

## 改性当地土壤技术修复富营养化水体综合效果研究: I. 水质改善的应急与长期效果与机制\*

潘纲<sup>1</sup>, 代立春<sup>1</sup>, 李梁<sup>1</sup>, 尚媛媛<sup>1</sup>, 李宏<sup>1</sup>, 毕磊<sup>1</sup>, 何林宸<sup>1</sup>, 王丽静<sup>1</sup>, 王丹<sup>1</sup>, 李巧霞<sup>1</sup>, 黎丽雯<sup>2</sup>, 古小治<sup>2</sup>, 钟继承<sup>2</sup>, 余育和<sup>3</sup>, 颜庆云<sup>3</sup>

(1: 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

(2: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

(3: 中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072)

**摘要:** 2010年10月–2011年9月在太湖梅梁湾围隔内研究了改性当地土壤絮凝除藻及其对水质改善的应急和长期效果,并结合室内实验研究了该技术防控底泥再悬浮和减少底泥二次污染的长效机制。现场围隔实验结果表明,改性当地土壤除藻30 min后, TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TP、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P和Chl. a的去除率分别为66%、57%、60%、93%、92%和98%;长期监测结果表明,与对照区域相比,围隔内的TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、TP和PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P在处理11个月内的平均值分别降低了39.83%、52.30%、48.53%、18.75%和60.00%。室内再悬浮实验结果表明,改性土壤和沙子抗再悬浮能力较未改性土壤分别提高了3和5倍。室内柱培养结果表明改性土壤絮凝除藻和沙土覆盖相结合可有效提高表层沉积物–水界面的氧化还原电位和溶解氧,使沉积物向水体的TP和TN通量从源逆转成汇,PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N通量大幅度降低。改性土壤技术在利用絮凝除藻快速改善水质后,可通过改性沙/土分层底泥调控分别达到对藻絮体再悬浮的物理控制和营养盐再释放的化学控制,通过将亚表层底泥中的藻细胞分解并被沉水植物根系吸收,可实现对底泥中水华蓝藻复苏和水体富营养化的长效生态控制。

**关键词:** 改性当地土壤;水生态修复;富营养化控制;内源污染控制;水华控制;太湖;梅梁湾

## Eutrophication control using modified local soil/sand induced ecological restoration technology: I. Effect and mechanism on short and long term improvement of water quality

PAN Gang<sup>1</sup>, DAI Lichun<sup>1</sup>, LI Liang<sup>1</sup>, SHANG Yuanyuan<sup>1</sup>, LI Hong<sup>1</sup>, BI Lei<sup>1</sup>, HE Linchen<sup>1</sup>, WANG Lijing<sup>1</sup>, WANG Dan<sup>1</sup>, LI Qiaoxia<sup>1</sup>, LI Liwen<sup>2</sup>, GU Xiaozhi<sup>2</sup>, ZHONG Jicheng<sup>2</sup>, YU Yuhe<sup>3</sup> & YAN Qingyun<sup>3</sup>

(1: *Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, P. R. China*)

(2: *Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China*)

(3: *Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, P. R. China*)

**Abstract:** The effect of algal bloom control and water quality improvement using modified local soil/sand induced ecological restoration technology (MLS-IER) was studied in an enclosure in Meiliang Bay in the northern Lake Taihu from October 2010 to September 2011. Lab experiments were used to study the mechanism of long-term water quality improvement including resuspension and internal loads control at water-sediment interfaces. Field monitoring results indicated that, TN, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, TP and PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P were reduced by 66%, 57%, 60%, 93%, 92% and 98%, respectively, 30 min after treatment using MLS; and the average concentrations were reduced by 39.83%, 48.53%, 52.30%, 18.75% and 60.00%, respectively, within the following 11 months compared to the control area. The resuspension experiment showed that the anti-resuspension ability of modified soil and sand increased by a factor of 3 and 5 compared to unmodified soil. The sediment-water incubation experiment showed that algae flocculation followed by capping with MLS remarkably increased the ORP and DO at the sediment-water interface, which reversed the source of sediment-water flux of TP and TN into a sink and remarkably reduced the flux of PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N from sediment

\* 国家重点基础研究发展计划“973”项目(2008CB418105, 2010CB933600)资助。2012-04-23 收稿; 2012-05-23 收修改稿。潘纲,男,1958年生,研究员;E-mail: gpan@rcees.ac.cn.

to water column. The results suggested that, after nutrients were quickly removed from the water by flocculating the algal blooms, it is possible to physically reduce the resuspension of the algae flocs and chemically block the release of nutrients from the sediment by MLS capping. The sustainable water quality improvement and reduction of algal bloom recruitment can be achieved when the buried algae banks are decomposed and absorbed by the restoration of submerged vegetations in shallow waters, which is triggered by the MLS-IER technology.

**Keywords:** Modified local soil/sand; aquatic ecological restoration; eutrophication control; internal load control; algal bloom control; Lake Taihu; Meiliang Bay

磷是农业粮食生产所必需的元素. 地球上的磷矿资源大体只能支撑人类需求 100 a 左右<sup>[1]</sup>, 然而这些有限的磷矿资源, 正随着人类社会活动不断流失到水环境中并对水生态系统造成破坏, 如造成水体富营养化和有毒有害藻华<sup>[2,3]</sup>. 至今人类尚缺乏有效的管理系统和技术手段阻止这一既威胁粮食生产安全又损害生态环境和饮水安全的“断裂的生物地球化学循环”<sup>[4]</sup>. 如何高效、安全、低成本地降低水体中过量的营养盐, 构建健康的水生态系统, 并使之再循环利用, 转化为人类健康食品的资源, 是一个具有战略意义的研究方向<sup>[5]</sup>. 水体富营养化可导致水华泛滥、水质恶化、水生态系统退化, 可严重影响水生态系统的服务功能<sup>[2]</sup>. 富营养化是我国乃至国际今后相当长时间内需要解决的重大环境问题之一.

富营养化治理是包括污染源控制、综合流域管理、水质与水生态修复等多学科交叉的系统工程<sup>[6]</sup>. 许多湖库在外源污染得到控制后, 并不能快速改善水质或者水质改善尚未达标即进入长期停滞状态<sup>[7]</sup>, 其主要原因之一是内源污染的存在致使受损生态系统的恢复过程十分缓慢<sup>[8]</sup>. 因此在外源污染得到有效控制的条件下内源控制成为湖泊富营养化治理的关键因子. 目前内源污染控制包括物理措施、化学措施、生物措施和生态调控措施等. 物理措施包括底泥疏浚<sup>[9]</sup>、机械捞藻<sup>[10]</sup>、机械推流(水体的垂直或水平流动)<sup>[11]</sup>、机械曝氧<sup>[12]</sup>等; 化学措施包括化学杀藻剂<sup>[13]</sup>、化学絮凝剂<sup>[14]</sup>、化学锁磷剂<sup>[15]</sup>(Phoslock<sup>[16]</sup>, Z2G1<sup>[17]</sup>)、化感剂<sup>[18]</sup>、化学底泥覆盖剂(如石灰)<sup>[19]</sup>等; 生物措施包括微生物法<sup>[20]</sup>、生物操纵法<sup>[21]</sup>、生物浮岛法<sup>[22]</sup>等; 还有利用大型水利工程改善水质, 如换水或引流稀释<sup>[23]</sup>等措施. 虽然这些措施对于某些水体污染具有一定的治理效果, 但是总体上由于缺少创新的多学科交叉与多功能修复原理, 目前尚缺乏能同时满足安全、高效、低成本、标本兼治、应急与长效兼备的湖库内源污染以及水华和富营养化综合控制的技术体系.

针对上述问题, 潘纲等提出并不断改进了改性当地土壤湖泊综合修复技术. 该技术利用湖泊周边安全、廉价、无污染、易得的土壤或者商品沙子, 通过食品级天然水生动物骨骼或植物果实提取物对沙土颗粒表面进行改性, 使改性当地土壤或沙子材料具备以下多种功能: 1) 将水体中颗粒态污染物(如蓝藻或有机胶体颗粒)或溶解态污染物(如溶解性有机碳、溶解态营养盐)通过絮凝或吸附的原理浓缩并转移至水底, 从而达到快速清除水体中水华、提高水体透明度、降低水体中污染物含量的功能<sup>[5,24-32]</sup>; 2) 利用土壤颗粒孔隙及微表面负载纳米或微米级氧气泡<sup>[33-34]</sup>, 从而达到快速修复底泥厌氧和抑制营养盐释放的功能<sup>[5]</sup>; 3) 使改性沙/土具有较高的抗再悬浮性, 从而达到有效封闭底泥污染物或藻絮体保持水体透明度的功能<sup>[5,25]</sup>; 4) 通过改性土壤的水生植物种子包衣技术, 将上述水质改善、透明度提高和底质改善的短中期效果转化成浅水湖泊沉水植被恢复的长期效果, 并通过改性沙土覆盖使藻絮体在覆盖层之下腐烂或休眠, 实现底泥中藻-草转换及抑制藻华复苏的目的<sup>[24]</sup>; 5) 通过调控草型水体中不同季节水生植被的种群及其与水生动物食物链的动态平衡(鱼、蟹食草后捕获并将营养盐移出水体进入经济市场), 达到稳定生态系统结构、长期改善水质、同步实现水体中过剩营养盐的再循环与再利用的目标<sup>[5]</sup>. 不同于化学絮凝剂, 由于改性沙土材料完全采用了天然的安全材料(沙/土+天然动植物提取剂)并且投量很低(几十毫克每升), 因此为大面积、安全、低成本地综合修复中小型浅水湖泊内源污染及过剩营养盐的原位再循环利用提供了一个新的技术体系. 该技术的核心理念之一是当富营养化达到一定程度时可导致水华暴发, 自然界的反馈机制使得此时的水华成为水体中营养盐的高效吸收者, 如果能使这些富含氮磷的藻华脱离水体, 则可有效改善水质. 由于水华的弥散性和受气候影响的垂直迁移特性, 随着藻浓度的降低要将水体中大部分水华用机械方法取出, 效率较低且成本很高. 而将大部分水华原位絮凝转移到水底并进行有效的生态封闭使之脱离与水体的交换, 相对来说效率较高且成本较低, 覆盖在底泥且不参与水体交换的藻类很难复苏而且在浅水湖泊有可能被沉水植被吸收或固定. 但这是一个创新的研究方向, 许多新原理、实际效果以及各原理之间的协同作用需要经过长期大量

的基础和应用研究才能完善.

本系列研究针对太湖梅梁湾富营养化严重、水华频繁暴发、沉水植被衰退和湖泛等问题,研究了在太湖梅梁湾围隔内采用改性土壤湖泊综合修复技术进行水华蓝藻去除和水质改善、沉积物底质调控、沉水植被恢复、湖泛异味物质控制和生态系统响应等方面的综合效果,为今后开展更精确的小型水体“全湖控制实验”和进一步技术调控提供依据.本文主要研究改性土壤絮凝除藻及其对水质改善和污染源控制的效果与机理,将现场围隔监测与多种室内实验相结合,重点对水质改善的应急与长效机制进行了研究.

## 1 材料与方法

### 1.1 室内实验

针对前期改性当地土壤(MLS)应急絮凝除藻后的二次复发问题,在室内进行两方面的研究:1)定量筛选和评估抑制藻絮体再悬浮的改性沙土覆盖材料;2)改性土壤覆盖对于藻絮体分解后内源污染释放通量的控制及其机理.

1.1.1 再悬浮调控实验 改性当地土壤絮凝除藻后,由于风浪的扰动,藻絮体和沉积物的再悬浮会破坏水质改善的效果,为此,通过室内实验定量比较筛选了高效防再悬浮材料.再悬浮实验在5个含有450 ml藻水的500 ml烧杯中进行.当地土壤取自太湖梅梁湾岸边,沙子购自无锡当地一家采沙场,土壤和沙子采用蒸馏水清洗,之后90℃下烘10 h,用于絮凝和覆盖的沙子、土壤分别过180目和40目筛.用0.5%醋酸溶解壳聚糖(购自青岛云宙生物技术有限公司),然后用其溶液对沙土颗粒进行改性<sup>[25,27]</sup>.蓝藻水取自太湖梅梁湾.其中一个烧杯作为对照,不施加任何处理,剩下的4个烧杯采用壳聚糖改性当地土壤进行絮凝除藻(2 mg/L壳聚糖,75 mg/L当地土壤),絮凝10 min后,其中3个烧杯分别采用1 cm厚的未改性土壤、壳聚糖改性土壤和沙子对蓝藻絮体进行覆盖.覆盖2 h后,用六联搅拌器(ZR3-6,深圳)在20~300转/min条件下对各个烧杯进行搅拌.搅拌子位于覆盖层上方1 cm处.在连续搅拌5 min后,取样20 ml进行浊度测定(哈希2100P便携式浊度计),定量评价不同处理的再悬浮效果.

1.1.2 沉积物-水界面扩散通量实验 以室内原位培养的方法研究改性土壤絮凝除藻并覆盖后底泥-沉积物界面上氮磷的通量变化.2011年7月在太湖梅梁湾(31°31'18"N,120°9'22"E)通过柱状采泥器(15支有机玻璃柱,内径为8.4 cm,高50 cm)采集表层20 cm原位柱状沉积物,随后用虹吸法移出柱状沉积物上面的湖水,加入充分混匀的1.2 L富含蓝藻的湖水.体系中上覆水的叶绿素a(Chl. a)、总氮(TN)、总磷(TP)、正磷酸盐( $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ )、硝态氮( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ )和铵态氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )的初始浓度分别为1.64、12.52、2.08、0.015、0.69和1.66 mg/L.原位沉积物-藻水柱准备好后,留下3只柱子作为对照,不添加任何处理,剩下的12支柱子采用改性土壤絮凝沉降蓝藻至沉积物表层(2 mg/L壳聚糖和75 mg/L当地土壤),10 min后,分别用1 cm的土壤、壳聚糖改性土壤和沙子(3种改性土壤絮凝-覆盖处理,1种改性土壤絮凝除藻处理,未覆盖),每种处理3个重复样,在黑暗、 $25 \pm 1^\circ\text{C}$ 条件下培养20 d.实验建立后每5 d采用注射器采集100 ml沉积物上方10 cm处的水样用于测定TN、TP、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度,样品采集后用0.45  $\mu\text{m}$ 滤膜过滤的原位湖水补充以保持体积恒定.水质分析方法参考《水和废水监测分析方法(第四版)》<sup>[35]</sup>.氧化还原电位(ORP)采用HANNA HI9125型ORP仪测定.处理后第1 d用溶氧微电极(Unisense OX-25)测定沉积物溶解氧(DO)垂直分布.

### 1.2 现场围隔实验

1.2.1 研究区域自然概况 研究区域位于太湖北部梅梁湾,根据资料统计全年以东南风、东风和东北风为主,月平均风速在4.0~5.2 m/s<sup>[36]</sup>,风浪引起的沉积物再悬浮作用较强;富营养化程度较重,2005年监测数据显示,梅梁湾水域全年平均TN和TP浓度分别高达5.05和0.16 mg/L<sup>[36]</sup>.

1.2.2 现场实验 围隔(15 m×15 m)位于太湖北部梅梁湾(31°31'25"N,120°9'21"E),平均水深1.5 m(图1).2010年10月在围隔内采用改性土壤去除水华蓝藻<sup>[24,29]</sup>,2 h后采用氧纳米气泡负载土壤<sup>[33-34]</sup>和沙子共300 kg对蓝藻絮体进行薄层覆盖以改善底泥环境,第2 d播撒了2 kg的菹草石芽,2010年12月播撒了2 kg的轮叶黑藻芽苞,2011年2月采用土壤包衣技术种植了5 kg的马来眼子菜.

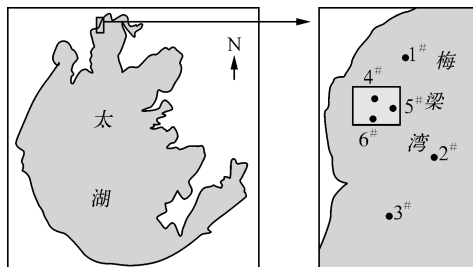


图1 太湖梅梁湾围隔地理位置及采样点布设

Fig. 1 The enclosure location and distribution of sampling sites in Meiliang Bay of Lake Taihu

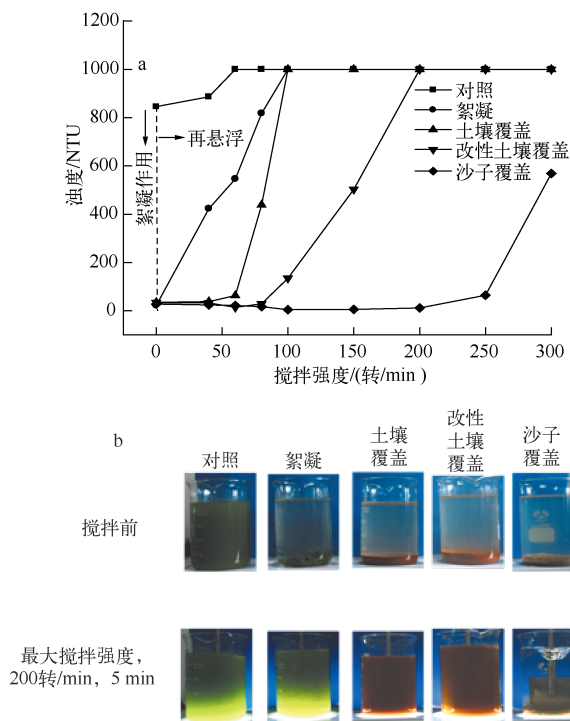


图2 不同搅拌强度下的浊度(a)和不同处理的再悬浮情况(b)

Fig. 2 The turbidity (a) and the effect of resuspension prevention (b) under different stirring intensities

在围隔内(4<sup>#</sup>、5<sup>#</sup>、6<sup>#</sup>)和对照区域(1<sup>#</sup>、2<sup>#</sup>、3<sup>#</sup>)分别设置了3个采样点(图1),分别在除藻前和除藻后30 min、2010年的11—12月和2011年的2—6月、8—9月对工程区和对照区水质进行了监测. 监测项目包括TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TP、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P和Chl. a等水质指标. 围隔内和围隔外水质指标均采用3个点的平均值表征.

## 2 结果

### 2.1 底泥再悬浮防控

蓝藻絮凝后,通过土壤、改性土壤和沙子对絮体进行覆盖,之后在不同搅拌强度下进行再悬浮后测定水体的浊度,结果表明对照的浊度在没有搅拌时仍高达846 NTU,絮凝除藻后,浊度大幅降低到25 NTU左右,但在不同搅拌条件下,浊度再次回升(图2a). 仅仅絮凝未加覆盖的体系在小于40转/min搅动下即发生明显再悬浮. 土壤和改性土壤覆盖分别在小于60转/min和100转/min的干扰强度下开始发生再悬浮且分别在80转/min和200转/min的搅拌条件下达到最大浊度(>1000 NTU,仪器的检测高限). 沙子覆盖处理在250转/min的干扰强度下仍未见明显再悬浮. 不同材料对再悬浮的抑制效果见图2b,第二行照片显示沙子覆盖对再悬浮的抑制作用,在200转/min搅拌条件下,沙子覆盖处理的上覆水仍然保持澄清,而其他处理均已经完全再悬浮,结果表明沙子和改性土壤覆盖对再悬浮的抑制作用比未改性土壤分别提高了3和5倍.

### 2.2 底泥中营养盐释放的抑制作用

改性土壤快速水质改善之后能否长期保持,除了再悬浮外还取决于底泥营养盐向水体的扩散释放. 为了探讨改性土壤水质改善的长效机制,研究了藻絮凝后用改性土壤和沙子对底泥营养盐释放控制的效果. 在柱培养期间,对照体系的TP、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P、TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N和NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N

从底泥向水体释放的通量分别为13.01、26.69、56.31、145.64和-6.08 mg/(m<sup>2</sup>·d),用改性土壤絮凝除藻后,通量分别为12.76、18.01、9.70、106.37和-5.89 mg/(m<sup>2</sup>·d),说明仅通过絮凝处理不能实现对底泥营养盐释放的有效控制(图3). 改性土壤絮凝和覆盖同步处理后,TP和TN通量分别逆转为-21.67~-16.70 mg/(m<sup>2</sup>·d)和-47.01~-40.11 mg/(m<sup>2</sup>·d),PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P通量下降为-0.10~3.17 mg/(m<sup>2</sup>·d),NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N通量下降至60.30~75.84 mg/(m<sup>2</sup>·d),NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N通量为-7.83~-5.04 mg/(m<sup>2</sup>·d),表明改性土壤絮凝和覆盖逆转了自底泥向水体的TP和TN的通量(从源变为汇),显著降低了PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N的通量(P<0.05),但对NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N通量的控制作用不明显.

与对照相比,絮凝处理仅微弱提升了沉积物-水界面的 ORP,对照和絮凝处理在整个实验期间的 ORP 总体上均低于 -200 mV. 改性土壤絮凝除藻后,通过对藻絮体的覆盖,沉积物-水界面 ORP 在整个实验期间得到了大幅提升,在第 1 d,ORP 高于 130 mV,随后逐渐降低,在第 10 d 时降至最低,在第 20 d 时,在覆盖处理的体系中,ORP 由对照的 -265 mV 提升到 -138.7 ~ -121.7 mV(图 4a).

对照处理中,沉积物-水界面的 DO 为 2.11 mg/L,DO 在沉积物的分布深度仅为 1.5 mm;絮凝处理体系中,沉积物-水界面的 DO 得到微弱提升(2.26 mg/L);土壤覆盖和沙子覆盖处理体系中,沉积物-水界面的 DO 分别提升至 5.99 和 6.21 mg/L,DO 在沉积物的分布深度超过 19 mm(图 4b),说明改性当地土壤絮凝-覆盖处理不仅可以增加沉积物-水界面的 DO 水平,也可增加表层沉积物 DO 的分布深度.

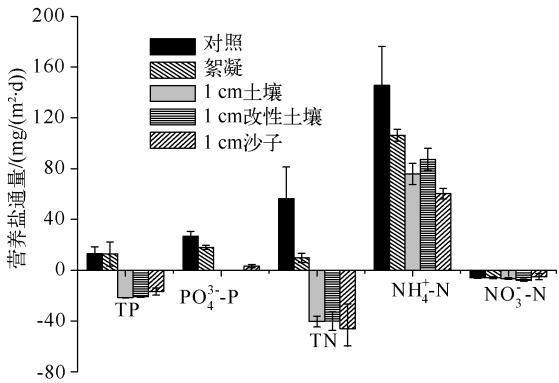


图 3 改性土壤絮凝和覆盖对营养盐通量的控制作用  
Fig. 3 The control of nutrient flux from sediment using MLS-capping

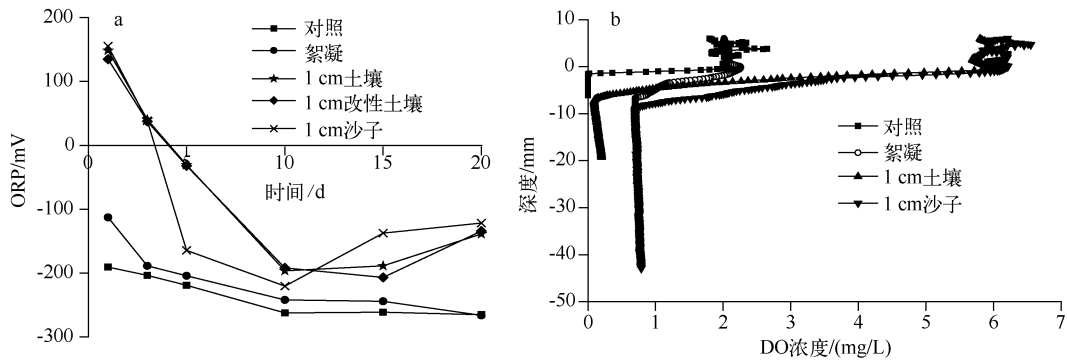


图 4 改性当地土壤絮凝-覆盖后的 ORP 变化过程(a) 和第 1 d 的沉积物 DO 垂直分布(b)  
Fig. 4 The ORP changes(a) and DO profile(b) after MLS-capping

2.3 现场围隔内水质的应急改善效果

改性当地土壤除藻 30 min 后,水体透明度(SD)从处理前的 0 cm 提升到了 28 cm,水体 DO 浓度从处理前的 6.3 mg/L 提升到了 7.4 mg/L(表 1),TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TP、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P 和 Chl. a 的去除率分别为 66%、57%、60%、93%、92% 和 98%,说明通过改性土壤絮凝除藻的过程同样可以迅速地降低水体营养盐水平,快速改善水质.

表 1 改性当地土壤技术的应急水质改善效果  
Tab. 1 The emergency water quality improvement using MLS

	TN/ (mg/L)	TP/ (mg/L)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/ (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/ (mg/L)	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P/ (mg/L)	Chl. a/ (mg/L)	DO/ (mg/L)	SD/ cm
处理前	13.93	4.42	2.88	0.30	0.12	6.12	6.3	0
处理后	4.68	0.33	1.16	0.13	0.01	0.11	7.4	28

2.4 现场围隔内水质改善的长期效果

2.4.1 TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的变化 2010 年 11 月-2011 年 9 月,围隔内 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 的平均值分

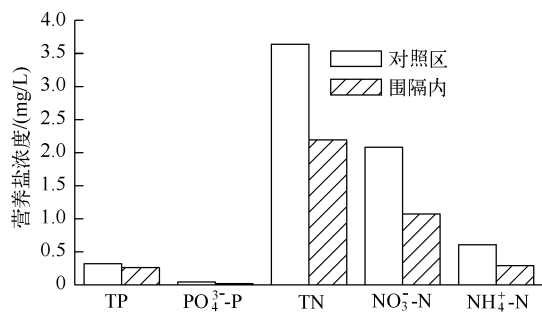
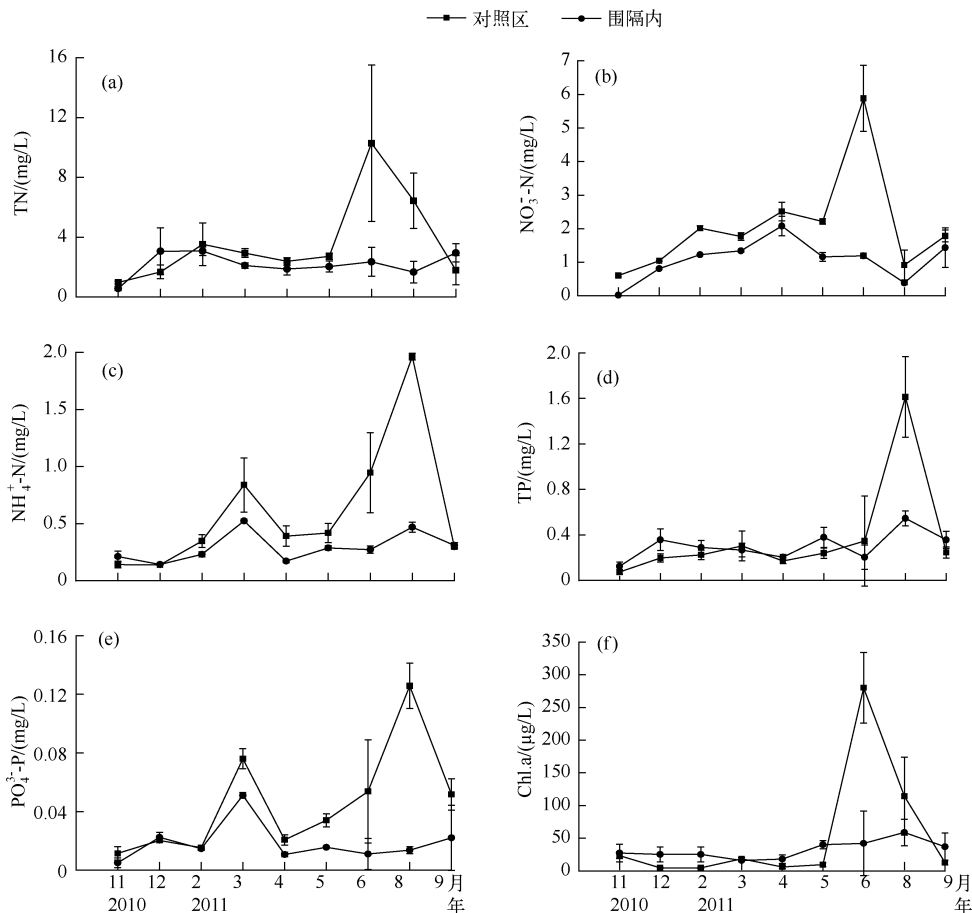


图5 监测期间营养盐的各月份平均值

Fig. 5 The monthly average nutrient concentration during monitoring period

术的处理有效降低了水体 TP 和  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  的含量. 到 2011 年 6 月和 8 月, 对照区 TP 和  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  浓度大幅增加, 围隔内 TP 和  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  浓度低于对照区, 且浓度与 2011 年 5 月份基本持平 (图 6d, e), 2011 年 2 月之后,  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  浓度在之后的月份明显低于对照区, 说明技术实施后对水体中磷酸盐浓度的控制作用较为明显.

图6 TN(a)、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (b)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (c)、TP(d)、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (e)和 Chl. a(f)的变化情况Fig. 6 The monthly dynamics of TN(a),  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (b),  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (c), TP(d),  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (e) and Chl. a (f) concentrations

别为 2.19、1.07 和 0.29 mg/L, 而对照区 TN、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$  和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的平均值分别为 3.64、2.08 和 0.61 mg/L (图 5), 说明在此期间, 该技术的处理有效降低了 TN、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$  和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的浓度水平. 较之对照区, 围隔内 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的浓度波动平缓, 基本处于较低水平, 到 2011 年 6 月份时, 对照区 TN 和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  达到最大值, 分别为 10.29 和 5.88 mg/L, 而围隔内明显较低, 分别为 2.35 和 1.91 mg/L (图 6a, b).

2.4.2 TP 和  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  的变化 2010 年 11 月—2011 年 9 月, 围隔内 TP 和  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  的平均值分别为 0.26 和 0.02 mg/L, 对照区 TP 和  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  的平均值分别为 0.32 和 0.05 mg/L (图 5), 说明在此期间, 该技术的处理有效降低了水体 TP 和  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  的含量.

到 2011 年 6 月和 8 月, 对照区 TP 和  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  浓度大幅增加, 围隔内 TP 和  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  浓度低于对照区, 且浓度与 2011 年 5 月份基本持平 (图 6d, e), 2011 年 2 月之后,  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  浓度在之后的月份明显低于对照区, 说明技术实施后对水体中磷酸盐浓度的控制作用较为明显.

2.4.3 水体叶绿素的变化 2010 年 11 月至 2011 年 5 月期间,与对照区域相比,围隔内的叶绿素 a 浓度较高,但其在随后的夏秋季节并没有急剧攀升,叶绿素 a 浓度维持在  $16.05 \sim 58.83 \mu\text{g/L}$  之间. 对照区域在 2011 年 6 月和 8 月,叶绿素 a 浓度分别攀升到  $279.98$  和  $114.34 \mu\text{g/L}$ ,明显高于其它月份(图 6f).

### 3 讨论

改性土壤技术主要依靠改性土壤的絮凝和吸附作用及其负载的氧微纳气泡达到对水质的快速改善效果,通过对污染絮体的覆盖,抑制再悬浮和底泥内源污染扩散释放达到中期水质改善的效果,依托水质和底质改善的短中期效果引导生态修复,形成水体富营养化控制的长效机制,因此它是一个多功能、多原理相互结合、相继发生作用的多学科交叉技术体系. 以下将对水质改善及其机理的相关结果进行讨论. 底栖动物响应和湖泛控制效果将在本系列 II、III 中讨论. 浮游植物、浮游动物和沉水植被响应见前期另文报道<sup>[37-39]</sup>.

#### 3.1 改性土壤和沙子对再悬浮的抑制作用

蓝藻絮体和沉积物的再悬浮会影响改性土壤技术对水体透明度和水质的改善作用,特别是在浅水湖泊中风浪容易引起再悬浮. 壳聚糖改性土壤抵抗再悬浮的能力较高,3 倍于未改性土壤的能力;沙子抵抗再悬浮的能力更高,5 倍于未改性土壤(图 2b). 壳聚糖通过网捕和架桥作用<sup>[28]</sup>,能够有效地聚集较小和较轻的颗粒,所以改性土壤抵抗再悬浮的能力可以有效提高. 但沙子抵抗再悬浮的能力主要来自颗粒物的粒径和密度,壳聚糖改性对大沙粒抗再悬浮性影响较小.

在天然水体中将抗再悬浮的能力提高 3~5 倍对维持水体的透明度具有重要意义,而水体透明度的提高对许多生物(光合作用、生物多样性)和生态过程(沉水植被恢复)都是至关重要的. 在 200 转/min 搅拌条件下,采用 1 cm 的沙子覆盖藻絮体,上覆水仍然保持澄清(图 2b). 尽管室内模拟实验对于定量比较和筛选抗再悬浮材料是必须的,现场情况下沉积物的再悬浮与室内模拟情况可能有很大不同,需要在天然条件下进一步研究和调控其实际效果<sup>[5]</sup>. 在实际工程中,可以通过使用粒径更大的沙子或者是石砾来提高抗再悬浮的效果,但是沙子对于防止底泥中营养盐向水体的扩散效果不佳,可将改性土壤与沙子覆盖联合使用<sup>[5]</sup>.

#### 3.2 改性当地土壤技术水质改善的应急和长期效果及机制

在藻华暴发期间,蓝藻可吸收大量营养盐,改性当地土壤技术通过将藻华转移到沉积物中达到快速改善水质的效果(表 1)<sup>[5,24,29]</sup>. 然而仅仅经过絮凝除藻,营养盐仍然可以从沉积物向水体释放(图 3),难以达到持续的水质改善效果. 通过絮凝-覆盖的复合处理后,TN 和 TP 的通量得到了逆转, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  通量有显著降低,说明覆盖处理可将水质改善的应急效果维持更长的时间(图 3). 柱培养期间,1 cm 土壤覆盖后表层沉积物-水界面 ORP 高于对照和絮凝除藻处理(图 4a),且  $\text{P}(\text{TP}$  和  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$  与 ORP 呈负相关,说明覆盖处理通过改善表层沉积物的 ORP,达到对底泥中 TP 和  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  释放的控制. 这是因为在较高的 ORP 条件下底泥倾向于吸附和固定磷. 沉积物 DO 浓度垂直分布测定结果表明(图 4b),土壤覆盖和沙子覆盖处理能大幅提升沉积物-水界面 DO 及其在沉积物的分布深度. 覆盖所用的表层土壤孔隙的微表面附有较多的氧气等氧化性物质,所以土壤或沙子覆盖层具有较高的 ORP 和 DO,对抑制营养盐的化学扩散释放具有重要作用,同时覆盖层也可以通过物理阻隔作用抑制再悬浮从而阻断藻种由底泥进入水体进行复苏.

在水体水质和沉积物环境得到改善的条件下(即先把水体中的污染物暂时转移储藏在 MLS 覆盖层之下),可以快速获得浅水湖泊中恢复沉水植被的条件. 通过调控沉水植被的季节更替及其与水生动物间食物链的动态平衡(鱼、蟹食草后捕获进入食品市场),可以逐渐达到稳定生态系统结构,长期改善水质和沉积物环境,并同步实现水体中过剩营养盐的再循环与再利用的目标<sup>[5]</sup>.

#### 3.3 水华复发的抑制

原理上,如果将围隔内的藻种源大部分转移并埋藏在抗再悬浮的 MLS 覆盖层之下,藻华复苏的条件可以得到一定程度的阻断. 作者曾另文报道用改性当地土壤在 2009 年春季对底泥进行覆盖,可抑制蓝藻的复发,同时提高硅藻和绿藻的比例<sup>[37]</sup>. 因此要抑制水华复发,可以在温度较低的冬、春季节进行生态调控(MLS 底泥薄层覆盖)以阻止越冬蓝藻复苏进入水体,而不是等到复苏的藻已经弥散到整个水体后才进行处理,较低温度时可呈现草强-藻弱的趋势,有利于实现在底泥中的藻-草转换. 本研究的围隔处理是夏末除藻,尽管随后围隔内有茳草和马来眼子菜等大型沉水植物生长,水体营养盐大幅削减,但夏季水体 Chl. a 还是会有较

大幅度的升高,主要原因之一是围隔外的蓝藻可以随风浪进到围隔内,而且只进不出,同时围隔内外的营养盐浓度梯度差也造成围隔内外营养盐的扩散和交换。

### 3.4 沉水植被的恢复与 MLS 覆盖层中的藻-草转换

在富营养化湖泊中,藻类可大量繁殖占据优势,水体浑浊降低了透光层深度,限制了其他生物的生长,破坏了健康的生态平衡。在这种水环境条件下,直接在严重污染的底泥上栽种沉水植物,并不能实现由藻型向草型湖泊的转化。根据湖泊稳态转换理论,只有当水体营养盐水平降低及透明度增加到一定程度后,草型湖泊的恢复才能得以实现<sup>[8-9]</sup>。但是在内源污染严重的情况下,即使外源污染得到了有效控制,水质的提高仍是一个缓慢的过程,这使得富营养化水体中草型湖泊的恢复成为一个十分缓慢的过程。MLS-IER 技术将整体的水体污染问题转移到局部的底泥调控层,试图在保持消除水体污染的同时在底泥调控层对污染物进行各种修复和原位转化,从而加快整个水生态系统的修复。改性土壤絮凝除藻后,水体的营养盐得以快速降低且透明度快速增加,污染物暂时转移到水底。用 MLS 覆盖污染物絮体后,表层沉积物氧化还原环境和 DO 得以改善,创造出沉水植被恢复所需要的水-沉积物生境。封闭在 MLS 覆盖层下的藻种源或污染物可在高温季节死亡或加速生物降解,但部分藻可能变成孢子被埋封在底泥中。随着浅水体系中沉水植被的生长,封闭在 MLS 覆盖层下的营养盐可部分被水草吸收固定,恢复后的沉水植被又可进一步改善底质和水质。作者在前期的室内实验表明,在 DO 小于 2 mg/L 的水体中沉水植物苦草 (*V. natans*) 种子可以萌发但无法定植和生长;在同样条件下经过改性土壤对厌氧底泥进行覆盖有效提高了沉积物-水界面的 ORP 后,苦草的种子能够正常萌发、定植和生长<sup>[40]</sup>。在本研究中,2010 年 12 月在围隔内播撒轮叶黑藻幼芽后,在接下来的 3、4 和 5 月平均株高分别为 3、10 和 31 cm,在 6 月份太湖水位迅速升高 60 cm 后,轮叶黑藻种群迅速消失。在 2011 年 2 月采用改性土壤包衣技术种植整株马来眼子菜(长 30 cm),到 2011 年 8 月马来眼子菜的平均株高达 160 cm,菹草也高达 140 cm。虽然有了马来眼子菜和菹草的生长,但其覆盖度尚较低(<10%),主要是由于施工上的失误未能持续提高水体透明度。本次围隔实验中所用的建筑用沙未经粒度筛选(如水洗),含有大量的微小粉尘,在风浪作用下很容易再悬浮,致使围隔内透明度在实验期间未达到预期的改善效果。如果正确进行施工操作,可望大幅度改进沉水植被恢复的效果。

### 3.5 问题与改进

本文研究了改性当地土壤技术在改善水质与底质方面的效果与机理,该技术仍处于不断发展阶段,尚有许多问题需要进一步研究解决。

1) 抗再悬浮材料的定量评估和内源营养盐释放的研究是在室内模拟条件下进行的,目前尚不宜将这些结果直接用于工程应用。需要在各种不同的实际湖泊条件下研究风浪、水流、底栖动物扰动等因素的影响,同时应不断发展新的 MLS 改性方法以达到在实际工程中有效抑制再悬浮与内源释放的双重效果。

2) 土壤或沙子作为一种安全的载体,还可以负载高效固磷材料如  $\text{LaCl}_3$ 、铝盐等,进一步抑制内源营养盐的释放<sup>[16]</sup>,也可以将微生物负载其上,加速藻毒素在底泥中的降解<sup>[41]</sup>。相对安全的化学或生物改性剂虽然不像天然安全改性剂那样具备大面积施用的潜力,但对于污染严重的小型水体治理而言也是一个实用的研究方向。

3) 本研究的现场效果与监测是在梅梁湾软围隔中进行的,这些结果受围隔外大湖的影响很大,其长期水质和生态响应规律需要经过长期的“全湖实验”才能最终确定。在现有的软围隔实验中改性土壤絮凝可以快速降低围隔内的营养盐水平并提高溶解氧含量<sup>[5]</sup>,然而围隔内外的水体交换和扩散可严重抵消这一效果,进而干扰了后续的生态响应过程包括沉水植被恢复等。为了研究不同程度的污染水体,在各种天然条件下被改性土壤技术修复的程度和阈值,特别是草型湖泊的稳定化和生态平衡调控以及磷的原位再循环利用等定量效果,需要设计和构建科学的全湖实验体系,即由多个可相互对照并可长期准确全湖监测的实验水体集群。在技术原理与效果和生态响应等各个环节的衔接与配套及其技术参数在全湖实验中得到完善之后,即可为大规模生态工程提供技术指导。在证明了新原理的可行之后,必须发展工程手段和方法才能将小水体效果推广到大湖体系,工程覆盖的水面比例越大其效果受周围未处理水面的干扰就越小。大湖的治理必须具备与其尺度相对应的工程规模,而大规模工程能力的建设涉及到产业化等诸多领域的协同发展,在这个复杂的系统工程中,科学原理和应用基础研究是确定创新技术方向的重要环节。



## 4 结论

为了在浅水湖泊中同时实现水华蓝藻去除和富营养化控制,在太湖梅梁湾围隔内研究了改性当地土壤絮凝除藻及其对水质改善的应急和长期效果,并结合室内实验研究了该技术防控底泥再悬浮和减少底泥二次污染的长效机制.现场围隔实验结果表明,改性当地土壤除藻 30 min 后,  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{TP}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  和  $\text{Chl. a}$  的去除率分别为 66%、57%、60%、93%、92% 和 98%,说明通过改性土壤絮凝除藻的过程同样可以迅速地去除水体营养盐,起到应急水质改善作用.长期水质监测结果表明,围隔内的  $\text{TN}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{TP}$  和  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  在处理后的 11 个月内的均值分别降低了 39.83%、52.30%、48.53%、18.75% 和 60.00%,说明在絮凝除藻的基础上,通过对藻絮体的覆盖可以实现对水体营养盐水平的长效控制,从而改善水体富营养化水平.室内再悬浮实验结果表明,沙子和改性土壤抗再悬浮能力较未改性土壤分别提高了 5 倍和 3 倍.室内柱培养结果表明改性土壤絮凝除藻和沙土覆盖相结合可有效提高表层沉积物-水界面的 ORP 和 DO,使沉积物向水体的 TP 和 TN 通量从源逆转成汇,  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  和  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  通量大幅度降低.该技术的实际工程效果还需在全湖实验条件下通过长期监测和研发不断改进提高.

## 5 参考文献

- [1] Gilbert N. The disappearing nutrient. *Nature*, 2009, **461**(7265):716-718.
- [2] Paerl HW, Huisman J. Blooms like it hot. *Science*, 2008, **320**(5872):57-58.
- [3] Guo L. Doing battle with the green monster of Taihu Lake. *Science*, 2007, **317**(5842):1166.
- [4] Elser J, Bennet E. A broken biogeochemical cycle. *Nature*, 2011, **478**(7367):29-31.
- [5] Pan G, Dai L, Li L *et al.* Reducing the recruitment of sedimented algae and nutrient release into the overlying water using modified soil/sand flocculation-capping in eutrophic lakes. *Environ Sci Technol*, 2012, **46**(9):5077-5084.
- [6] 秦伯强,杨柳燕,陈非洲等.湖泊富营养化发生机制与控制技术及其应用.科学通报,2006, **51**(1):1-10.
- [7] Scheffer M, Carpenter S, Foley JA *et al.* Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 2001, **413**(6856):591-596.
- [8] Scharf W. Restoration of the highly eutrophic lingese reservoir. *Hydrobiologia*, 1999, **416**:85-96.
- [9] Søndergaard M, Jeppesen E, Jensen JP *et al.* Lake restoration in Denmark. *Lakes Reserv Res Manage*, 2000, **5**(3):151-159.
- [10] 沈银武,刘永定,吴国樵等.富营养湖泊滇池水华蓝藻的机械清除.水生生物学报,2004, **28**(2):131-136.
- [11] Hudnell HK, Jones C, Labisi B *et al.* Freshwater harmful algal bloom (FHAB) suppression with solar powered circulation (SPC). *Harmful Algae*, 2010, **9**(2):208-217.
- [12] Prepas EE, Burke JM. Effects of hypolimnetic oxygenation on water quality in Amisk Lake, Alberta, a deep, eutrophic lake with high internal phosphorus loading rates. *Can J Fish Aquat Sci*, 1997, **54**(9):2111-2120.
- [13] Van Hullebusch E, Deluchat V, Chazal PM *et al.* Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake; Part I. Case of aluminium sulphate. *Environ Pollut*, 2002, **120**(3):617-626.
- [14] Ma J, Liu W. Effectiveness and mechanism of potassium ferrate(VI) preoxidation for algae removal by coagulation. *Water Res*, 2002, **36**(4):871-878.
- [15] Yuan XZ, Pan G, Chen H *et al.* Phosphorus fixation in lake sediments using  $\text{LaCl}_3$ -modified clays. *Ecol Eng*, 2009, **35**(11):1599-1602.
- [16] Robb M, Greenop B, Goss Z *et al.* Application of Phoslock (TM), an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings. *Hydrobiologia*, 2003, **294**(1/2/3):237-243.
- [17] Gibbs MM, Hickey CW, Ozkundakci D. Sustainability assessment and comparison of efficacy of four P-inactivation agents for managing internal phosphorus loads in lakes: sediment incubations. *Hydrobiologia*, 2011, **658**(1):253-275.
- [18] Wu YH, Liu JT, Yang LZ *et al.* Allelopathic control of cyanobacterial blooms by periphyton biofilms. *Environ Microbiol*, 2011, **13**(3):604-615.
- [19] Prepas EE, Pinel-Alloul B, Chambers PA *et al.* Lime treatment and its effects on the chemistry and biota of hardwater eutrophic lakes. *Freshwater Biol*, 2001, **46**(8):1049-1060.
- [20] Ji RP, Lu XW, Li XN *et al.* Biological degradation of algae and microcystins by microbial enrichment on artificial media.

- Ecol Eng*, 2009, **35**(11):1584-1588.
- [21] Gulati RD, van Donk E. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia*, 2002, **478**(1/2/3):73-106.
- [22] 李希, 铁柏清, 杨余维等. 混合植物型人工浮岛的动态水质净化特性. 水处理技术, 2009, **35**(8):63-65.
- [23] Hu W, Zhai S, Zhu Z *et al.* Impacts of the Yangtze River water transfer on the restoration of Lake Taihu. *Ecol Eng*, 2008, **34**(1):30-49.
- [24] Pan G, Yang B, Wang D *et al.* In-lake algal bloom removal and submerged vegetation restoration using modified local soils. *Ecol Eng*, 2011, **37**(2):302-308.
- [25] Pan G, Chen J, Anderson DM. Modified local sands for the mitigation of harmful algal blooms. *Harmful Algae*, 2011, **10**(4):381-387.
- [26] Chen J, Pan G. Harmful algal blooms mitigation using clay/soil/sand modified with xanthan and calcium hydroxide. *J Appl Phycol*, 2011 (DOI: 10.1007/s10811-011-9751-7).
- [27] Pan G, Zhang MM, Chen H *et al.* Removal of cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils. I. Equilibrium and kinetic screening on the flocculation of *Microcystis aeruginosa* using commercially available clays and minerals. *Environ Pollut*, 2006, **141**(2):195-200.
- [28] Zou H, Pan G, Chen H *et al.* Removal of cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils. II. Effective removal of *Microcystis aeruginosa* using local soils and sediments modified by chitosan. *Environ Pollut*, 2006, **141**(2):201-205.
- [29] Pan G, Zou H, Chen H *et al.* Removal of harmful cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils. III. Factors affecting the removal efficiency and an in situ field experiment using chitosan-modified local soils. *Environ Pollut*, 2006, **141**(2):206-212.
- [30] 潘纲, 张明明, 闫海等. 粘土絮凝沉降铜绿微囊藻的动力学及其作用机理. 环境科学, 2003, **24**(5):1-10.
- [31] 邹华, 潘纲, 陈灏. 离子强度对粘土和改性粘土絮凝去除水华铜绿微囊藻的影响. 环境科学, 2005, **26**(2):148-151.
- [32] 邹华, 潘纲, 陈灏. 壳聚糖改性粘土对水华优势藻铜绿微囊藻的絮凝去除. 环境科学, 2004, **25**(6):40-43.
- [33] 潘纲, 杨波, 李垒等. 一种利用纳米气泡修复湖泊和厌氧底泥的方法. 中国, 申请号: 200910080563.5.
- [34] Pan G, Yang B. Effect of surface hydrophobicity on the formation and stability of oxygen nanobubbles. *Chemphyschem*, 2012 (DOI: 10.1002/cphec.201100714).
- [35] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法: 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [36] 秦伯强, 胡维平, 刘正文等. 太湖水源地水质净化的生态工程试验研究. 环境科学学报, 2007, **27**(1):5-12.
- [37] 王丹, 潘纲, 代立春等. 改性当地土壤湖泊综合修复技术对浮游植物群落变动的影响. 环境工程学报, 2011 (已接收).
- [38] Yan QY, Yu YH, Feng WS *et al.* Plankton community succession in artificial systems subjected to cyanobacterial blooms removal using chitosan-modified soils. *Microbial Ecology*, 2009, **58**(1):47-55.
- [39] Ni J, Yu Y, Feng W *et al.* Impacts of algal blooms removal by chitosan-modified soils on zooplankton community in Taihu Lake, China. *J Environ Sci-China*, 2010, **22**(10):1500-1507.
- [40] 周莹, 潘纲, 陈灏. 土壤原位覆盖对底泥的修复作用研究. 环境工程学报, 2011, **5**(11):2459-2463.
- [41] Yan H, Pan G, Zou H *et al.* Effective removal of microcystins using carbon nanotubes embedded with bacteria. *Chinese Sci Bull*, 2004, **49**(16):1694-1698.