

对比分析两种锁磷剂 对太湖不同湖区沉积 物的除磷效率

摘要

蓝藻水华及其危害在全球范围内日趋严重，浅水湖泊中以蓝藻水华尤为显著。2007 年发生在我国无锡的太湖水危机事件就是由于蓝藻水华导致的。我国第三大淡水湖泊—太湖，湖泊富营养化严重、蓝藻水华频繁爆发。人类活动导致的湖泊富营养化及蓝藻水华已引起社会的广泛关注。而控制 N 与 P 含量是解决富营养化问题的关键。目前，控制沉积物 P 再释放的管理策略包括：絮凝剂吸附磷法，沉积物覆盖法（施用材料把处于厌氧与释放状态的 P 封存在底部）。而这些策略的目的都是减少蓝藻水华形成所必需的可利用磷含量。

因此，基于 P 控制策略，在太湖开展了柱状沉积物实验来检验两种锁磷剂（Phoslock 与 Algalblock）在厌氧条件下锁磷的效果。实验采用取自太湖三个营养水平与生态类型不同的水域（梅梁湾、大浦河、东太湖）的泥柱，在实验室可控条件下观察两种锁磷剂控磷的效果。

研究结果显示，两种锁磷剂都能够在很快的时间内沉积到水-沉积物界面上，并且形成一种薄层分隔上覆水和沉积物。其锁磷（或者固化磷）效果如下：

(1) 与 Algalblock 相比，Phoslock 更高效地抑制沉积物 P 的释放。针对 P 浓度较高的大浦河沉积物，Phoslock 具有较高的 P 去除效率，接近 90%；而针对 P 浓度较低的东太湖沉积物， 100g/m^2 的 Phoslock 就可完成除 P 的目标，且维持 P 浓度在较低水平。

(2) 太湖不同区域，锁磷剂的控磷效率与其剂量有关。在沉积物磷含量较高的大浦河和梅梁湾， 1000 g/m^2 锁磷剂具有最高的控磷效

率。在有机物含量较高的东太湖，Phoslock 在 1000 g/m^2 时具有最高的除磷效率，而 Algalblock 在 100 g/m^2 时具有最高除磷效率；

(3) 两种锁磷剂的有效作用时间不同。厌氧培养期间，Phoslock 的三个浓度梯度的处理均能有效抑制沉积物磷的释放，维持水体中磷浓度在初始水平。而 Algalblock 仅在第一天能抑制磷释放，随后培养期间，Algalblock 不能完全地抑制磷释放；

(4) Phoslock 和 Algalblock 均可改变微生物的硝化和反硝化作用过程。两种锁磷剂对沉积物 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的影响与各处理的浓度梯度和沉积物性质以及锁磷剂本身的吸附能力有关；

(5) 覆盖材料沉降到沉积物表面会改变沉积物的物理、化学性质，促进沉积物和锁磷剂中的金属元素释放，因此，在应用 Phoslock 时要充分考虑其中金属镉释放所造成的生态毒性问题。

因此，虽然 Algalblock 和 Phoslock 均能抑制磷的释放，但在太湖野外应用时，还应考虑以下问题：首先，虽然 Phoslock 具有较高的控磷效率，但是 Phoslock 应用时释放毒性元素镉，因此，在水产养殖区和饮用水水源地，Algalblock 应是比较安全的选择；其次，锁磷剂的应用区域建议在太湖风浪较小的湖湾地带，比如五里湖或者东太湖，而在风浪较强的开敞水域，锁磷剂可能受沉积物再悬浮的影响，除磷效率降低，针对这方面的问题有待进一步研究。

目录

1 引言	1
2 材料和方法	3
2.1 点位描述	3
2.2 锁磷剂	5
2.3 柱状沉积物和水样的采集	5
2.4 沉积物覆盖试验	6
2.5 化学分析	7
3 结果	8
3.1 沉积物特性	8
3.2 磷.....	9
3.3 氮.....	11
3.4 金属元素	14
4 讨论	17
4.1 磷去除效率	18
4.2 锁磷剂的有效作用时间	19
4.3 其他效应	20
4.4 锁磷剂在太湖应用的适宜性	21
5 结论与展望	24
5.1 主要结论	错误！未定义书签。
5.2 研究展望	22
参考文献	25

1 引言

蓝藻水华及其危害在全球范围内日趋严重,浅水湖泊中以蓝藻水华尤为显著。人类活动加速了水体的富营养化,进而加速了蓝藻水华发生的概率和频率(Hallegraeff, 1993; Paerl et al., 2011),因此严重地威胁到引用水安全及淡水生态系统的生态、经济可持续发展。2007年太湖贡湖湾的蓝藻水华爆发,引起了无锡市供水危机,导致百万市民没有水喝(Guo, 2007; Qin et al., 2010)。

引起蓝藻水华发生的因素很多,人类活动引起的营养盐过度排入湖泊、水库是其中重要因素(Paerl et al., 2001; Paerl et al., 2011)。尤其涉及到生物生长所必需的生源要素氮(N)和磷(P)的输入(Hart et al., 2003; Paerl et al., 2011; Xu et al., 2010)。P的主要来源有外源输入(主要包括降水、径流、农业、生活污水、工业及市政用水)和内源负荷(沉积物释放)。一般地,采取一些强制性的政策和规定降低流域中营养盐的输入(控制污水排入和土地利用)以控制外源污染。然而,外源输入的营养盐进入湖泊,一部分随颗粒物沉降贮存在沉积物中,在一定条件下吸附在沉积物中的大量营养盐释放进入水体并在湖泊生态系统中再循环利用(Sondergaard et al., 2003)。因此,内源释放通常控制了湖泊富营养化状态,甚至还会在外源完全控制住的情况下,仍然由于底泥内源的释放而延迟湖泊水质改善和生态恢复(Gao et al., 2006; Jeppesen et al., 2005)。

降低N和P负荷是恢复湖泊生态系统的前提。其中,微生物的硝化和反硝化作用可永久性地去除部分N负荷(McCarthy et al., 2007)。然而P负荷,则没有相应的去除方法。此外,大量研究发现P

在淡水尤其是浅水湖泊生态系统中具有举足轻重的作用(Istvanovics et al., 2004; Schindler, 1977; Schindler et al., 2008)。因此, 许多控制沉积物 P 释放的措施应运而生, 包括利用结合湖泊系统中磷的锁磷剂, 它的应用一方面作为絮凝剂去除水体中的 P 或者作为覆盖物覆盖在沉积物上防止厌氧条件下沉积磷释放(Gibbs et al., 2011)。覆盖材料可分为被动型物理覆盖物(例如, 沙子、砾石、粘土)或者主动型化学覆盖物。主动型覆盖物一般指透水的化学或者地球化学材料, 在吸附或者沉淀过程中去除磷(Hickey and Gibbs, 2009)。主动型覆盖物包括铁矿石、红壤、粉煤灰和碳酸盐(De-Bashan and Bashan, 2004; Huang et al., 2008)、方解石(CaCO_3) (Hart et al., 2003)、沸石(Gibbs et al., 2011)和改性粘土, 如 Phoslock(Haghseresht et al., 2009)和高岭土。虽然磷钝化技术在世界许多湖泊中应用广泛(Berg et al., 2004; Hickey and Gibbs, 2009; Kopacek et al., 2000), 但是在我国, 尤其是在占我国淡水湖泊 60%的富营养化浅水湖泊中的应用, 相关文献报道较少(Qin et al., 2006)。

本研究选取太湖不同生态类型的湖区(大浦河、梅梁湾及东太湖), 分别采集柱状沉积物, 应用两种锁磷剂(Phoslock 和 Algalblock), 对比分析其在厌氧状态下的除磷效率。研究中, 进行了柱状沉积物的厌氧培养试验, 以达到以下目标: (1) 评价两种锁磷剂在太湖不同湖区的除磷效率; (2) 确定了在太湖不同湖区最佳锁磷剂的应用剂量; (3) 确定了在厌氧条件下锁磷剂的有效作用时间; (4) 确定锁磷剂在应用时对湖泊生态系统的负效应。

2 材料和方法

2.1 点位描述

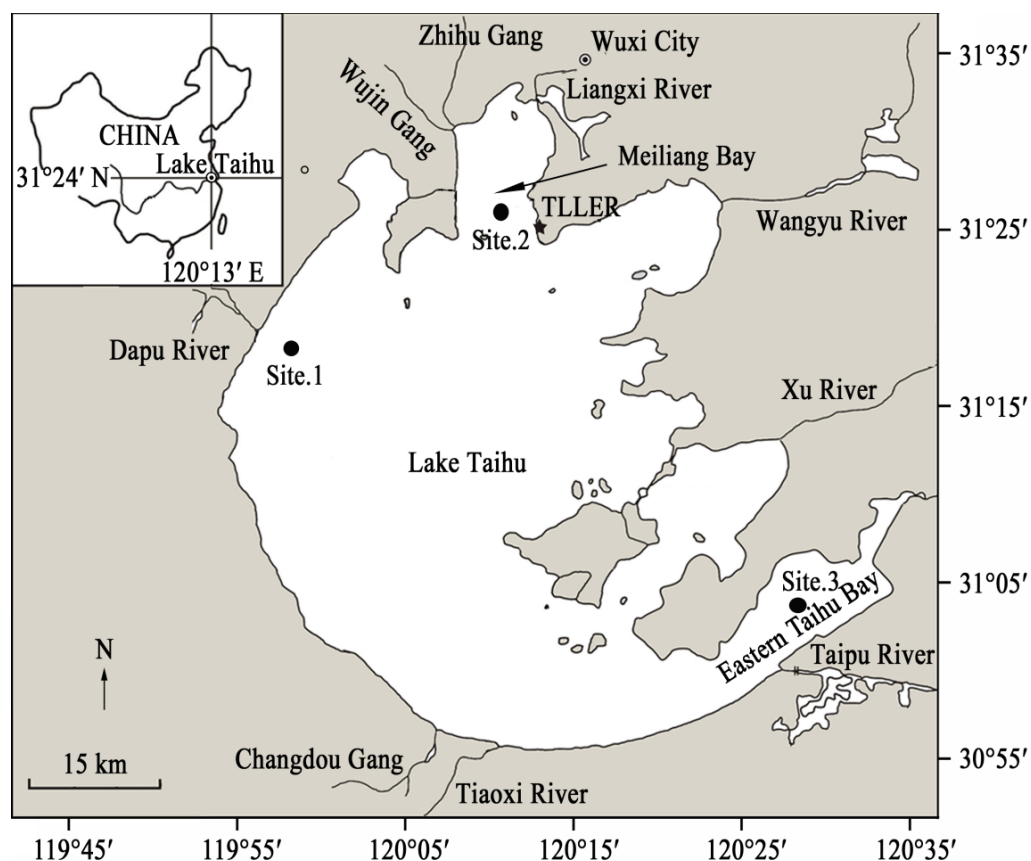


图 1 太湖采样点位图

太湖是典型的大型浅水湖泊，属亚热带季风气候。湖泊面积 2338 km²，最大深度小于 3 m，平均水深 1.9 m，水力滞留时间平均为 270 天(Qin et al., 2007)。太湖具有复杂河流水系，入湖河流来自流域的北部和西部，出湖河流在流域的东部(Qin et al., 2007)。入湖河流常携带大量的 N 和 P 等营养盐(Xu and Qin, 2005)。因此，水文条件决定了湖泊营养盐呈现梯度分布，西部和北部湖区为重富营养化水平和东部湖区的中富营养化水平(Chen et al., 2003)。此外，太湖沉积物的空间分

布调查显示沉积物覆盖 1100km²，占湖面面积约 47.5%(Luo et al., 2004)。并受东南季风影响，沉积物大部分蓄积在西部沿岸和北部湖湾地区，此处沉积物最大深度大于 4 m，然而在东部湖湾沉积物最大深度小于 2 m(Luo et al., 2004)。

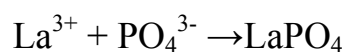
沉积物采自太湖三个不同营养化水平和生态类型的湖区（图 1）。点位 1 位于大浦河入湖河口区，入湖河流携带大量的工业和农田排放的 N、P，属于重富营养的河口区(Qin et al., 2006)。点位 2 位于梅梁湾的中心地带。梅梁湾位于太湖北部，经梁溪河和直湖港接纳来自无锡和常州的市政污染物(Chen et al., 2003)。1988 年以来，每年夏季和秋季，梅梁湾都经历严重的蓝藻水华(Chen et al., 2003; Guo, 2007)。点位 3 位于东太湖，其大型水生植物覆盖度高达 90%(Wu et al., 2007)，同时，东太湖具有相当重要的经济地位，不仅是江、浙、沪等省市的重要水源地(Qin et al., 2007)，也是主要的水产养殖区域。三个采样点的环境特征见表 1。

表 1 大浦河、梅梁湾及东太湖的环境特征

Sites	Temp (°C)	EC (μS/cm)	pH	ORP (mv)	Turbidity (NTU)	Chla (mg/L)	DO (mg/L)	La (μg/L)	Ca (mg/L)
Dapu	7.48	0.918	7.97	368	32	4.32	9.11	0.036	58.1
Meiliang	7.49	0.686	8.41	473	14.2	10.43	12.53	0.13	49.8
Eastern Taihu	7.46	0.522	8.26	418	25.9	5.85	12.3	0.11	42.3

2.2 锁磷剂

Phoslock是主要由化学活性成分镧化物组成的改性黏土，由CSIRO公司（Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization）和合作伙伴 Water Rivers Commission (Department of Environmental Protection, Western Australia)共同研制(Robb et al., 2003)。Phoslock的设计原理是其中的化学活性成分镧化物和改性黏土颗粒与水体中的磷发生反应产生化学沉淀及混疑沉淀，而后随黏土颗粒缓慢沉降到水体底部，所产生的磷的混合物性能稳定，可使处理的磷长期固化在底泥中，不存在底泥磷的再次释放问题。镧和磷酸盐反应的化学方程式如下：



Algalblock 是一种特殊的表面活性沉淀碳酸钙。施用后，可溶性P吸附到 Algalblock 表面，颗粒物一旦沉降到沉积物表面，便与沉积物和上覆水中的磷反应，并形成不溶于水的矿物（羟基磷灰石），Algalblock 在水-沉积物界面起到了不溶性天然矿物的屏障作用，阻止沉积物中 P 的释放。

2.3 柱状沉积物和水样的采集

浮游植物通过光合作用能把无机态磷转化成的有机态磷，而锁磷剂的主要原理是结合沉积物释放的无机磷(Gibbs et al., 2011)。因此试验在浮游植物生物量较低的3月进行，降低浮游植物生长吸收磷对试验的影响。在太湖风平浪静的条件下，沉积物采集器采集完整无扰的沉

积物柱状样。泥柱两端用橡胶塞密封，然后运到实验室。同时，每个采样点采集 70 L 的表层水。在实验室内，每个区域的泥柱自表层到底层每 2 cm 切割泥柱，用以确定沉积物的化学特性。其他沉积物柱状样转移到长 65cm 长的培养管中。同时，水样利用 20 μ m 的浮游生物过滤筛过滤数次，并用滤后水溶解试验所用的锁磷剂。培养管中沉积物深度维持在 10 cm 左右，然后添加溶解锁磷剂的湖水至水深 50cm。密封所有的培养管。培养管设置两个孔洞，一个设置在水-沉积物界面以上 15cm，采集上覆水；另外一个是通气孔，设置在培养管的上端（图 2）。

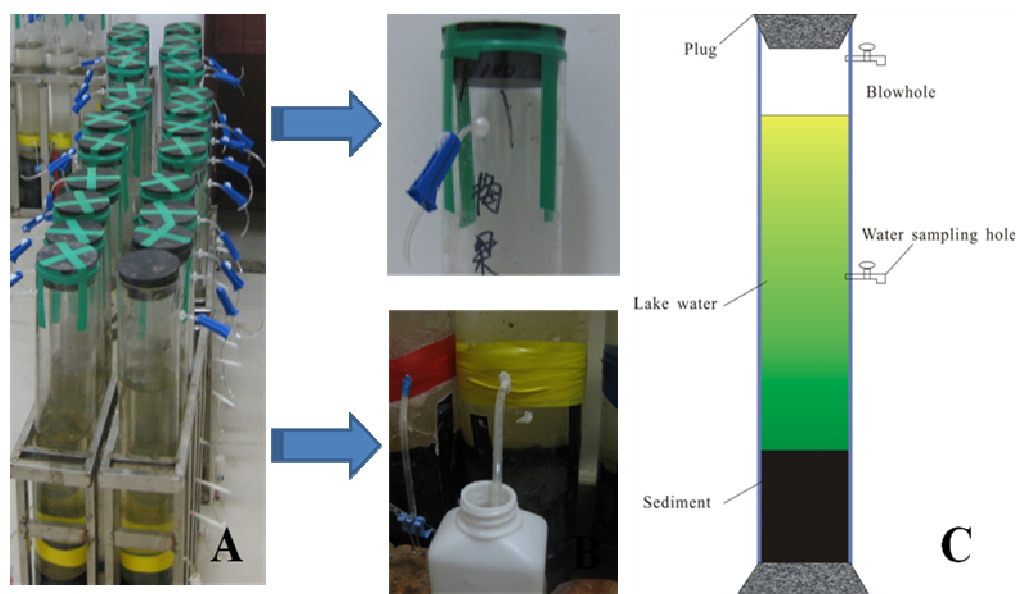


图 2. 照片 (A) 实验室沉积物柱状样培养；(B) 培养管的两个孔设置，(C) 培养管示意图

2.4 沉积物覆盖试验

锁磷剂除磷效率的试验在培养管里完整未扰沉积物柱状样中进

行。在太湖不同湖区的沉积物柱状样中添加 Phoslock 和 Algalblock, 然后密封培养管, 保持厌氧。试验设计每种锁磷剂有三个浓度梯度, 每个浓度梯度设置三个平行 (表 2)。包含对照组, 试验总计 63 根沉积物柱状样, 放置在暗室里, 控制室温在 20℃左右。试验进行 60 天, 期间共采集上覆水 5 次 (分别在第 1、7、15、30、60 天)。

表 2. 试验中锁磷剂的剂量 (g) 以及单位面积剂量 (g/m²)

锁磷剂	NPBC (g/kg)	处理		
		100 (g/m ²)	500 (g/m ²)	1000 (g/m ²)
Algalblock	50	0.608	3.04	6.08
Phoslock	20	0.608	3.04	6.08

NPBC: 标准锁磷能力

2.5 化学分析

采自培养管的水样进行水化分析。一部分水样经 GF/C (Whatman) 过滤, 分析溶解性营养盐含量 (反应活性磷 (SRP), 氨态氮 (NH₄-N), 硝态氮 (NO₃-N)) 以及溶解态金属 (铁 (Fe), 锰 (Mn), 镧 (La), 钙 (Ca))。总氮 (TN) 测定采用碱性过硫酸钾消解分光光度法, 总磷 (TP) 碱性过硫酸钾消解-钼锑抗分光光度法 (Ebina J et al., 1983), SRP 测定采用直接钼锑抗分光光度法 (Qian and Fu, 1987), NH₄-N 测定钠氏分光光度法, NO₃-N 测定分光光度法。总溶解金属用 ICP-MS 采用电感耦合等离子体原子发射测定。

每个点位的沉积物 (表层 6cm, 分三层, 0~2, 2~4, 4~6cm) 分析测定其 TN、TP 和一些金属元素含量。为了确定营养盐含量, 称取 0.1g 烘干磨细的沉积物, 与测定水体中 TN, TP 的方法一致, 测

定沉积物 TN, TP。另外一部分烘干的沉积物样品送至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, 分析沉积物中 Fe、Mn、Ca、镁 (Mg)、钠 (Na) 和铝 (Al)。

3 结果

3.1 沉积物特性

沉积物中金属元素、N 和 P 的含量在垂向上差异不显著 (表 3)。而三个区域的 N、P、和铁明显不同。在大浦河河, 沉积物中 P 含量高于其在梅梁湾和东太湖。东太湖沉积物中 N 含量最高, 梅梁湾沉积物中铁含量最高。结合太湖中沉积物含水率和湿容重(Hu et al., 2006), 计算可得表层 2cm 沉积物中所有生物可利用的 P 含量为: 大浦河河 14.3 g/m², 梅梁湾 8.3 g/m², 东太湖 7.7 g/m²。

表 3. 大浦河、梅梁湾和东太湖氮磷和金属元素含量 (g/g)

点位	深度 (cm)	TN	TP	Fe	Mn	Ca	Mg	Na	Al	K
大浦河河	0-2	3.64	1.30	26.6	0.848	8.3	6.5	12.5	54.1	14.5
	2-4	4.33	1.29	26.7	0.759	11.8	6.2	12.1	54.7	14.6
	4-6	2.87	1.04	23.1	0.752	8.4	5.6	12.9	50.3	13.8
梅梁湾	0-2	4.51	0.75	37.5	1.050	5.8	6.1	9.2	67.4	15.4
	2-4	4.01	0.63	36.9	0.734	6.0	5.7	9.4	65.2	14.6
	4-6	4.10	1.05	38.4	0.747	5.5	5.9	9.0	65.9	14.8
东太湖	0-2	5.75	0.70	35.9	1.006	6.1	6.6	8.8	71.0	16.1
	2-4	5.33	0.76	34.2	0.720	6.1	6.2	9.2	68.9	15.7
	4-6	5.55	0.79	33.8	0.707	6.0	6.1	9.1	68.1	15.5

3.2 磷

在厌氧培养下,沉积物中 P 释放进入水体,随着厌氧时间的延续,水体中 P 的浓度逐步增加,相当于连续向水体中添加 P(图 3)。反应活性磷 (SRP) 是厌氧条件下沉积物 P 释放的主要形态。如果处理组中 SRP 的浓度低于其在对照组的浓度,说明锁磷剂有效地抑制沉积物 P 释放,相反地,则锁磷剂促进了沉积物 P 释放。同时,如果处理组中 SRP 的浓度低于其初始浓度,说明锁磷剂能完全抑制沉积物 P 释放。试验中发现,在大浦河 Algalblock 和 Phoslock 各处理组中,两种锁磷剂都能抑制沉积物 P 释放,而且随着锁磷剂剂量越大,锁磷剂的 P 去除效果越好(图 3d)。在梅梁湾,两种锁磷剂能有效地抑制 P 释放,水体中 SRP 浓度随着锁磷剂剂量的增加而降低。然而,培养期间两种锁磷剂各处理组中 SRP 浓度高于初始浓度,说明两种锁磷剂不能完全地抑制沉积物磷释放(图 3e)。在东太湖,两种锁磷剂能抑制沉积物 P 释放(图 3f)。Phoslock 的三个浓度梯度的处理能完全抑制沉积物 P 释放。在 Algalblock 处理组中,100 g/m² 处理组能完全抑制沉积物 P 释放,随着 Algalblock 剂量越大,其去除 P 效果越差。

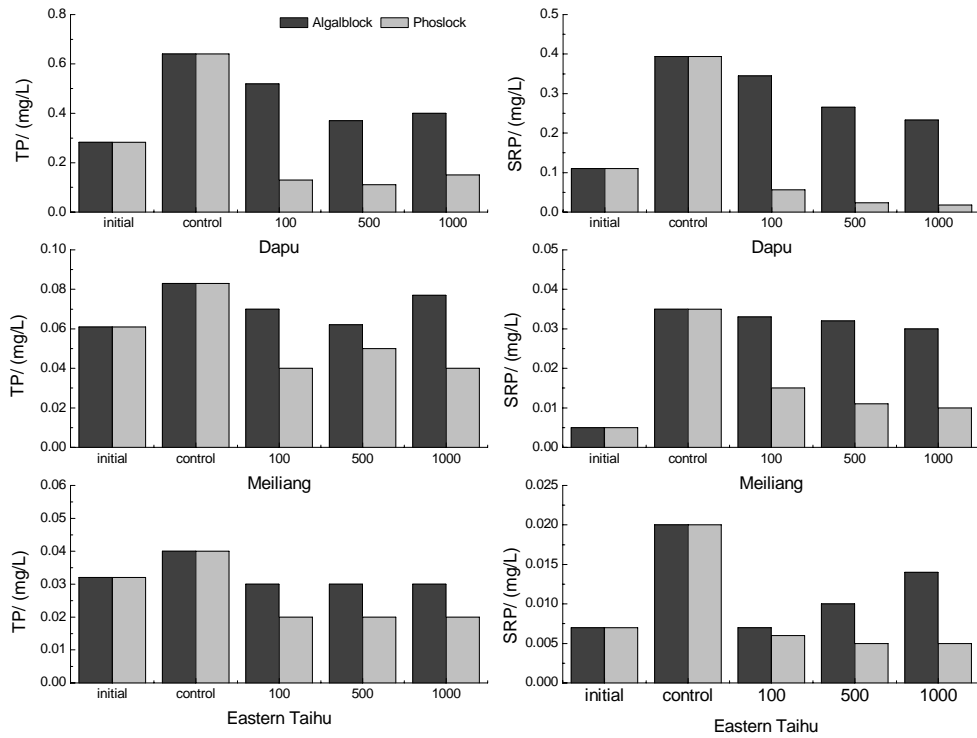


图 3. 大浦河，梅梁湾和东太湖初始及试验平均 TP 和 SRP 的浓度

SRP 浓度的时间变化显示，随着厌氧培养时间的增加，对照组中 SRP 的浓度逐步增加(图 4)。在大浦河和梅梁湾的对照组中，SRP 的浓度在第 30 天达到最大值，东太湖在第 15 天达到最大值。在处理组中，水体中 SRP 的浓度受两个相反作用控制，锁磷剂的吸附作用和上覆水与沉积物间隙水间的浓度差的扩散作用。在大浦河 Algalblock 处理组中(图 4-a)，三个浓度梯度的处理在培养 15 天后，水体中 SRP 浓度出现差异。在 Phoslock 处理中，三个浓度梯度的处理保持水体中磷浓度在较低水平(图 4-b)。在梅梁湾，Algalblock 在第 30 天开始显现作用(图 4-c)。Phoslock 处理组中在第七天后 SRP 的浓度逐步降低(图 4-d)。在东太湖，SRP 的浓度在 Algalblock 三个浓度梯度的处理组间无显著差异(图 4-e)。在厌氧培养期间，Phoslock 处理组保持水体中磷浓度在较低的水平(图 4-f)。

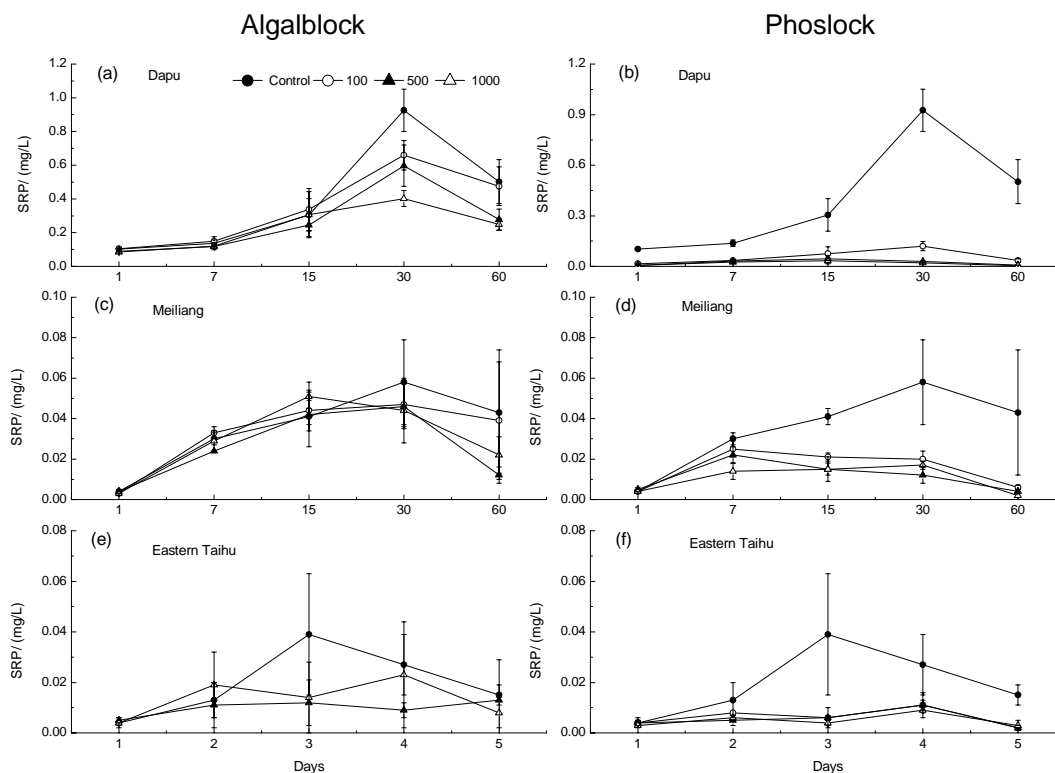


图 4. 大浦河，梅梁湾和东太湖各处理中 SRP 浓度的时间变化

3.3 氮

与 P 不同，沉积物 N 的释放过程不直接受锁磷剂影响。厌氧条件下沉积物 N 释放主要以溶解态的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 形式。

图 5 显示锁磷剂对沉积物 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的影响与各处理的浓度梯度和沉积物性质有关。在大浦河沉积物柱状样中，Algalblock 100 g/m^2 处理对沉积物 $\text{NH}_4\text{-N}$ 释放没有影响，然随着 Algalblock 剂量的增加， $\text{NH}_4\text{-N}$ 的释放受到抑制。在 Phoslock 处理组， 100 g/m^2 处理能抑制 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的释放，而 500 g/m^2 和 1000 g/m^2 对 $\text{NH}_4\text{-N}$ 释放无显著影响(图 5-d)。在梅梁湾，剂量越低的 Algalblock 越能抑制 $\text{NH}_4\text{-N}$ 释放。而 100 g/m^2 的 Phoslock 抑制 $\text{NH}_4\text{-N}$ 释放的效果最好(图 5-e)。在东太湖，随着 Algalblock 剂量的增加， $\text{NH}_4\text{-N}$ 的释放逐步受到抑制，Phoslock

处理正好与之相反,随着剂量的减小, $\text{NH}_4\text{-N}$ 的释放逐步受到抑制(图 5-f)。

$\text{NO}_3\text{-N}$ 试验结果发现,厌氧培养降低了对照组中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量(图 5-g-l)。在大浦河河的柱状样中, 100 g/m^2 Algalblock 与其他两个梯度处理相比, $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度降低幅度最大,然而, 100 g/m^2 Phoslock 能促使 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的再生,而 500 g/m^2 和 1000 g/m^2 对 $\text{NO}_3\text{-N}$ 无显著影响(图 5-g)。在梅梁湾,两种锁磷剂的三个浓度梯度的处理均降低了水体中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的浓度(图 5-h)。在东太湖,在 100 g/m^2 Algalblock 和 Phoslock 处理组, $\text{NO}_3\text{-N}$ 的浓度没有显著变化。 500 g/m^2 和 1000 g/m^2 Algalblock 能促进 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的生成,而 500 g/m^2 和 1000 g/m^2 Phoslock 降低了 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的浓度(图 5-l)。

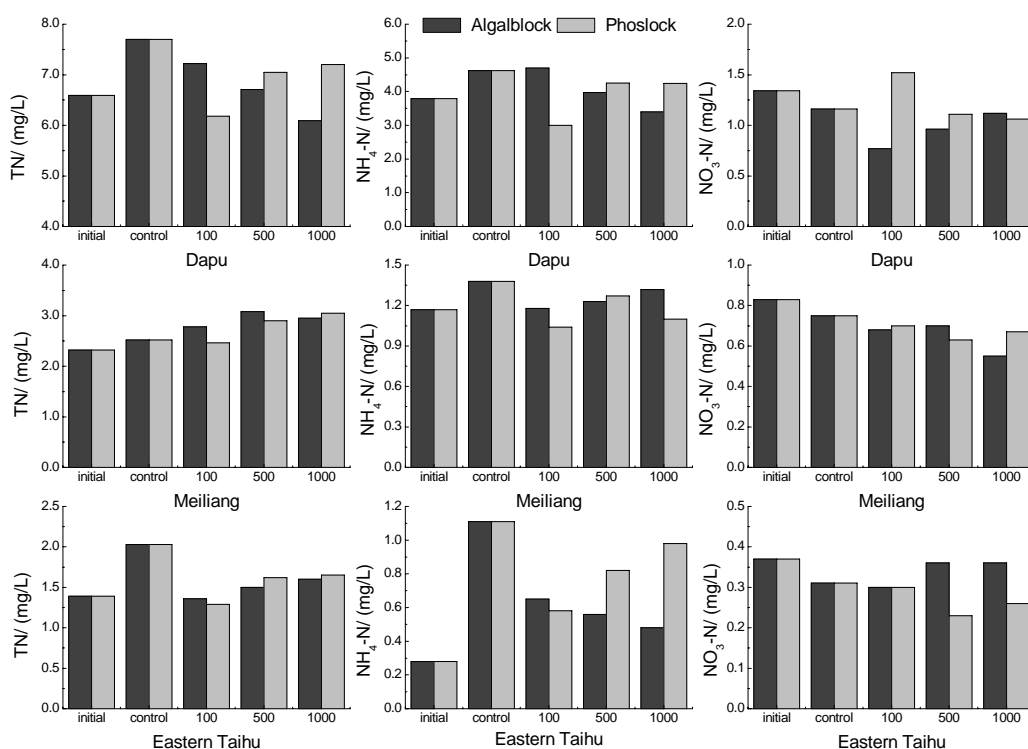


图 5. 大浦河、梅梁湾和东太湖初始及试验平均 TN、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的浓度

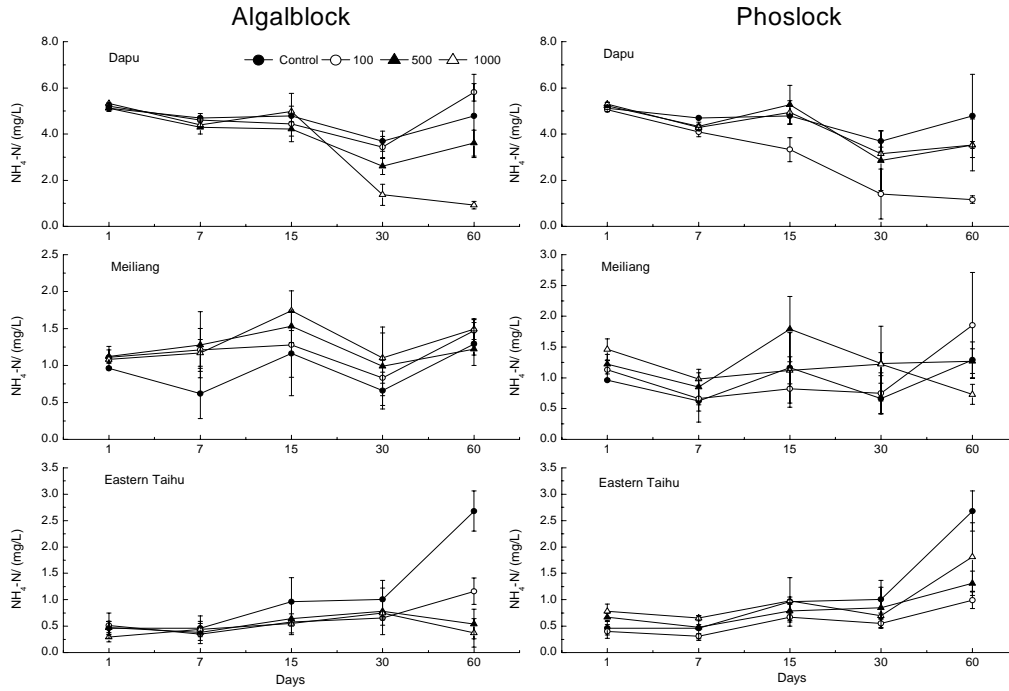


图 6. 大浦河、梅梁湾和东太湖各处理中 NH₄-N 浓度的时间变化

NH₄-N 浓度的时间变化显示，NH₄-N 释放通量与培养时间有关（图 6）。大浦河柱状样，培养 15 天之后，三个浓度梯度的处理出现作用差异，1000 g/m² Algalblock 最高效地抑制 NH₄-N 释放(图 6-a)；在培养 7 天后，Phoslock 处理组在 100 g/m² 时最高效地抑制 NH₄-N 释放(图 6-b)。在梅梁湾，两种锁磷剂的三种处理都不能有效地抑制 NH₄-N 释放(图 6-c\d)。在东太湖，培养 30 天后 1000 g/m² Algalblock 和 100 g/m² Phoslock 能有效地抑制 NH₄-N 释放(图 6-e\f)。

图 7 显示了 NO₃-N 随时间的变化。在大浦河，两种锁磷剂处理前 30 天 NO₃-N 浓度降低，在后 30 天 NO₃-N 浓度升高（图 7-a\b）。在梅梁湾，经过 60 天培养，两种锁磷剂逐步降低 NO₃-N 浓度(图 7-c\d)。在东太湖，NO₃-N 的时间变化趋势与大浦河一致(图 7-e\f)。

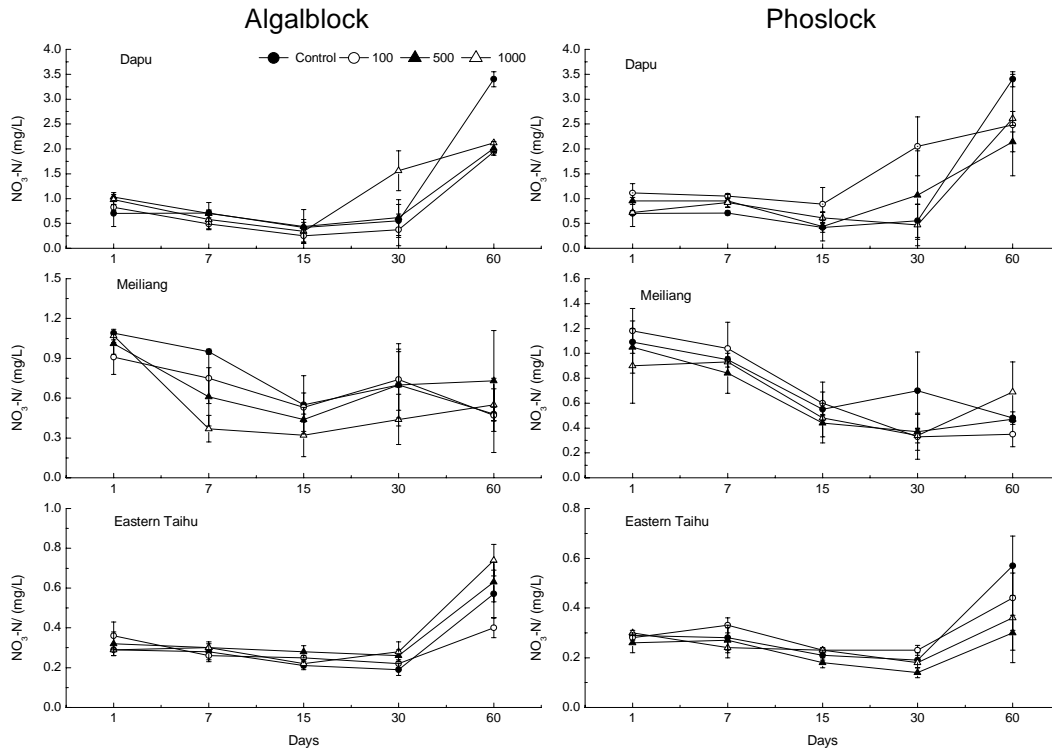


图 7. 大浦河、梅梁湾和东太湖各处理中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度的时间变化

3.4 金属元素

覆盖材料沉降到沉积物表层，改变了水-沉积物界面的环境，使金属元素可能从沉积物中释放进入水体(Gibbs et al., 2007)。同时，锁磷剂中的活性元素例如镧、钙，也可能会释放并进入水体。

3.4.1 镧

镧是改性粘土 Phoslock 中的活性元素。水体中镧浓度升高会影响水质，因此试验中检测上覆水中镧的浓度，判断镧是否从 Phoslock 中释放出来。研究发现，在三个采样区域沉积物柱状样中，phoslock 三个浓度梯度处理的上覆水中镧的浓度均高于对照（图 8）。一般，施用的 phoslock 剂量越高，水体中镧的浓度越高。镧的浓度在梅梁湾和东太湖各处理中呈增加的趋势；而在大浦河，培养期间各处理中镧

的浓度呈轻微地降低趋势。

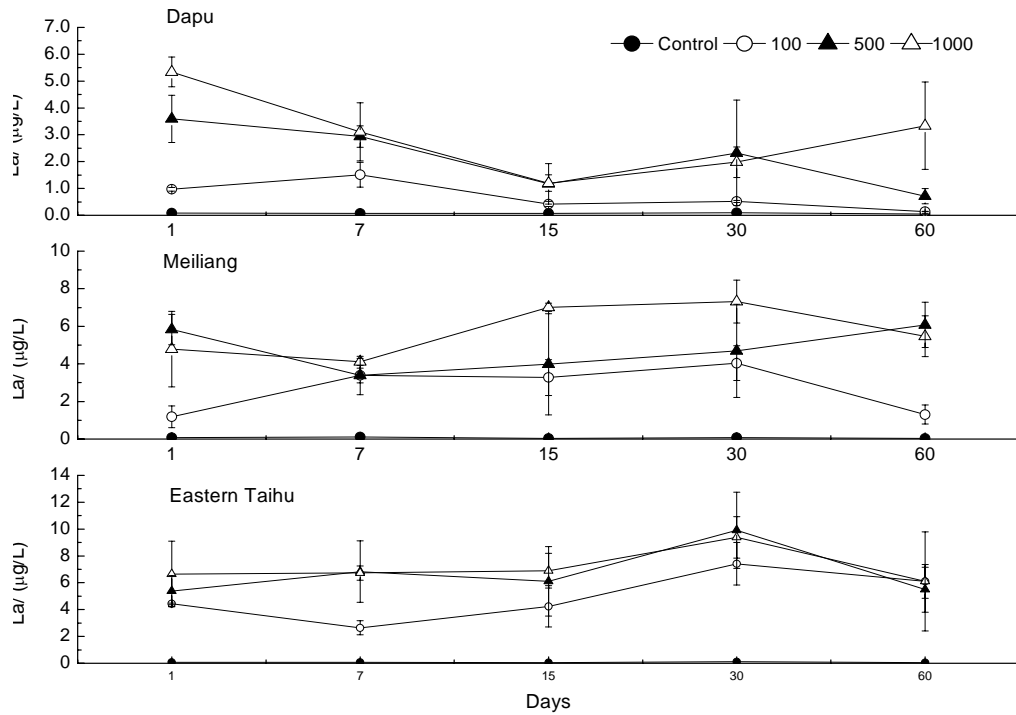


图 8. 大浦河、梅梁湾和东太湖 Phoslock 各处理中镉浓度的时间变化

3.4.2 钙

Algalblock 是一种特殊的具有表面活性的碳酸钙，是天然的无毒化合物。在 60 天的培养期间，沉积物和 Algalblock 中的钙释放进入水体。图 9 显示，钙的浓度会随着培养时间增加而增大，同时，越是高浓度的 Algalblock 处理中，钙浓度越高。

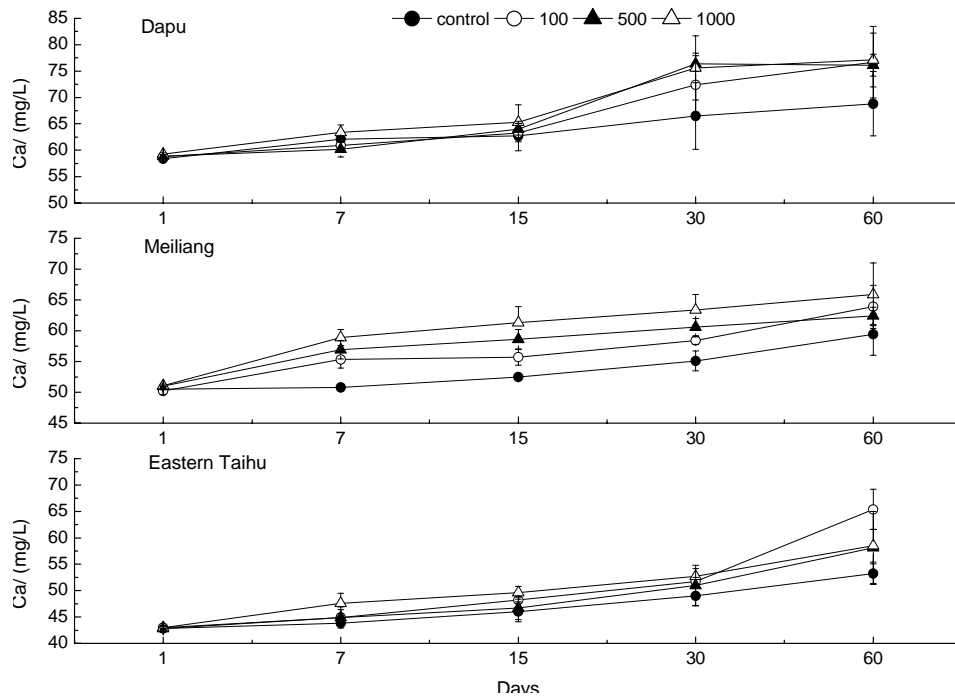


图 9. 大浦河，梅梁湾和东太湖 Algalblock 各处理中钙浓度的时间变化

3.4.3 铁和锰

在厌氧条件下，铁和锰从沉积物中释放出来。Algalblock 和 Phoslock 不仅不能抑制沉积物中 Mn 的释放，反而促进了沉积物中 Mn 的释放（图 10）。图 11 显示，Phoslock 各处理均可抑制沉积物中铁的释放；而在 Algalblock 处理中，仅梅梁湾的 500 g/m² 和 1000 g/m² 处理浓度下，Algalblock 能维持 Fe 的浓度在初始水平。

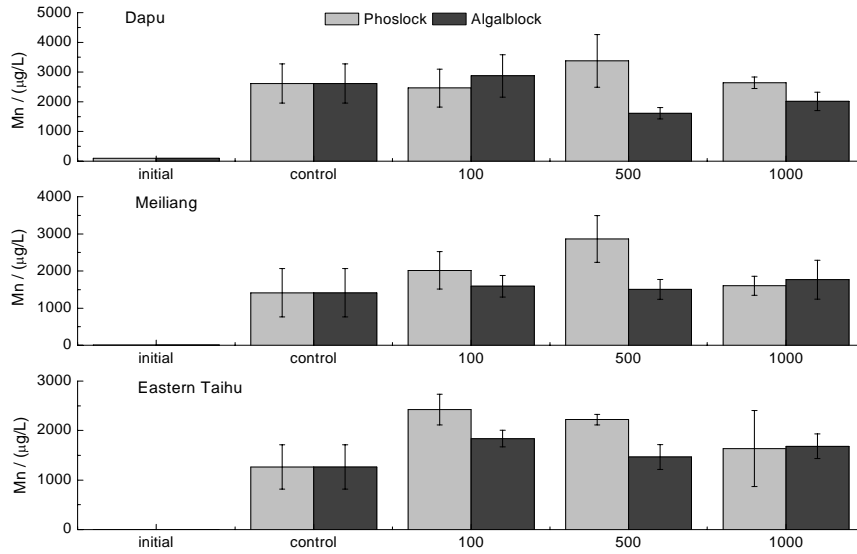


图 10. 大浦河、梅梁湾和东太湖初始和培养结束时各处理中锰的浓度变化

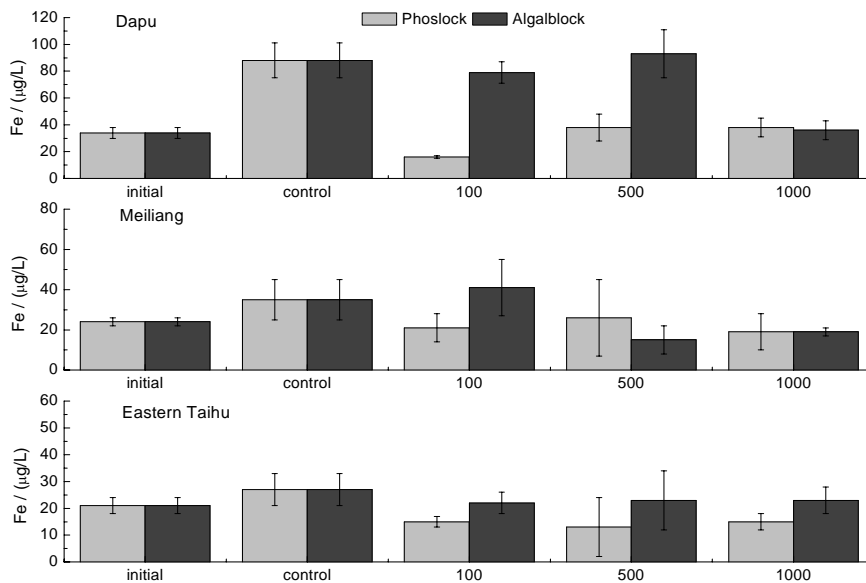


图 11. 大浦河、梅梁湾和东太湖初始和培养结束时各处理中铁的浓度变化

4 讨论

沉积物覆盖方法应用于控制沉积物中磷的释放，是湖泊管理的重要策略。两种锁磷剂抑制沉积物磷释放的沉积物柱状培养试验，在太

湖 3 个不同生态类型的湖区开展。Algalblock 和 Phoslock 两种锁磷剂的标准磷结合浓度分别是 50 g/kg 和 20 g /kg(Gibbs et al., 2011)。结合表 3 中沉积物中氮和磷的含量,说明两种试剂的各处理剂量都能实现完全抑制表层 2cm 沉积物中磷的释放。

4.1 磷去除效率

表 4. Alalgalblock 和 Phoslock 各处理在大浦河、梅梁湾和东太湖的磷去除效率

Sites	Dapu				Meiliang Bay				Eastern Taihu Bay			
	100	500	1000	av	100	500	1000	av	100	500	1000	av
Algalblock	12.6	32.7	41.0	29	6.3	10.3	15.0	6%	63.5	50.3	29.5	50%
Phoslock	85.8	94.2	95.5	92%	56.9	67.7	70.5	66%	68.6	72.0	74.1	75%

Algalblock 和 Phoslock 沉降到沉积物界面,短时间内形成覆盖层,阻隔了上覆水和沉积物间的交换。通过计算处理组和对照组之间磷浓度的差异,即锁磷剂所抑制沉积物磷释放的部分,进而获得锁磷剂去除磷的效率。因此,如果锁磷剂磷的去除率大于零,说明锁磷剂能抑制沉积物磷释放。相反地,说明锁磷剂的应用能促进沉积物磷释放。表 4 显示了 Algalblock 和 Phoslock 各处理组在太湖三个区域的磷去除率。整体而言,Phoslock 比 Algalblock 有较高的磷去除率。不同湖区磷的去除率还与处理组的锁磷剂浓度相关。在沉积物中磷含量较高的大浦河和梅梁湾,1000 g/m² 在 3 个浓度梯度中磷的去除率最高。在水生植物繁茂的东太湖,100 g/m² Algalblock 处理组在 3 个浓度处理组中磷去除率最高,而 1000 g/m² Phoslock 处理组较其他两个浓度处理磷的去除率高。说明锁磷剂的除磷效率还与沉积物的性质相关。与大浦河和梅梁湾相比,东太湖 90%的面积都被沉水植物覆盖(Wu et al.,

2007), 同时 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 示踪方法显示, 水生植物占优势的东太湖沉积物中有机物含量明显高于浮游植物占优势的大浦河和梅梁湾 (Wu et al., 2006)。因此, 在沉积物中有机物含量高而磷含量较低的区域, 钙类的锁磷剂具有较高的磷去除率, 而 Phoslock 同样可以实现锁定沉积物中 P 的效果。

4.2 锁磷剂的有效作用时间

在 60 天培养期间, 厌氧条件促进了沉积物中磷的释放。Phoslock 处理组中, 大浦河的三个浓度梯度的处理能完全抑制沉积物磷释放, 并维持水体中磷浓度在初始水平; 而在梅梁湾和东太湖, 培养期间 P 的浓度有时会高于初始水平, 随后又会被锁磷剂吸附, 水体中磷浓度又回到初始水平。这说明 Phoslock 能抑制沉积物磷释放, 即 Phoslock 能去除水体中一些浓度的磷 (最高 SRP 浓度为 0.926 mg/L)。本试验的结果是在室内理想的条件下获得的, 因此, 在野外试验中 Phoslock 有效作用时间可能会大于 60 天。在 Fyshwick 野外试验中, Phoslock 有效作用时间持续 67 天(Flapper, 2003), 并在试验初期成功地阻止了一场蓝藻水华。在 Vasse 河的应用中, Phoslock 可在 194 天内抑制沉积物磷释放, 水体中磷浓度维持在初始水平(Robb et al., 2003)。

在 Algalblock 处理中, 仅第一天水体中磷的浓度低于初始浓度, 在随后的培养期间, 水体中磷的浓度虽然低于对照水体中磷的浓度, 但高于其初始磷浓度。Algalblock 能在厌氧条件下吸附沉积物释放的磷并达到一恒定状态, 但 Algalblock 的吸附强度取决于它的吸附能力

(Hart et al., 2003)。锁磷剂的有效吸附能力实质上与标准磷吸附能力 (NBPC) 不同, 标准磷吸附能力是厂家给出的值, 其受环境的 pH 影响(Gibbs et al., 2011)。Algalblock 处理组结果显示, 第一天后沉积物释放的磷突破了磷平衡状态, 然后, Algalblock 继续吸附从沉积物释放的磷。因此, Algalblock 需要更长的时间达到平衡和需要长期观测其去除磷的效率。

4.3 其他效应

4.3.1 氮

锁磷剂材料沉降在沉积物上改变了水-沉积物界面的物理和化学性质, 进而可能改变了微生物的硝化和反硝化作用(Gibbs et al., 2007)。厌氧培养促使沉积物中 $\text{NH}_4\text{-N}$ 释放进入水体, 然而微生物的硝化作用消耗了 $\text{NH}_4\text{-N}$, 两者共同的作用下, 试验中 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度增加不显著, 同时图 5 和 6 也说明锁磷剂对硝化作用影响不仅取决于加入锁磷剂的剂量(Gibbs et al., 2011), 也取决于沉积物的性质。沉积物-水界面的反硝化作用决于 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的扩散通量, 同时在没有其他硝酸盐供体的条件下也受硝化作用影响。

4.3.2 金属元素

沉积物-水界面处的还原环境能促进沉积物和锁磷剂中的金属元素释放进入上覆水(Gibbs et al., 2011)。沉积物金属元素释放的测试结果表明, 锁磷剂不能抑制金属元素的释放。然而, 试验中也发现 Phoslock 中能释放活性金属元素镧。元素镧的环境背景值是大浦河 $0.036 \mu\text{g/L}$, 梅梁湾 $0.132 \mu\text{g/L}$, 东太湖 $0.114 \mu\text{g/L}$ 。厌氧培养期间,

培养管中镉的最高浓度是大浦河 5.34 $\mu\text{g/L}$ ，梅梁湾 7.31 $\mu\text{g/L}$ ，东太湖 9.90 $\mu\text{g/L}$ 。与毒性测试相比(Clearwater and Hickey, 2004; Martin and Hickey, 2004)，本试验中镉浓度低于检测慢性环境毒性的阈值 45 $\mu\text{g/L}$ 。即使低于安全阈值，镉长期暴露于水环境中，仍会影响水环境的健康，但目前仍缺少关于镉对水-沉积物界面处微生物和底栖生物长期慢性作用的报道。对于镉的潜在毒性，澳大利亚和新西兰环保部 (ANZECC) 设定的阈值是 0.04 $\mu\text{g L}^{-1}$ ，本试验中镉的释放量远远超过这个阈值。

4.4 锁磷剂在太湖应用的适宜性

太湖具有广阔的水面面积，环境异质性高，包括以浮游植物为主的太湖西部和北部区域，以水生植物为主的太湖东部和南部区域，和以浮游植物和水生植物共存的两者过渡带(Qin, 2008)。因此，一种锁磷剂不能满足太湖去除磷的需求。结合本试验的结果，锁磷剂在太湖野外应用时，需要考虑以下三点。首先，虽然 Phoslock 的磷去除效率高于 Algalblock，但是 Phoslock 释放毒性元素镉。因此，在水产养殖区域和饮用水水源地附近，就需要考虑锁磷剂的环境负效应，Algalblock 就会是个安全的选择。其次，虽然 Phoslock 在较宽的 pH 值、碱度和磷浓度范围较为稳定(Haghseresht et al., 2009; Ross et al., 2008)，但是 Phoslock 作用是否长期有效，也是需要考虑的。最后，太湖是大型浅水湖泊，水动力作用显著，沉积物的沉降和再悬浮作用明显(Qin et al., 2007)，锁磷剂的除磷效率可能受其影响。因此，在太湖一些风浪较小的湖湾，锁磷剂的除磷效果较好，而在风浪较强的开

敞水域锁磷剂的除磷效率有待进一步研究。

4.5 研究展望

本研究是在厌氧条件下进行的，没有考虑风浪引起的沉积物再悬浮和富氧对两种锁磷剂的影响。而在沉积物易悬浮和富氧强的开敞水域，锁磷剂的除磷效率可能受其影响。在后续的研究中，我们会首先进行沉积物再悬浮和富氧对锁磷剂的除磷效率的影响的观察。风浪引起的沉积物再悬浮会导致营养盐的释放，不仅短时间内迅速增加了上覆水中溶解态或者颗粒态的营养盐浓度(Carrick et al., 1993; Robarts and Waiser, 1998; Sondergaard et al., 1992; Zhu et al., 2005)，而且改变了水体中的氮磷比(Hamilton and Mitchell, 1997; Niemisto et al., 2008)，进而可能影响到浮游植物的群落结构(Levine and Schindler, 1999; Smith, 1983)。沉积物再悬浮还有可能把底栖藻携带进入水体(Carrick et al., 1993; Hamilton and Mitchell, 1997)。通过野外观测，已计算出梅梁湾沉积物再悬浮的临界切应力是 0.038N/m^2 ，相当于野外 5m/s 的风速(Qin et al., 2004)。太湖蓝藻水华的发生常在风浪或者台风之后，这也说明沉积物再悬浮提供营养盐，促进了蓝藻的再生。梅梁湾的湖水营养盐添加试验发现，春季蓝藻生长仅受磷限制，夏秋季节氮磷共同限制(Xu et al., 2010)，这也说明蓝藻水华的发生需要营养的供给。沉积物再悬浮是湖泊水体中营养盐补给的一个重要途径。但沉积物再悬浮和蓝藻水华发生之间的关系仍需进一步的研究。

其次，锁磷剂能渗滤出金属元素，比如 Phoslock 在应用中，能释放出活性元素--镧进入水体，而镧的毒性对水体中微生物和底栖生

物具有潜在危害性(Clearwater and Hickey, 2004; Martin and Hickey, 2004)。但目前研究中鲜有这方面的研究报道。因此，在今后锁磷剂应用研究中，镧的毒性作用，尤其是低浓度、长期暴露于水体中的镧对底栖生物和人类的影响可以作为重点。

5 结论与展望

(1) 与 Algalblock 相比, Phoslock 更高效地抑制沉积物 P 的释放。针对 P 浓度较高的大浦河沉积物, Phoslock 具有较高的 P 去除效率, 接近 90%; 而针对 P 浓度较低的东太湖沉积物, $100\text{g}/\text{m}^2$ 的 Phoslock 就可完成除 P 的目标, 且维持 P 浓度在较低水平。

(2) 太湖不同区域, 锁磷剂的控磷效率与其剂量有关。在沉积物磷含量较高的大浦河和梅梁湾, $1000\text{g}/\text{m}^2$ 锁磷剂具有最高的控磷效率。在有机物含量较高的东太湖, Phoslock 在 $1000\text{g}/\text{m}^2$ 时具有最高的除磷效率, 而 Algalblock 在 $100\text{g}/\text{m}^2$ 时具有最高除磷效率;

(3) 两种锁磷剂的有效作用时间不同。厌氧培养期间, Phoslock 的三个浓度梯度的处理均能有效抑制沉积物磷的释放, 维持水体中磷浓度在初始水平。而 Algalblock 仅在第一天能抑制磷释放, 随后培养期间, Algalblock 不能完全地抑制磷释放;

(4) Phoslock 和 Algalblock 均可改变微生物的硝化和反硝化作用过程。两种锁磷剂对沉积物 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的影响与各处理的浓度梯度和沉积物性质以及锁磷剂本身的吸附能力有关;

(5) 覆盖材料沉降到沉积物表面会改变沉积物的物理、化学性质, 促进沉积物和锁磷剂中的金属元素释放, 因此, 在应用 Phoslock 时要充分考虑其中金属镧释放所造成的生态毒性问题。

虽然 Algalblock 和 Phoslock 均能抑制磷的释放, 而在太湖野外应用时, 还应考虑以下问题: 首先, 虽然 Phoslock 具有较高的控磷效率, 但是 Phoslock 应用时释放毒性元素镧, 因此, 在水产养殖区和

饮用水水源地，Algalblock 应是比较安全的选择；其次，锁磷剂的应用区域建议在太湖风浪较小湖湾地带，比如五里湖或者东太湖，而在风浪较强的开敞水域，锁磷剂可能受沉积物再悬浮的影响，除磷效率降低，这方面的问题有待进一步研究。

参考文献

Berg U., Neumann T., Donnert D., Nuesch R. and Stuben D., 2004. Sediment capping in eutrophic lakes - efficiency of undisturbed calcite barriers to immobilize phosphorus. *Applied Geochemistry*. 19 (11),

1759-1771.

Carrick H.J., Aldridge F.J. and Schelske C.L., 1993. Wind influences phytoplankton biomass and composition in a shallow, productive lake. *Limnology and Oceanography*. 38 (6), 1179-1192.

Chen Y.W., Qin B.Q., Teubner K. and Dokulil M.T., 2003. Long-term dynamics of phytoplankton assemblages: Microcystis-domination in Lake Taihu, a large shallow lake in China. *J Plankton Res.* 25 (4), 445-453.

Clearwater S. and Hickey C.W., 2004. Ecotoxicity testing of Phoslock on sediment-dwelling aquatic biota and rainbow trout. No. NAU04927; AUS2004-004. NIWA report for ECOWISE Environmental Pty Ltd, 42p.

De-Bashan L.E. and Bashan Y., 2004. Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer. *Water Res.* 38 4222-4246.

Douglas G.B., Robb M.S., Coad D.N. and Ford P.W., 2004. A review of solid phase adsorbents for the removal of phosphorous from natural and wastewaters. In: Valsami-Jones, E. (Ed.), *Phosphorous in Environmental Technology: Principles and Applications*. 291–320

Ebina J, T T. and T S., 1983. Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in water using peroxodisulfate oxidation. *Water Res.* 17 1721-1726.

Flapper T., 2003. Phoslock trial at Fyshwick STP lagoon. Research and development programme ECOWISE.

Gao L., Zhou J.M., Yang H. and Chen J., 2006. Phosphorus fractions in sediment profiles and their potential contributions to eutrophication in Dianchi Lake (vol 48, pg 835, 2005). *Environ. Geol.* 49 (5), 792-792.

Gibbs M.M., Hickey C.W. and Oezkundakci D., 2011. Sustainability assessment and comparison of efficacy of four P-inactivation agents for managing internal phosphorus loads in lakes: sediment incubations. *Hydrobiologia*. 658 (1), 253-275.

Gibbs M.M., Lambdin P.L., Grant J.F. and Saxton A.M., 2007. Diversity of ground-dwelling insects in a mixed hardwood southern Appalachian forest in eastern Tennessee. *Journal of the Tennessee Academy of Science*. 82 (3-4), 49-56.

Guo L., 2007. Ecology - Doing battle with the green monster of

Taihu Lake. *Science*. 317 (5842), 1166-1166.

Haghseresht F., Wang S.B. and Do D.D., 2009. A novel lanthanum-modified bentonite, Phoslock, for phosphate removal from wastewaters. *Applied Clay Science*. 46 (4), 369-375.

Hallegraeff G.M., 1993. A REVIEW OF HARMFUL ALGAL BLOOMS AND THEIR APPARENT GLOBAL INCREASE. *Phycologia*. 32 (2), 79-99.

Hamilton D.P. and Mitchell S.F., 1997. Wave-induced shear stresses, plant nutrients and chlorophyll in seven shallow lakes. *Freshw. Biol.* 38 (1), 159-168.

Hart B.T., Roberts S., James R., O'Donohue M., Taylor J., Donnert D. and Furrer R., 2003. Active barriers to reduce phosphorus release from sediments: Effectiveness of three forms of CaCO₃. *Australian Journal of Chemistry*. 56 (2-3), 207-217.

Hickey C.W. and Gibbs M.M., 2009. Lake sediment phosphorus release management-Decision support and risk assessment framework. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 43 (3), 819-854.

Hu C.H., Hu W.P., Zhang F.B., Hu Z.X., Li X.H. and Chen Y.G., 2006. Sediment resuspension in the Lake Taihu, China. *Chin. Sci. Bull.* 51 (6), 731-737.

Huang W.W., Wang S.B., Zhu Z.H., Li L., Yao X.D., Rudolph V. and Haghseresht F., 2008. Phosphate removal from wastewater using red mud. *J Hazard Mater*. 158 (1), 35-42.

Istvanovics V., Osztóics A. and Honti M., 2004. Dynamics and ecological significance of daily internal load of phosphorus in shallow Lake Balaton, Hungary. *Freshw. Biol.* 49 (3), 232-252.

Kopacek J., Hejzlar J., Borovec J., Porcal P. and Kotorova I., 2000. Phosphorus inactivation by aluminum in the water column and sediments: Lowering of in-lake phosphorus availability in an acidified watershed-lake ecosystem. *Limnol Oceanogr*. 45 (1), 212-225.

Leutlich R.A., F. D.R. and Somlyóczy L., 1990. Dynamic behavior of suspended sediment concentrations in a shallow lake perturbed by episodic wind events. *Limnology and Oceanography*. 35 (5), 18.

Levine S.N. and Schindler D.W., 1999. Influence of nitrogen to phosphorus supply ratios and physicochemical conditions on

cyanobacteria and phytoplankton species composition in the Experimental Lakes Area, Canada. *Can J Fish Aquat Sci.* 56 (3), 451-466.

Luo L., Qin B. and Zhu G., 2004. Sediment distribution pattern mapped from the combination of objective analysis and geostatistics in the large shallow Taihu Lake, China. *Journal of Environmental Sciences.* 16 (6), 908-911.

Martin M.L. and Hickey C.W., 2004. Determination of HSNO Ecotoxic Thresholds for Granular Phoslock (Eureka 1 Formulation) Phase 1: Acute Toxicity. No.PXL05201 HAM2004-137. Primaxa Ltd, 34p.

McCarthy M.J., Gardner W.S., Lavrentyev P.J., Moats K.M., Joechem F.J. and Klarer D.M., 2007. Effects of hydrological flow regime on sediment-water interface and water column nitrogen dynamics in a great lakes coastal wetland (Old Woman Creek, Lake Erie). *J. Gt. Lakes Res.* 33 (1), 219-231.

Niemisto J., Holmroos H., Pekcan-Hekim Z. and Horppila J., 2008. Interactions between sediment resuspension and sediment quality decrease the TN : TP ratio in a shallow lake. *Limnology and Oceanography.* 53 (6), 2407-2415.

Paerl H.W., Fulton R.S., Moisander P.H. and Dyble J., 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *Scientific World Journal.* 1 76-113.

Paerl H.W., Xu H., McCarthy M.J., Zhu G.W., Qin B.Q., Li Y.P. and Gardner W.S., 2011. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. *Water Res.* 45 (5), 1973-1983.

Qian J. and Fu L., 1987. Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in waters by persulphate digestion. *Environmental Sciences* 8(1), 81-84.

Qin B.Q., Hu W.P., Gao G., Luo L.C. and Zhang J.S., 2004. Dynamics of sediment resuspension and the conceptual schema of nutrient release in the large shallow Lake Taihu, China. *Chin. Sci. Bull.* 49 (1), 54-64.

Qin B.Q., Xu P.Z., Wu Q.L., Luo L.C. and Zhang Y.L., 2007. Environmental issues of Lake Taihu, China. *Hydrobiologia.* 581 3-14.

Qin B.Q., Yang L.Y., Chen F.Z., Zhu G.W., Zhang L. and Chen Y.Y., 2006. Mechanism and control of lake eutrophication. *Chin. Sci. Bull.* 51

(19), 2401-2412.

Qin B.Q., Zhu G.W., Gao G., Zhang Y.L., Li W., Paerl H.W. and Carmichael W.W., 2010. A Drinking Water Crisis in Lake Taihu, China: Linkage to Climatic Variability and Lake Management. *Environ Manage.* 45 (1), 105-112.

Robarts R.D. and Waiser M.J., 1998. Relaxation of phosphorus limitation due to typhoon-induced mixing in two morphologically distinct basins of Lake Biwa, Japan *Limnology and Oceanography.* 43 (6), 1023-1036.

Robb M., Greenop B., Goss Z., Douglas G. and Adeney J., 2003. Application of Phoslock (TM), an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings. *Hydrobiologia.* 494 (1-3), 237-243.

Ross G., Haghseresht F. and Cloete T.E., 2008. The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock (R), a phosphorus binding clay. *Harmful Algae.* 7 (4), 545-550.

Schindler D.W., 1977. Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes. *Science.* 195 (4275), 260-262.

Schindler D.W., Hecky R.E., Findlay D.L., Stainton M.P., Parker B.R., Paterson M.J., Beaty K.G., Lyng M. and Kasian S.E.M., 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America.* 105 (32), 11254-11258.

Smith V.H., 1983. LOW NITROGEN TO PHOSPHORUS RATIOS FAVOR DOMINANCE BY BLUE-GREEN-ALGAE IN LAKE PHYTOPLANKTON. *Science.* 221 (4611), 669-671.

Sondergaard M., Kristensen P. and Jeppesen E., 1992. Phosphorus Release from Resuspended Sediment in the Shallow and Wind-Exposed Lake Arreso, Denmark. *Hydrobiologia.* 228 (1), 91-99.

Sondergaard M., Jensen J.P. and Jeppesen E., 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia.* 506-509 135-145.

Wu J.L., Lin L., Gagan M.K., Schleser G.H. and Wang S.M., 2006. Organic Matter Stable Isotope ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) Response to Historical Eutrophication of Lake Taihu, China. *Hydrobiologia.* 563 (1), 19-29.

Wu Q.L., Zwart G., Wu J., Agterveld M., Liu S. and Hahn M.W., 2007. Submersed macrophytes play a key role in structuring bacterioplankton community composition in the large, shallow, subtropical Taihu Lake, China. *Environ Microbiol.* 9 2765-2774.

Xu H., Paerl H.W., Qin B.Q., Zhu G.W. and Gao G., 2010. Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnol Oceanogr.* 55 (1), 420-432.

Xu P.Z. and Qin B.Q., 2005. Water Quantity and Pollutant Fluxes of the Surrounding Rivers of Lake Taihu during the Hydrological Year of 2001 -2002. *Journal of Lake Sciences (in Chinese).* 17 (3), 213-218.

Zhu G., Qin B. and Gao G., 2005. Direction evidence of phosphorus outbreak release from sediment to overlying water in a large shallow lake caused by strong wind. *Chin. Sci. Bull.* 50 577-582.