L,平均浓度分别为 6.24、6.68 mg/L,二者差值较小;厌氧和非厌氧条件下 ES 浓度均大致呈现先上升后下降的趋势,厌氧条件下其浓度为 0.10 ~ 0.75 mg/L,非厌氧条件下其浓度为 0.09 ~ 0.97 mg/L,平均浓度分别为 0.43、0.53 mg/L,二者的差值同样比较小. 厌氧、非厌氧条件下 Pyrite-S 浓度较高,分别为 15.89 ~ 51.49、12.54 ~ 45.04 mg/L,二者变化特征一致,均呈现先上升后下降的趋势(图 6).

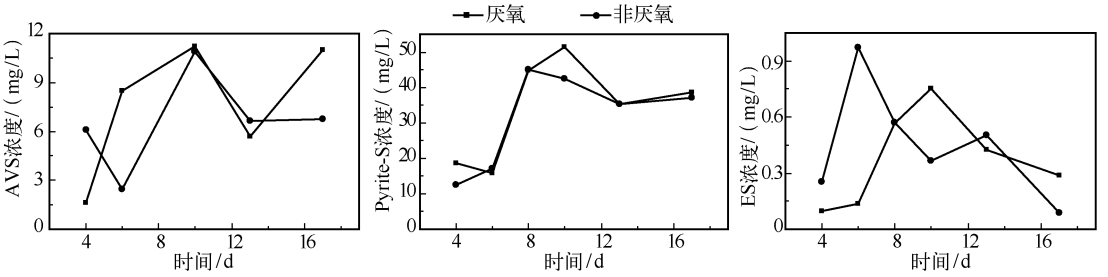


图 6 不同厌氧程度培养样品中还原性无机硫浓度随时间的变化趋势

Fig. 6 Development of reduced inorganic sulfur concentrations in samples of different levels of anaerobic

综上所述,厌氧和非厌氧两种条件下还原性无机硫化物的浓度变化特征类似,均呈现先上升后下降之后又缓慢上升的趋势. 虽然相对于厌氧处理的样品,非厌氧条件下样品中溶解氧的初始浓度要高,但是蓝藻的死亡分解使得水体中的溶解氧急剧下降,非厌氧条件下处理的样品体系中经历了非厌氧-缺氧-厌氧的变化过程,使得非厌氧条件下处理的样品形成相对厌氧的环境. 从总体上来说,非厌氧条件下的还原性无机硫化物浓度要比厌氧条件下浓度稍高,但差异不显著.

以上结果表明,在其他条件都相同的条件下,厌氧和非厌氧两种条件下培养的样品,还原性无机硫化物浓度和黑度随时间变化的特征类似,即初始的非厌氧条件并不能降低湖泛发生的风险.

3 结论

通过单独底泥、单独蓝藻和蓝藻 + 底泥处理组,以及受不同聚藻程度影响底泥的参与模拟,表明蓝藻 + 底泥处理组最易诱发湖泛,底泥处理组次之,蓝藻处理组最弱. 底泥是湖泛发生必须物质二价铁和还原性硫的最重要来源,藻体的存在主要是通过其耗氧营造湖泛必须的低氧缺氧环境. 因此推断,富集铁、硫以及生物有机体的底泥将会更易诱发湖泛的发生,因此,通过物理、化学、生化方法控制湖泊中蓝藻的生物量,减轻湖体的污染负荷[18],从而控制底泥中铁和硫的量或使其向还原态转化,消除厌氧环境将是防控太湖湖泛发生的关键措施.

4 参考文献

[1] Duan H, Ma R, Loiselle SA *et al*. Optical characterization of black water blooms in eutrophic waters. *Science of the Total Environment*, 2014, **482**:174-183.

[2] 申秋实,邵世光,王兆德等. 风浪条件下太湖藻源性“湖泛”的消退及其水体恢复进程. 科学通报, 2012, **57**(12):1060-1066.

[3] 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 循环的影响. 环境科学, 2010, **31**(11):2652-2660.

[4] 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. 环境科学, 2009, **30**(9):2520-2526.

[5] 申秋实. 藻源性湖泛致黑物质的物化特征及其稳定性研究[学位论文]. 南京:中国科学院南京地理与湖泊研究所, 2011:50-58.

[6] Shen Q, Zhou Q, Shang J *et al*. Beyond hypoxia: Occurrence and characteristics of black blooms due to the decomposition of the submerged plant *Potamogeton crispus* in a shallow lake. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, **26**(2): 281-288.

[7] Liu C, Shen Q, Zhou Q *et al*. Precontrol of algae-induced black blooms through sediment dredging at appropriate depth in a typical eutrophic shallow lake. *Ecological Engineering*, 2015, **77**: 139-145.

[8] 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[学位论文]. 南京: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 2009.

[9] He YT, Wilson JT, Wilkin RT. Transformation of reactive iron minerals in a permeable reactive barrier (biowall) used to treat tce in groundwater. *Environmental Science and Technology*, 2008, **42**(17):6690-6696.

[10] Luther Lii GW, Glazer B, Ma S *et al*. Iron and sulfur chemistry in a stratified lake: evidence for iron-rich sulfide complexes. *Aquatic Geochemistry*, 2003, **9**:87-110.

[11] 李 林. 淡水水体中藻源异味化合物的分布、动态变化与讲解研究[学位论文]. 武汉:中国科学院水生生物研究所, 2005.

[12] 卢 信,冯紫艳,商景阁等. 不同有机基质诱发的水体黑臭及主要致臭物(VOSCs)产生机制研究. 环境科学, 2012, **33**(9):3152-3159.

[13] 申秋实,邵世光,王兆德等. 太湖月亮湾湖泛发生过程模拟及水土物化性质的响应. 水科学进展, 2011, **22**(5): 710-719.

[14] Shen Q, Liu C, Zhou Q *et al*. Effects of physical and chemical characteristics of surface sediments in the formation of shallow lake algae-induced black bloom. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, **25**(12): 2353-2360.

[15] Rozan TF, Taillefert M, Trouwborst RE *et al*. Iron-sulphur-phosphorus cycling in the sediments of a shallow coastal bay: Implications for sediment nutrient release and benthic macroalgal blooms. *Limnology and Oceanography*, 2002, **47**(5): 1346-1354.

[16] Hsieh YP, Shieh YN. Analysis of reduced inorganic sulfur by diffusion methods: improved apparatus and evaluation for sulfur isotopic studies. *Chemical Geology*, 1997, **137**(3/4):255-261.

[17] Feng Z, Fan C, Huang W *et al*. Microorganisms and typical organic matter responsible for lacustrine "black bloom". *Science of the Total Environment*, 2014, **470**:1-8.

[18] 陆桂华,马 倩. 太湖水域"湖泛"及其成因研究. 水科学进展, 2009, **20**(3):438-442.