

CaO₂ 不同投加方式对底泥磷释放的抑制效果分析

张亚雷¹, 章明¹, 李建华¹, 朱洪光², 柴世伟², 滕衍行², 赵建夫²

(1. 同济大学环境学院长江水环境教育部重点实验室, 上海 200092; 2. 同济大学污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092)

摘要: 利用 CaO₂ 进行底泥修复, 在实验室模拟条件下, 研究了 2 种不同的 CaO₂ 投加方式(混匀和覆盖)上覆水活性磷酸盐(SRP)的变化趋势, 并通过底泥磷形态之间的转变来分析其不同效果的原因。结果表明, 混匀条件和覆盖条件下上覆水的 SRP 浓度呈现 2 种不同的变化趋势, 前者先降低后增加而后者则持续降低, 平均释放速率分别为 6.077 mg/(m²·d) 和 -0.879 mg/(m²·d)。底泥磷的分级提取实验结果表明, 铁磷的不同变化趋势是 CaO₂ 投加方式引起底泥磷释放不同效果的内在原因。

关键词: 富营养化; 底泥; 过氧化钙; 磷形态

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)11-2188-06

Effect on Different Adding Means of Calcium Peroxide to Control Phosphorus Release from Sediment

ZHANG Ya-lei¹, ZHANG Ming¹, LI Jian-hua¹, ZHU Hong-guang², CHAI Shi-wei², TENG Yan-hang², ZHAO Jian-fu²

(1. Key Laboratory of Yangtze Water Environment of Ministry of Education, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract Calcium peroxide is applied to sediment remediation. Based on laboratory-simulated test, trend of soluble reactive phosphorus (SRP) concentration in overlying was measured after two means of calcium peroxide treatment, mixing and capping. Transformation among different phosphorus fractions in the sediments was studied to analyze the distinguished effect. The results show that SRP concentration in overlying water presents different trend after mixing and capping of calcium peroxide. SRP concentration of the former decreased at first and increased subsequently, while that of the latter kept decreasing and average release velocity of SRP was 6.077 mg/(m²·d) and -0.879 mg/(m²·d) respectively. The transformation of phosphorus fractions in the sediments shows that diverse change of iron-bound phosphate are deemed to cause the effect under different adding options of calcium peroxide.

Key words: eutrophication; sediment; calcium peroxide; phosphorus fractions

湖泊底泥是湖泊生态系统的重要组成部分, 是沉积物-水界面物质交换的过渡带。国内外大量湖泊调查资料表明, 当入湖营养盐减少或完全截污后, 沉积物营养盐的释放作用仍会使水质继续处于富营养化状态, 甚至出现“水华”, 而其中磷的释放被认为是湖泊富营养化的主要限制因素^[1~3]。研究表明: 沉积物-水界面的厌氧条件是促使底泥磷释放的主要原因^[4], 故提高底部水体的溶解氧水平, 对于抑制底泥磷的释放, 改善水体的营养状况具有重要意义。

过氧化钙(CaO₂)在国外被称为释氧化合物(oxygen release compounds, ORC), 它在潮湿空气或水中能放出氧气, 并且有极其缓慢的释放速率, 因此可以长效地释放出氧气。实验室研究表明: CaO₂能够极大地促进微生物增长, 经常作为微生物激活剂(biostimulation)用来修复水体或者土壤的有机污染物^[5,6], 在美国 CaO₂ 已经应用在 2 000 多个工程中,

而国内对它的研究才刚刚起步。本试验主要利用 CaO₂ 作为氧缓释剂用来改善底泥的溶解氧水平, 以期达到抑制磷释放的效果, 目的是在实验室条件下, 探索 2 种不同 CaO₂ 投加方式对抑制活性磷酸盐(soluble reactive phosphorus, SRP)释放的效果, 并根据底泥磷形态变化的深入研究, 寻找出适用于底泥磷抑制的 CaO₂ 投加方式。

1 材料与方法

1.1 实验材料

金山湖位于江苏镇江市区的西北, 本试验底泥取自金山湖生态修复示范区。利用抓斗采泥器采集表层 10cm, 水样取自水面以下 50cm。采样后马上运

收稿日期: 2005-12-16; 修订日期: 2006-04-15

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2003AA06011000-4-12); 国家“十五”科技攻关计划项目(2003BA808A17)

作者简介: 张亚雷(1971~), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为水污染控制理论与技术, E-mail: zyl@mail.tongji.edu.cn

回实验室, 运输过程中避光, 冷藏, 到实验室后立即进行装罐和理化性质分析.

上覆水水样经 0.45μm 微孔滤膜过滤进行分析, pH 和 DO 在现场进行分析, 其理化性质如表 1.

表 1 金山湖生态修复示范区湖水理化性质/ mg·L⁻¹

Table 1 Characteristic of water sample in Jinshan Lake/ mg·L⁻¹

pH	DO	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	PO ₄ ³⁻ -P	TOC
7.18	4.63	0.075	3.11	0.27	18.95

底泥取少量在实验室内自然风干, 碾磨, 过 100 目筛, 分析其各理化指标, 见表 2.

表 2 金山湖生态修复示范区底泥理化性质

Table 2 Characteristic of sediment sample in Jinshan Lake

pH	TN/ mg·g ⁻¹	TP/ mg·g ⁻¹	TOC/ %	LOI/ %
6.74	3.88	2.36	2.54	3.22

1.2 实验方法

容积为 2.5L 的棕色试剂瓶的底部平铺 0.8L 的新鲜沉积物, 底泥高度 7cm, 再加入水样 1.6L(泥水比为 1: 2), 在倒入过程中, 一直在底泥上方鼓吹氮气, 保持底泥上方的厌氧, 避免因空气氧化引起的误差. 按 2 种投加方式将 3.000g CaO₂ 投加在底泥中: ①投加在底泥中, 混匀, 以下简称 CaO₂ 混匀; ②投加在底泥表面 (为保持对比一致性, 该投加方式下也对底泥同样强度的混匀, 空白对照组亦同样处理), 以下简称 CaO₂ 覆盖. 实验设空白对照和 2 种投加方式 3 个组, 每个组各设 6 个装置, 总共 18 个, 装样时底泥的量严格控制一致并保持均匀, 在 15℃ 的室内密封(均保持厌氧条件) 避光保存, 经过 1d, 5d, 10d, 18d, 30d, 从各组中取 1 瓶分析上覆水、间隙水的 SRP 浓度以及底泥磷形态变化.

1.3 分析方法

上覆水理化性质测定参照文献[7], 间隙水用 TDL-5-A 离心机 4 000r/ min 离心 30min 后取上清液; 底泥理化性质测定方法参照文献[8], 粒度分布测试采用美国贝克曼库特 LS-230 激光粒度仪; 磷的形态分级逐级提取方法参照文献[9], 将底泥磷形态分为可溶解态, 铝结合态, 铁结合态, 钙结合态和有机-闭蓄态(流程图见图 1).

1.4 数据处理

底泥 SRP 的平均释放速率用以下公式计算:

$$v = (c_n - c_0) \cdot V / (S \cdot t)$$

其中, v 为底泥 SRP 的平均释放速率 [mg/(m²·d)], c_n 为第 n 天上覆水中活性磷酸盐浓

度(mg/L), c_0 为上覆水初始活性磷酸盐浓度(mg/L), V 为反应装置中的上覆水体积(L), S 为底泥与上覆水的接触面积(m²), t 为反应天数(d).

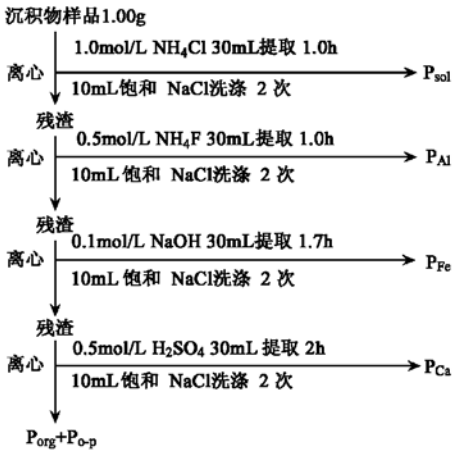


图 1 沉积物形态逐级提取流程

Fig. 1 Scheme of phosphorus fractionation in sediments

底泥各种磷形态的变化率用以下公式计算:

$$I = (A_n - A_0) / A_n \cdot 100\%$$

其中, I 为底泥磷形态变化率(%), A_n 为第 n 天底泥各种磷形态含量(mg/ g), A_0 为底泥各种磷形态初始含量(mg/ g).

2 结果与讨论

2.1 不同 CaO₂ 投加方式对底泥 SRP 的抑制效果

图 2 描述了 CaO₂ 不同投加方式对底泥 SRP 释放的抑制效果. 从图 2 可看出, 在厌氧条件下, 上覆水 SRP 浓度从 359 μg/L 上升到 1 530 μg/L, 底泥 SRP 的平均释放速率为 4.362 mg/(m²·d); CaO₂ 混匀条件下, SRP 的释放规律分成 2 个部分, 在前 5d, 上覆水 SRP 浓度从 359 μg/L 降低到 120 μg/L, SRP 的平均释放速率为- 5.342 mg/(m²·d), SRP 的释放被抑制, 而在第 5~ 30d, SRP 浓度又从 120 μg/L 上升到 1 990.1 μg/L, 平均释放速率为 8.36 mg/(m²·d), 将近空白对照组的 2 倍, 整个过程 SRP 的平均释放速率为 6.077 mg/(m²·d); CaO₂ 覆盖条件下, SRP 浓度从 359 μg/L 逐渐下降到 123 μg/L, SRP 平均释放速率为- 0.879 mg/(m²·d).

实验结果表明, 在前 5d, CaO₂ 混匀处理能抑制 SRP 的释放, 但 5d 以后 SRP 又被释放出来, 而且平均释放速率比空白对照的平均释放速率还大, 将近达到 2 倍; 而 CaO₂ 覆盖处理则能持续抑制磷酸盐的释放. 在同样的 CaO₂ 投加量, 同样的控制条件

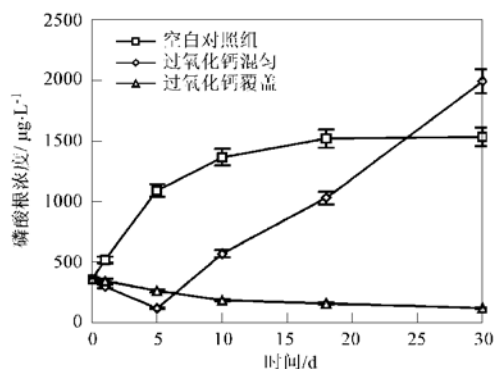


图2 CaO_2 不同投加方式对磷酸根的抑制效果

Fig. 2 Changes of SRP concentration in overlying under different adding options of calcium peroxide

下,不同的投加方式引起了截然不同的2种结果,而且 CaO_2 作为1种氧缓释化合物,在混匀条件下居然在短期内就释放完氧气,而无法长效地抑制磷释放,这些都是出乎意料的。

2.2 不同 CaO_2 投加方式引起溶解氧的变化

图3描述了不同 CaO_2 投加方式引起溶解氧的变化情况。从图中可以看出, CaO_2 覆盖处理底泥时,上覆水从初始的厌氧条件1d后溶解氧达到3.93 mg/L,在第10d左右达到平衡值6.71 mg/L,之后一直保持在这个值附近;而 CaO_2 混匀处理底泥时,上覆水在一天后就达到了平衡值6.71 mg/L,并保持到第5d,但之后一直下降,到第30d时,溶解氧浓度只有0.56 mg/L。

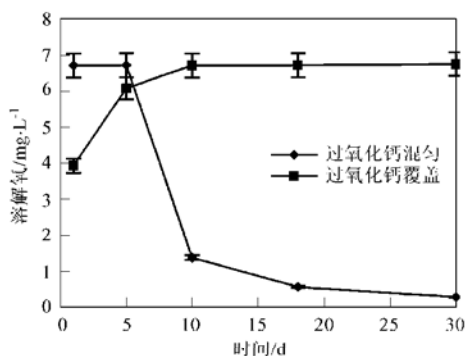


图3 CaO_2 不同投加方式引起溶解氧的变化

Fig. 3 Changes of dissolved oxygen concentration in overlying under different adding options of calcium peroxide

实验结果表明,在 CaO_2 混匀条件下处理底泥,过氧化钙并不是一种氧缓释剂,而是被厌氧底泥迅速消耗;而在 CaO_2 覆盖条件下处理底泥时, CaO_2 才表现出一种氧缓释化合物的性质。 CaO_2 混匀条件

下,固态的 CaO_2 首先在间隙水中产生氧气,达到饱和后再扩散到上覆水中,由于均匀分布在还原状态的底泥中,导致释氧速率很快,所以1d就能使上覆水达到平衡;另一方面,由于 CaO_2 与富含有机物质的底泥充分接触,产生局部的好氧环境,为有机物的矿化作用创造了极佳的环境,并促进好氧微生物的大量增长^[10],随着好氧微生物的增长,其新陈代谢需要的氧量就越来越多,使得 CaO_2 反应平衡不断向产氧方向进行,而且该反应速率极大,因此溶解氧在第5d开始下降,表示 CaO_2 释氧量不足以来补充微生物生长的需氧量,好氧微生物得不到用来维持生存的溶解氧而大量死亡,底泥又逐渐回复到厌氧状态。而 CaO_2 覆盖条件下, CaO_2 只与表层的底泥接触,促进表层底泥的氧化,一旦与 CaO_2 接触的表层已经被氧化,底泥微生物的新陈代谢将与 CaO_2 产生的氧气达到一个生物化学平衡,而不像混匀条件下被大量消耗,而 CaO_2 与上覆水的接触使得其释放出的氧气进入水体而提高了溶解氧。

CaO_2 不同的投加方式引起了水体溶解氧的不同变化,而水体底部溶解氧含量与磷的释放密切相关^[4],因此,水体溶解氧的变化是 CaO_2 不同投加方式引起控制磷释放不同效果的外在原因。

2.3 CaO_2 不同投加方式对底泥磷形态的影响

2.3.1 NH_4Cl 提取态磷

氯化铵提取态磷属于可溶解态磷,也叫松弛态磷。在有利于底泥磷释放的环境下,容易释放到间隙水从而进入水体的磷形态,或者在有利于底泥磷吸附的环境下,容易转化成其他形态的磷(铁磷,钙磷等)而形成较稳定的形态。

图4描述了 CaO_2 不同投加方式引起底泥中氯化铵提取态磷的变化趋势。从图4可见,空白对照组底泥氯化铵提取态磷逐步从0.0042 mg/g增长到0.0079 mg/g,增加率为88.1%,表明底泥从其他形态逐渐向可溶解磷转变; CaO_2 混匀处理后的底泥在前5d从0.0042 mg/g降低到0.0016 mg/g,增加率为-61.9%,而在后面的25d内逐渐增加,从0.0016 mg/g增加到0.0084 mg/g,增加了3.25倍,前30d总增长率为100.0%,超过了空白对照的增长率,表明该情况下,氯化铵提取态磷含量先降低,然后升高,其他形态的磷逐渐向可溶解态转变; CaO_2 覆盖处理后的底泥则从0.0042 mg/g逐渐降低到0.0017 mg/g,增加率为-59.5%,表明该情况下可溶解态磷逐渐向其他形态磷转变。

产生这个结果的原因可能是在厌氧条件下,铁

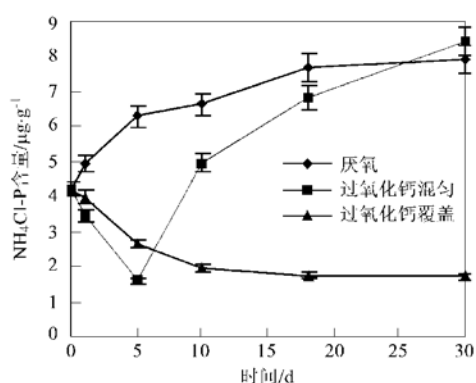
图 4 CaO_2 不同投加方式对底泥可溶解态磷的影响

Fig. 4 Changes of soluble phosphate under different adding options of calcium peroxide

磷、锰磷等受氧化还原电位影响的形态逐渐被还原成低价态,而低价态的金属离子对磷酸根的结合能力减弱,特别是铁磷,引起铁磷转化为可溶解磷;在 CaO_2 混匀条件下,前期,溶解氧充足的条件下,底泥的氧化还原电位得到调整,间隙水中的 Fe^{3+} 能够结合可溶解态磷形成铁磷,而由于混匀条件下 CaO_2

与底泥有机物的充分接触,使得溶解氧很快的被耗尽,又回到厌氧状态,导致可溶解态磷的上升;而 CaO_2 覆盖条件下,由于过氧化钙的释氧能力,一直保持着较高的溶解氧水平,底泥-水界面一直保持着较高的氧化还原电位,使得可溶解态磷不断降低。

底泥的氯化铵提取态磷与底泥上覆水 SRP 之间的有极好的相关性 ($R = 0.9874$). 这表明随着氯化铵提取态磷含量的增大上覆水中磷的浓度也随着增大,而当氯化铵提取态含量减少时,上覆水的 SRP 浓度也相应减少,因此沉积物表层氯化铵提取态的含量可以被用来判断该沉积物的磷释放能力,以及治理技术的有效性。

2.3.2 铝结合态磷

图 5 描述了空白对照组和 CaO_2 不同投加方式下底泥中其他各种磷形态含量的变化趋势。从图 5 的对比可知,在空白对照组、 CaO_2 混匀和 CaO_2 覆盖 3 种处理方式下,铝磷都不随着时间的推移发生明显变化。这是由于,一方面它不受氧化还原电位的影响^[11],另一方面,铝磷在底泥中是结合较牢固的磷形态。

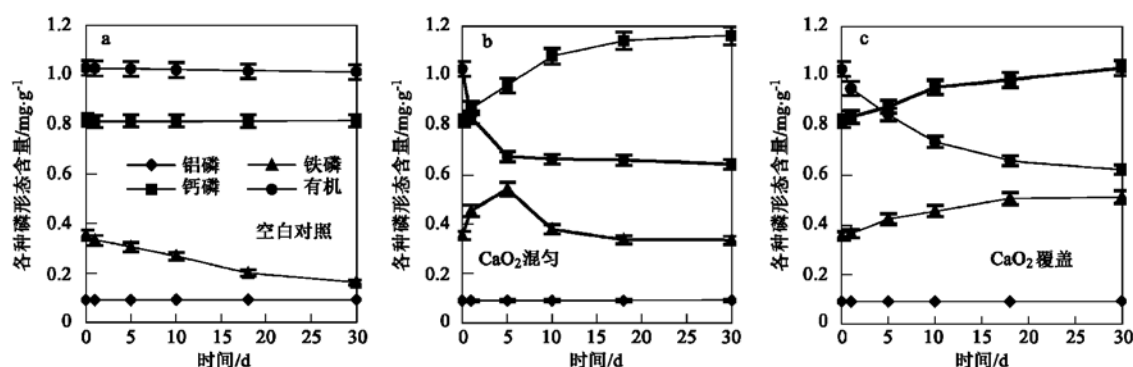


图 5 磷形态含量的变化

Fig. 5 Changes of different P fractions

2.3.3 铁结合态磷

从图 5a 可见,空白对照组随着时间推移底泥铁磷含量逐渐减少,从 0.354 mg/g 减少到 0.162 mg/g,增长率为 -54.2%。这是由于在厌氧条件下,底泥 Fe^{3+} 就被逐渐还原成 Fe^{2+} ,而 Fe^{2+} 对底泥中磷的结合能力较 Fe^{3+} 弱,使得整个平衡向铁磷减少的方向转变^[7]。

从图 5b 可见, CaO_2 混匀投加方式下,底泥中铁磷随着时间变化分成 2 个阶段,在前 5d,铁磷逐渐从 0.354 mg/g 增大到 0.5432 mg/g,增长率为 53.4%,第 5d 以后,又逐渐从 0.5432 mg/g 减少到 0.3353 mg/g,增长率为 -38.3%,整个过程总的增

长率为 -5.3%。这是由于 CaO_2 混匀条件下,过氧化钙与底泥充分反应,该反应过程中释放的氧气一方面调整了底泥的氧化还原电位,使得水体中处于还原状态的 Fe^{2+} 被氧化成 Fe^{3+} ,另外,底泥中 FeSO_4 等一些亚铁化合物也逐渐被氧化,增加了 Fe^{3+} 的含量也增强了对磷的吸附能力,就增加了铁磷的含量,这就解释了前 5d 底泥中铁磷含量的升高;另一方面,由于底泥与 CaO_2 的充分接触,底泥的还原环境需要大量的溶解氧,使得 CaO_2 被大量消耗,从图 4 溶解氧变化图中可以看出,5d 以后,溶解氧迅速降低,底泥又回到还原状态,而铁磷对氧化还原状态非常敏感,因此铁磷又逐渐降低,这就解释

了铁磷先增加后减少的过程。

从图 5c 可见, CaO_2 覆盖条件下, 底泥中铁磷含量从 0.354 mg/g 持续增加到 0.5128 mg/g, 增长率为 44.9%。这也是由于 CaO_2 释放出的氧气提高底泥-水界面的溶解氧浓度, 调整了氧化还原电位, 把 Fe^{2+} 氧化成 Fe^{3+} , 推动铁与磷酸根之间化学平衡使底泥中铁磷含量的上升。 CaO_2 覆盖与 CaO_2 混匀条件下表现出不同的铁磷变化趋势, 这可从 CaO_2 与底泥的接触程度不同来解释, 在覆盖条件下, CaO_2 与表层底泥接触与把它氧化, 而被氧化后的表层底泥需氧量减少, 不像混匀条件下, 过氧化钙与全部底泥接触, 需氧量极大, 投加的 CaO_2 释氧量并不能满足氧化全部底泥, 导致反应后期的铁磷下降。在工程实际应用中, 也不需要氧化全部底泥, 而只需达到表层底泥的氧化就能控制磷的释放^[12]。

2.3.4 钙结合态磷

从图 5 可见, 空白对照组中钙结合态磷含量随着时间的推移无明显变化, 这是因为钙磷同样不受氧化还原电位影响; 在 CaO_2 混匀条件下, 底泥中的钙磷逐步增长, 从 0.819 mg/g 增加到 1.162 mg/g, 增长率 41.9%, 而在 CaO_2 覆盖条件下, 底泥中的钙磷从 0.819 mg/g 增加到 1.033 mg/g, 增长率 26.1%。这是由于投加了钙离子, 一方面它会逐渐吸附磷酸根, 并最终结合成稳定的羟基磷灰石; 另一方面, 随着钙离子浓度的增大, 其他形态的磷(可溶性磷, 铁磷, 有机磷等)也会向着钙磷的转变, 因为钙结合态磷是较稳定的磷形态^[13]。

2.3.5 有机-闭蓄态磷

从图 5a 可见, 在空白对照组中, 有机-闭蓄态磷随着时间的变化逐步降低, 但幅度很小, 增长率为 -1.58%。这是因为在厌氧条件下, 好氧微生物不能存活, 底泥中主要以厌氧微生物存在, 而其活性极小, 对有机物的降解作用很微弱, 有机磷变化的幅度也就相应很小。

从图 5b 和 c 可见, 在 CaO_2 混匀和 CaO_2 覆盖条件下, 有机-闭蓄态磷均有较大幅度的降低, 分别从 1.029 mg/g 逐步减少到 0.6424 mg/g 和 0.6225 mg/g, 增长率分别为 -37.6% 和 -39.5%。这是由于 CaO_2 的存在为底泥中微生物生长所必需的溶解氧, 促使好氧微生物大量增长, 在此过程中, 大量有机物被作为微生物生长必需的营养物而被氧化^[10], 其中的有机磷也部分被转化成其他形态的磷, 导致了有机磷的下降。另外, 在 2 种条件下有机-闭蓄态磷的减少程度相当, 但是 CaO_2 混匀条件下有机-闭

蓄态磷的减少主要发生在前 5d, 从 1.029 mg/g 减少到 0.6735 mg/g, 占全部减少量的 92.0%, 这是由于在混匀条件下前 5d 充足的溶解氧促进微生物的增长, 5d 以后溶解氧的耗竭使得微生物大量死亡, 有机物的降解能力也就大大削弱了。

3 结论

(1) 在实验室条件下, 不同的过氧化钙投加方式对底泥 SRP 释放控制效果截然不同。过氧化钙混匀投加条件无法长效的抑制 SRP 的释放, 上覆水 SRP 浓度先降低后上升, 整个过程底泥 SRP 的平均释放速率为 6.077 mg/(m²·d), 而过氧化钙覆盖条件能抑制 SRP 的释放, 上覆水 SRP 浓度持续下降, 整个过程 SRP 平均释放速率为 -0.879 mg/(m²·d)。

(2) 过氧化钙不同的投加方式引起了水体溶解氧的不同变化, 而水体底部溶解氧含量与磷的释放息息相关, 因此, 水体溶解氧的变化是过氧化钙不同投加方式引起控制磷释放不同效果的外在原因。

(3) 过氧化钙混匀和覆盖条件下引起了有机-闭蓄态磷的降低(增长率分别为 -37.6% 和 -39.5%), 钙磷的上升(增长率分别为 41.9% 和 26.1%), 铝磷并无明显变化, 因此都不是引起不同磷释放效果的内在原因。

(4) 过氧化钙混匀条件下铁磷先增加后减少, 而过氧化钙覆盖条件下铁磷持续增加, 对应着各自上覆水 SRP 的变化趋势, 因此, 铁磷的变化是过氧化钙不同投加方式引起控制磷释放不同效果的内在原因。

(5) 过氧化钙覆盖能较好地控制底泥磷的释放, 是比过氧化钙混匀更合适的投加方式。

参考文献:

- [1] USEPA, Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program, Remediation document. 1994. EPA 905-R94-003.
- [2] Sondergaard M., Iensen J. P. D., Iennesen E. D. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes[J]. *Hydrobiologia*, 1999, **408/409**: 145~152.
- [3] David L.C. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving water: a review[J]. *J. Environ. Qual.*, 1998, **27**: 261~266.
- [4] Kamiya H., Ishitobi Y., Inoue T., *et al.* Effluxes of dissolved organic phosphorus (DOP) and phosphate from the sediment to the overlying water at high temperature and low dissolved oxygen concentration conditions in an eutrophic brackish lake [J]. *Japanese Journal of Limnology*, 2001, **62** (1): 11~21.

- [5] While D M, Irvine R L, Woolard C R. The use of solid peroxides to stimulate growth of aerobic microbes in a saturated soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1998, **57**: 71~ 78.
- [6] Arienzo M. Degradation of 2, 4, 6-trinitrotoluene in water and soil slurry utilizing a calcium peroxide compound [J]. *Chemosphere*, 2000, **40**: 331~ 337.
- [7] 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [8] 中国土壤学会农业化学专业委员会编. 土壤农业化学常规分析方法 [M]. 北京: 科学出版社, 1983.
- [9] 随少峰, 罗启芳. 武汉东湖底泥释磷特点 [J]. *环境科学*, 2001, **22**(1): 102~ 105.
- [10] Luigi V, Carla P, Mauro F. Response of the bacterial community to in situ bioremediation of organic-rich sediments [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2004, **49**: 740~ 751.
- [11] Emil R. Potentially mobile phosphorus in lake Erken sediment [J]. *Water Research*, 2000, **34**(7): 2037~ 2042.
- [12] Li Z K, Wrenn B A. Effects of ferric hydroxide on the anaerobic biodegradation kinetics and toxicity of vegetable oil in freshwater sediments [J]. *Water Research*, 2004, **38**: 3859~ 3868.
- [13] House W A, Denison F H. Total phosphorus content of river sediments in relationship to calcium, iron and organic matter concentrations [J]. *The Science of the Total Environment*, 2002, **282/283**: 341~ 351.

《环境科学》编辑部关于启用编辑信息管理系统公告

《环境科学》编辑部决定自 2006 年 8 月 1 日起开通本刊网站并启用编辑信息管理系统(网站地址: <http://www.hjks.ac.cn>)。该系统能实现在线投稿、在线审稿、期刊浏览检索等功能, 欢迎广大作者、读者和审稿专家使用。自 2006 年 8 月 1 日起, 我刊所有来稿都将通过网站编辑信息管理系统进行。作者使用编辑信息管理系统投稿时请先进行注册, 注册完毕后以作者身份登录, 按照页面上给出的提示投稿即可。如果您在使用过程中有问题, 请及时与我刊编辑部联系。

邮政地址: 北京市海淀区双清路 18 号《环境科学》编辑部

邮 编: 100085

电 话: 010-62941102, 010-62849343

传 真: 010-62849343

E-mail: hjks@rcees.ac.cn

网 址: www.hjks.ac.cn

《环境科学》编辑部

2006 年 7 月 7 日