

# 生态塘底泥磷吸收/释放行为及作用机制

彭剑峰<sup>1,2</sup>, 王宝贞<sup>1</sup>, 宋永会<sup>2</sup>, 王琳<sup>3</sup>

(1. 哈尔滨工业大学 市政环境工程学院, 哈尔滨 150090; 2. 中国环境科学研究院, 北京 100012;  
3. 中国海洋大学 环境科学与工程学院, 山东 青岛 266003)

**摘要:** 研究 pH 和  $E_h$  对复合生态塘系统表层底泥磷吸收/释放行为的影响, 考察不同 pH 和  $E_h$  下各形态磷的吸收/释放潜力及其相关机制, 详细探讨  $E_h$  逐渐升高对铁磷(Fe-P)形成过程影响。结果表明, 不同 pH 下底泥对各形态磷的束缚力差异明显: 铁磷和铝磷在 pH = 7 和 pH = 8 时结合能力最强; 碱可提取有机磷( $OP_{alk}$ )在 pH = 5 时结合能力最强; 而钙磷在 pH = 9 结合能力最强。 $E_h$  主要通过改变 Fe(II) 和 Fe(III) 的相对含量及磷的形成机制影响底泥对磷的吸收/释放。随着  $E_h$  由 -650 mV 升高到 -50 mV, Fe(II) 逐渐氧化为 Fe(III), 而 Fe(III) 的还原受腐殖质络合所抑制, 底泥中以  $P - Fe^{3+} - O - HS - M^+$  形式存在的 Fe(III)-P 显著增加。

**关键词:** 生态塘; 底泥磷; 吸收/释放;  $E_h$ ; pH

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0367-6234(2007)06-0891-06

## Adsorptive/releasing behaviors and mechanisms of sedimentary phosphate in multi-pond treatment system

PENG Jian-feng<sup>1,2</sup>, WANG Bao-zhen<sup>1</sup>, SONG Yong-hui<sup>2</sup>, WANG Lin<sup>3</sup>

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 2. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 3. School of Environmental Science and Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266003, China)

**Abstract:** Effects of pH and  $E_h$  on the adsorptive/releasing behaviors of sedimentary phosphate were studied. The adsorptive/releasing potential under different pH and  $E_h$  conditions was investigated and possible mechanisms involved were also proposed for different phosphate fractions. Additionally, the formation mechanism of iron - bound - phosphate with  $E_h$  steadily increasing was discussed. Results of this study showed that the binding capability of each phosphate differed greatly under different pH conditions as follows: iron - phosphate (Fe - P) and aluminum - phosphate (Al - P) exhibited highest binding capability with pH ranging from pH = 7 to pH = 8; organic phosphate extracted by alkaline solutions ( $OP_{alk}$ ) and calcium - phosphate (Ca - P) showed highest binding capability at pH = 5 and pH = 9, respectively. Mainly through affecting the fractional proportion of Fe(II) to Fe(III) and their possibly binding forms with phosphate,  $E_h$  significantly affected the adsorptive/releasing behaviors of sedimentary phosphate. With  $E_h$  increasing from -650 mV to -50 mV, Fe(II) was gradually oxidized to Fe(III) and the reduction of Fe(III) was inhibited due to humic covering on their surface. Consequently, Fe(III)-P, possibly existed in the form of  $P - Fe^{3+} - O - HS - M^+$ , apparently elevated with  $E_h$  increasing.

**Key words:** ecological ponds; sedimentary phosphate; adsorption/release;  $E_h$ ; pH

收稿日期: 2005-03-21

基金项目: 黑龙江省重大科技攻关项目(GA02C201-01).

作者简介: 彭剑峰(1977—),男,博士;  
王宝贞(1932—),男,教授,博士生导师。

生态塘底泥磷通常包括铁磷(Fe-P)、钙磷(Ca-P)、铝磷(Al-P)等无机磷以及碱可提取有机磷( $OP_{alk}$ )等, 其各部分组成比例受环境因子

(如 pH、 $E_h$ 、T、SRT 等)影响明显,尤其以 pH 和  $E_h$  的影响最为显著<sup>[1-3]</sup>. 目前,pH 和  $E_h$  对各种形态磷的影响效应仍无定论<sup>[2, 4]</sup>,尤其对 pH 和  $E_h$  变化过程中铁磷、铝磷和有机磷的变化规律仍存在较多分歧<sup>[5-6]</sup>. 系统考察 pH 和  $E_h$  对底泥磷迁移转换过程的影响不仅可以了解生态塘处理系统中磷的循环过程,而且有助于了解生态塘系统对磷的主导去除机制和途径. 本文以形成时间较短的生态塘表层底泥为研究对象,探讨了 pH 和  $E_h$  变化对底泥磷的分布影响. 此外,考察了  $E_h$  逐渐升高过程中 Fe 和  $\text{PO}_4^{3-}$  的变化规律,以期全面了解  $E_h$  对  $\text{PO}_4^{3-}$  吸收过程的影响.

## 1 实验

### 1.1 样品采集

表层泥样( $< 3 \text{ cm}$ )由柱状采泥器采于山东某复合生态塘系统的水生植物塘单元,其主要性质见表 1. 泥样经充分搅匀、过筛( $\phi 2 \text{ mm}$ )分离后置于棕色玻璃瓶密封、避光、恒温(4 °C)保存备用.

表 1 氧化塘底泥基本性质

$E_h$ mV	pH	LOI %	$W_t$ %	细砂 %	总磷 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
$-420 \pm 20$	$8.2 \pm 0.3$	$6.9 \pm 1.3$	$64.5 \pm 4.5$	$83 \pm 5$	$710 \pm 180$

### 1.2 底泥磷分级与测定

底泥磷按 Psenner 法进行连续提取,经多次提取、分离后依次得到易解脱磷( $\text{NH}_4\text{Cl}-\text{P}$ )、铁磷、铝磷、碱可提取有机磷、钙磷和残留磷( $\text{OP}_{\text{res}}$ )<sup>[7]</sup>. 每次提取后,固液混合相经高速离心机离心 15 min(转速 4000 r/min)实现固液分离;离心分离所得固相进行下一形态磷的提取,而上清液经 Whatman GF/F 0.70  $\mu\text{m}$  滤膜过滤后由钼酸盐标法进行  $\text{PO}_4^{3-}$  测定. 所有泥样均作平行提取、测定.

$\text{OP}_{\text{res}}$ 采用 Haas 法测定<sup>[8]</sup>;  $E_h$ 采用 Pt-4800-M5 电极于 PHS-3C 酸度计上测定;pH 的测定采用 PHS-3C 酸度计;Fe 的测定采用邻菲咯啉法.

### 1.3 底泥磷吸收/释放模拟实验

#### 1.3.1 pH 对底泥磷释放影响

分别以 2 mol/L HOAc/NaOAc、0.5 mol/L 三羟甲基甲胺、0.2 mol/L 顺丁烯二酸和 0.1 mol/L KCl/NaOH 作为缓冲溶液,依次配制 pH 为  $5.0 \pm 0.2$ 、 $7.0 \pm 0.2$ 、 $8.0 \pm 0.2$ 、 $9.0 \pm 0.2$  的模拟水

样<sup>[9]</sup>. 各模拟水样(2.0 L)中分别加入一定量底泥(约 20 g)于恒温空气浴摇床中密闭振荡反应( $20 \pm 1$  °C, 150 r/min),隔时段(0.1, 0.5, 1.5, 4, 6, 18, 22, 28 h)进行水样采集,滤膜(0.45  $\mu\text{m}$ , 醋酸纤维膜)过滤后测定  $\text{PO}_4^{3-}$ . 实验过程中利用连二亚硫酸钠( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ )控制模拟体系  $E_h$  与底泥真实体系  $E_h$  接近( $-420 \pm 20$  mV),并以 0.2 mol/L 的 HCl 和 NaOH 保持模拟体系的 pH 稳定.

#### 1.3.2 pH 对底泥磷吸收影响

在 pH 缓冲溶液(同 1.3.1)中加入  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ , 控制模拟体系的初始  $\text{PO}_4^{3-}$  为  $5.0 \pm 0.5$  mg/L, 以 0.2 mol/L 的 HCl 和 NaOH 调整水样 pH 在所需范围. 模拟体系(2.0 L)中分别加入一定量底泥(约 20 g)于曝气条件下振荡反应,隔时段取样分析,实验方法同 1.3.1.

#### 1.3.3 $E_h$ 渐升过程底泥磷吸收实验

调节 pH 缓冲溶液的初始  $\text{PO}_4^{3-}$  为  $5.0 \pm 0.5$  mg/L(方法同 1.3.2),以  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$  调节模拟体系的初始  $E_h$  在 -650 mV 左右. 水样(2.0 L)中分别加入一定量底泥(约 20 g)振荡并缓慢充氧. 在  $E_h$  从 -650 mV 缓慢升至 +100 mV 过程中,隔时段进行水样采集,对  $\text{PO}_4^{3-}$ 、 $\text{Fe}^{2+}$ 、 $\text{Fe}^{3+}$  的变化进行监测.

## 2 结果与讨论

### 2.1 pH 对底泥磷吸收/释放影响

磷负荷相同的条件下,底泥对磷的吸收通常出现在  $E_h$  升高过程中,而对磷的释放往往出现在  $E_h$  降低过程中<sup>[6]</sup>,因而吸收和释放模拟实验分别控制在厌氧和好氧条件下进行. 此外,为了增大不同 pH 下底泥吸收/释放磷的幅度,了解底泥磷主要吸收/释放源,分别控制释放和吸收模拟实验体系初始  $\text{PO}_4^{3-}$  质量浓度分别为 0 mg/L 和 5 mg/L.

图 1 为不同 pH 条件下底泥磷好氧吸收和厌氧释放变化曲线. 可以看出,释放实验中,当水样 pH 接近底泥自身 pH(pH = 8.2)时,底泥磷的释放量最小(仅 174 mg/kg);当水样 pH 偏酸性(pH = 5)时,底泥磷的释放量最大(459 mg/kg);在吸收实验中,当水样 pH 在中性偏碱(pH = 7 ~ 8)时,底泥磷的吸收量最大(> 730 mg/kg). 因此,在 pH 为 7 ~ 8 时,底泥结合  $\text{PO}_4^{3-}$  的能力最强;偏酸性(pH = 5)时,结合能力最弱.

底泥磷吸收/释放过程主要受颗粒物表面电荷、磷酸盐离子形态和吸附过程控制<sup>[10-11]</sup>. 低 pH 时酸溶解作用降低了底泥对磷的结合力;而高 pH

时  $\text{OH}^-$  与  $\text{PO}_4^{3-}$  竞争颗粒表面正电荷也会降低  $\text{PO}_4^{3-}$  的吸附能力<sup>[6,12]</sup>, 这就导致 pH = 7~8 时底泥对磷的结合能力最强。为了深入了解 pH 对底泥磷吸收/释放行为的影响, 进一步考察了不同形态底泥磷随 pH 的变化规律。

## 2.2 pH 对不同形态底泥磷组成影响

### 2.2.1 pH 对易解脱磷 ( $\text{NH}_4\text{Cl}-\text{P}$ ) 影响

图 2 为吸收/释放实验中 pH 对  $\text{NH}_4\text{Cl}-\text{P}$  分布影响。可以看出, pH 较低时有利于  $\text{NH}_4\text{Cl}-\text{P}$  的生成。在释放实验中 pH = 7~9 时有 55%~67% 的  $\text{NH}_4\text{Cl}-\text{P}$  释放, 而偏酸性 (pH = 5) 时  $\text{NH}_4\text{Cl}-\text{P}$  却表现为吸收, 吸收量为原  $\text{NH}_4\text{Cl}-\text{P}$  的 4.2 倍; 在吸收实验中,  $\text{NH}_4\text{Cl}-\text{P}$  含量随 pH 升高也逐渐降低, 其吸收量从 85 mg/kg 逐渐下降到 62 mg/kg。

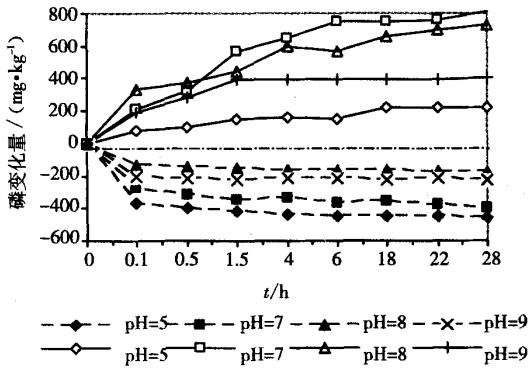


图 1 pH 对底泥磷吸收/释放影响

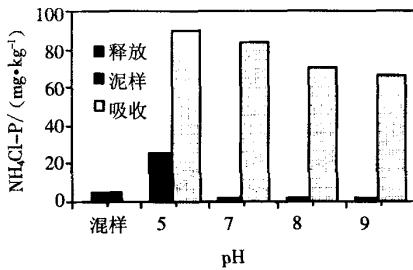


图 2 pH 对  $\text{NH}_4\text{Cl}-\text{P}$  分布影响

$\text{NH}_4\text{Cl}-\text{P}$  主要以范德华力吸附在  $\text{CaCO}_3$  等晶体物质表面, 易与间隙水磷达到吸附/解吸平衡<sup>[13]</sup>。在水样吸收实验中, 随  $\text{PO}_4^{3-}$  初始浓度升高, 平衡时  $\text{NH}_4\text{Cl}-\text{P}$  浓度也相应升高。另一方面, 底泥无机颗粒表面通常带正电, 而  $\text{PO}_4^{3-}$  和  $\text{OH}^-$  在底泥表面为竞争吸附关系。当偏酸性时, 水体中  $\text{OH}^-$  浓度相对较低,  $\text{HPO}_4^{2-}$  和  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  在底泥表面的吸附竞争中占据优势<sup>[12,14]</sup>。因而吸收/释放实验中, 随 pH 升高  $\text{NH}_4\text{Cl}-\text{P}$  含量迅速

降低。

### 2.2.2 pH 对金属磷 (Fe-P, Al-P 和 Ca-P) 影响

受结合形式多样性影响, pH 对各种形态金属磷的影响也不同。

Fe-P: 吸收和释放实验中 pH 对 Fe-P 的影响如图 3 所示。由图 1、3 可以计算出, 吸收实验中  $\text{PO}_4^{3-}$  主要以 Fe-P 的形式被吸收:pH = 5 时 Fe-P 的吸收量为底泥磷净吸收量的 180%; 在 pH = 7~9 时 Fe-P 的吸收量占底泥磷净吸收量的 79%~85%。此外, 图 3 还显示, Fe-P 的最高含量出现在 pH = 7~8, 而在偏酸性 (pH = 5) 和偏碱性 (pH = 9) 的环境中 Fe-P 的含量降低。

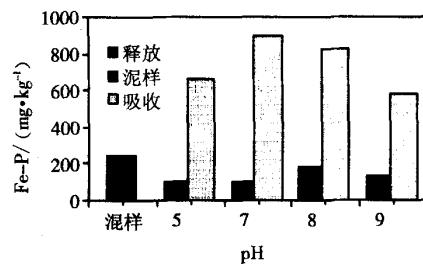


图 3 pH 对 Fe-P 分布影响

实验显示, 在厌氧底泥中  $m(\text{P})/m(\text{Fe})$  小于 0.5%, 因而在底泥中与磷结合的 Fe 盐仅占总铁的极少部分, 绝大部分 Fe 可能以  $\text{FeS}$  和  $\text{FeS}_2$  等化合物的形式存在<sup>[14]</sup>。当处于好氧环境中时, 厌氧底泥中的 Fe(II) 迅速溶解并氧化为 Fe(III)。Fe(III) 又能以 Fe(OOH) 粒体与磷的吸附/络合产物或羟基磷酸铁络合物  $\{\text{Fe}(\text{PO}_4)_x(\text{OH})_{3-x}\}$  沉淀的形式大量去除  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ <sup>[15]</sup>。因而当生态塘厌氧底泥 (-420 mV) 处于好氧条件时, 伴随 Fe-P 主要存在形态的改变, Fe-P 大量增长。此外,  $\text{OH}^-$  与  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  对颗粒表面正电荷的竞争吸附以及  $\text{H}^+$  对沉积物的溶解作用都会导致 Fe-P 在 pH = 7~8 时相对较高<sup>[11]</sup>。

Al-P: pH 对 Al-P 分布影响如图 4 所示。可以看出, pH = 7~8 时 Al 盐对  $\text{PO}_4^{3-}$  的吸附能力明显高于弱酸和弱碱时。吸收实验中, pH = 8 时 Al-P 为 246 mg/kg, 远高于 pH = 5 时的 117 mg/kg 和 pH = 9 时的 172 mg/kg。这是由于 pH 决定着两性物质  $\text{Al}(\text{OH})_3$  的水解离子类型。在 pH = 8 时底泥中 Al-P 主要通过胶体  $\text{Al}(\text{OH})_3^{3-x}$  与  $\text{PO}_4^{3-}$  之间的吸附和共沉降作用形成, 并随停留时间延长逐渐向较稳定的晶体  $\text{AlPO}_4$  转化<sup>[2,7]</sup>, 因此, 吸收量最大; 而在酸性和碱性条件下, 铝盐的水解产物以溶解性的  $\text{Al}^{3+}$  和  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  为主,

吸附的  $\text{PO}_4^{3-}$  被重新释放,故吸收量降低。

**Ca-P:** 通常条件下 Ca-P 性质稳定,是底泥磷的主要存贮形态<sup>[2]</sup>。从图 5 可以看出,在吸收和释放实验中, pH = 5 时 Ca-P 释放率为 92% 和 86%, 释放量最大;而 pH = 9 时,吸收和释放实验中 Ca-P 变化率相对较小。底泥中 Ca-P 的生成与  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{PO}_4^{3-}$  的共沉降和化学沉淀等物理化学过程有关,且主要由相对稳定的  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ 、 $\text{Ca}_2\text{HPO}_4(\text{OH})_2$ 、 $\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{Ca}_3(\text{HCO}_3)_3\text{PO}_4$  等形式存在<sup>[16]</sup>。在酸性条件下,不溶性磷酸钙盐较易溶解成  $\text{Ca}^{2+}$  而导致 Ca-P 的释放;而在较高的 pH 时,受碳酸盐、 $\text{Mg}^{2+}$ 、有机酸等抑制作用的影响,Ca-P 的结合速率缓慢。因而 pH 较低时,吸收和释放实验中 Ca-P 都大量减少,而高 pH 时 Ca-P 增长缓慢。

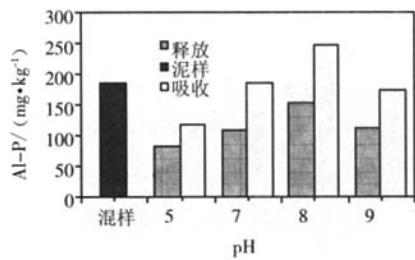


图 4 pH 对 Al-P 分布影响

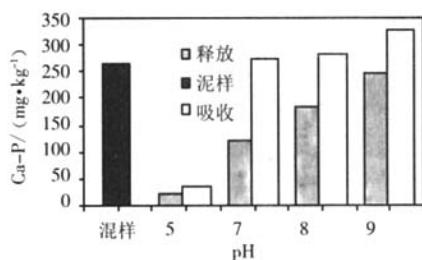


图 5 pH 对 Ca-P 分布影响

### 2.2.3 pH 对有机磷( $\text{OP}_{\text{alk}}$ 和 $\text{OP}_{\text{res}}$ )影响

底泥有机磷根据活性不同可分为碱可提取有机磷( $\text{OP}_{\text{alk}}$ )和残余有机磷( $\text{OP}_{\text{res}}$ )两部分。图 6 对比了吸收和释放实验中 pH 对  $\text{OP}_{\text{alk}}$  和  $\text{OP}_{\text{res}}$  的影响。可以看出,吸收/释放实验中  $\text{OP}_{\text{res}}$  变化量较  $\text{OP}_{\text{alk}}$  为小。进一步地,吸收实验中随 pH 升高  $\text{OP}_{\text{alk}}$  吸收量从 145 mg/kg 迅速降低到 30 mg/kg;而释放实验中 pH 变化对其影响不明显。

底泥中  $\text{OP}_{\text{alk}}$  主要来源于细胞中所含的聚合磷酸盐以及腐殖质、肌醇六磷酸等有机物,其活性较强,易分解<sup>[2,7]</sup>。好氧试验中  $\text{OP}_{\text{alk}}$  的大量增长可能来自于厌氧底泥中大量存在的微生物的好氧吸收<sup>[7]</sup>;厌氧试验中,微生物生长环境与底泥环境

接近,因而不存在明显的磷释放过程。较高的  $\text{OH}^-$  含量可通过促进腐殖质等有机物的水解速率来减小  $\text{OP}_{\text{alk}}$  的含量,导致随 pH 升高  $\text{OP}_{\text{alk}}$  逐渐降低。而底泥中  $\text{OP}_{\text{res}}$  主要来源于腐败植物残渣,稳定性较强,不易分解,这与图 6 中  $\text{OP}_{\text{res}}$  在不同 pH 条件下变化幅度均较小、相对恒定是一致的<sup>[2,10]</sup>。

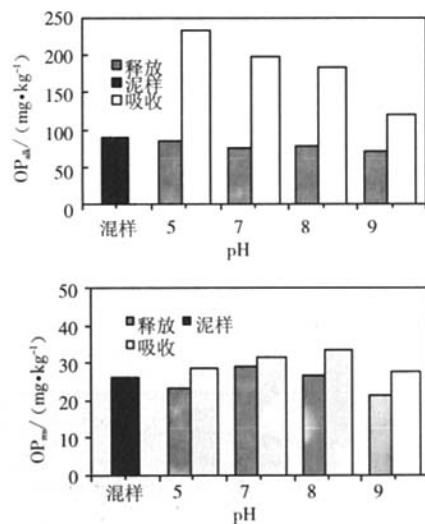


图 6 pH 对  $\text{OP}_{\text{alk}}$  和  $\text{OP}_{\text{res}}$  分布影响

### 2.3 $E_h$ 升高对底泥磷吸收影响

Gomez 等研究发现,底泥磷的释放存在一临界氧化还原电位  $E_h'$ ,只有当底泥  $E_h$  低于  $E_h'$  时底泥磷才会大量释放<sup>[2]</sup>。本部分主要考察  $E_h$  逐渐升高过程中,厌氧底泥对 P 的吸收情况,以期全面了解  $E_h$  对底泥磷吸收/释放行为的影响。

前期研究结果表明,Fe-P 的形成是  $E_h$  升高过程中磷吸收的主要因素,且  $E_h$  对底泥磷吸收/释放的改变主要通过影响 Fe(III) 和 Fe(II) 的比重及其络合物吸附/沉淀能力实现<sup>[17-18]</sup>。以下主要探讨 Fe-P 的变化规律。图 7 为不同 pH 条件下  $E_h$ 、 $\text{PO}_4^{3-}$ 、 $\text{Fe}^{2+}$ 、 $\text{Fe}^{3+}$  随  $t$  的变化曲线。结果显示,不同 pH 条件下  $\text{PO}_4^{3-}$  吸收规律接近:在  $E_h$  较低时底泥磷有少量释放;而随  $E_h$  逐渐升高,底泥对  $\text{PO}_4^{3-}$  的吸收量逐渐增加。在  $E_h$  由 -650 mV 到 -50 mV 的吸收过程(即前 7 h)中,底泥磷的吸收量随  $E_h$  升高持续增长,底泥磷吸收过程中未观测到明显的临界  $E_h'$ 。

Gomez 的研究表明 Fe(III) 只有在  $E_h > -150$  mV 时才可能大量存在<sup>[2]</sup>,但图 7 显示即使  $E_h$  在 -400 mV 左右时 Fe(III) 也可以大量存在。这可能是由于在 Fe(II) 到 Fe(III) 的氧化过程中,通常伴随着有机物(如腐殖质)在 Fe(III) 表面的

络合,而有机物的络合抑制了 Fe(III) 的还原,使 Fe(III) 在厌氧状态下可以以 Fe(III)-O-HS-M<sup>+</sup>(其中 HS 为腐殖质; M 为二价或三价金属离子,如 Mg<sup>2+</sup>、Ca<sup>2+</sup>) 等络合物的形式存在<sup>[11,14,15,19]</sup>。而 Fe(III)-O-HS-M<sup>+</sup> 具有较大的比表面,能够大量吸附 H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>。此外,对比实验显示保持模拟体系 E<sub>h</sub> 稳定,而其他实验条件与 E<sub>h</sub> 渐升过程底泥磷吸收实验(1.3.3)相同的情况下,Fe(III) 无法大量生成,底泥对磷也无明显吸收(结果未给出),这进一步证明 E<sub>h</sub> 升高过程中 Fe-P 的迅速增长主要来源于 H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> 在 Fe(III)-O-HS-M<sup>+</sup> 表面的吸附<sup>[20]</sup>。

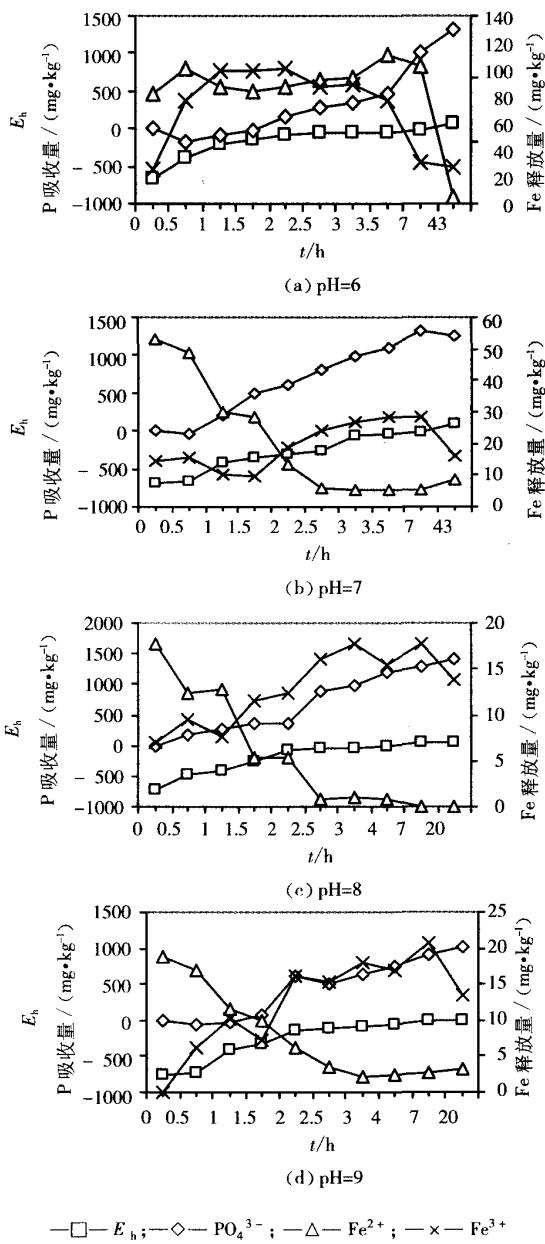


图 7 不同 pH 下 E<sub>h</sub>、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>、Fe<sup>2+</sup>、Fe<sup>3+</sup> 随 t 的变化曲线

此外,Fe(III)-O-HS-M<sup>+</sup> 的特殊存在形式使少部分新形成的 Fe(III) 可以存在于厌氧环境中,并随曝气时间的延长含量逐渐增长。因而在 E<sub>h</sub> 升高过程中,底泥表现为逐步吸收磷的过程,未观测到明显的临界电位。

### 3 结 论

1) 中性偏碱 pH(pH=7~8)条件下,底泥磷吸附量大而释放量小,是底泥贮存磷的最佳 pH 范围;偏酸性 pH(pH=5)条件下,底泥磷的短期释放量最大,不利于底泥磷的大量存在。

2) 不同形态底泥磷受 pH 影响不同:Fe-P 和 Al-P 在中性时最稳定;Ca-P 在碱性时较稳定;而 NH<sub>4</sub>Cl-P 和 OP<sub>alk</sub> 酸性时相对稳定。

3) E<sub>h</sub> 主要通过改变底泥中 Fe(II) 和 Fe(III) 的比重及其络合物吸附/沉淀能力来影响底泥磷分布。在 E<sub>h</sub> 从较低水平渐升过程中,底泥 Fe-P 主要以 P-Fe<sup>3+</sup>-O-HS-M<sup>+</sup> 形式大量生成。

### 参 考 文 献:

- [1] KAISERLI A, VOUTSA D, SAMARA C. Phosphorus fraction in lake sediments - Lakes Volvi and Koronia, N. Greece [J]. Chemosphere, 2002, 46:1147~1155.
- [2] GOMEZ E, DURILLON C, ROFES G, et al. Phosphate adsorption and release from sediments of brackish lagoons: pH, O<sub>2</sub>, and loading influence [J]. Water Research, 1999, 33:2437~2447.
- [3] 黄清辉,王东红,王春霞.沉积物中磷形态与湖泊富营养化的关系[J].中国环境科学,2003,23(6):583~586.
- [4] ANN Y, REDDY K R, DELFINO J J. Influence of redox potential on phosphorus solubility in chemically amended wetland organic soils [J]. Ecological Engineering, 2000, 14:169~180.
- [5] MARTENS C S, HARRIS R C. Inhibition of apatite precipitation in the marine environment by magnesium ions [J]. Geochim Cosmochim Acta, 1970, 34:621~625.
- [6] 隋少峰,罗启芳.武汉东湖底泥释磷特点[J].环境科学,2001,22(1):102~105.
- [7] RYDIN E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment [J]. Water Research, 2000, 34:2037~2042.
- [8] HAAS D W D, WENTZEL M, EKAMA G. The use of simultaneous chemical precipitation in modified activated sludge systems exhibiting biological excess phosphate removal Part 2: Method development for fractionation of phosphate compounds in activated sludge [J]. Water SA, 2000, 126:453~466.

- [9] ORTUÑO J F, SÁEZ J, LLORENS M, et al. Phosphorus release from sediments of a deep wastewater stabilization pond [J]. Water Science and Technology, 2000, 42(10-11): 265-272.
- [10] KASTELAN M M, PETROVIC M. Competitive sorption of phosphate and marine humic substances on suspended particulate matter [J]. Water Science Technology, 1995, 32(9-10): 349-355.
- [11] NGUYEN L M. Phosphate incorporation and transformation in surface sediments of a sewage - impacted wetland as influenced by sediment sites, sediment pH and added phosphate concentration [J]. Ecological Engineering, 2000, 14: 139-155.
- [12] 韩沙沙, 温琰茂. 富营养化水体沉积物中磷的释放及其影响因素 [J]. 生态学杂志, 2004, 23(2): 98-101.
- [13] KAISWERLI A, VOUTSA D, SAMARA C. Phosphorus fraction in lake sediments - Lakes Volvi and Koronia, N. Greece [J]. Chemosphere, 2002, 46: 1147-1155.
- [14] YAMADA H, KAYAMA M, SAITO K, et al. Suppression of phosphate liberation from sediment by using iron slag [J]. Water Research, 1987, 21(3): 325-333.
- [15] ZAK D, GELBRECHT J. Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters [J]. Wasser & Boden, 2002, 54(1-2): 71-76.
- [16] BERGA U, NEUMANNB T, DONNERTA D, et al. Sediment capping in eutrophic lakes — Efficiency of undisturbed calcite barriers to immobilize phosphorus [J]. Applied Geochemistry, 2004, 19: 1759-1771.
- [17] De BEST J, DANEN-LOUWERSE H J, PORTIELJE R, et al. Reduction of artificial iron(III) phosphate complexes by hydroxylammonium chloride [J]. Water Research, 1995, 29(8): 1885-1894.
- [18] MAYER T D, JARRELL W M. Phosphorus sorption during iron(II) oxidation in the presence of dissolved silica [J]. Water Research, 2000, 34(16): 3949-3956.
- [19] GUNNARS A, BLOMQVIST S, JOHANSSON P. Formation of Fe(III) oxyhydroxide colloids in freshwater and brackish seawater, with incorporation of phosphate and calcium [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2002, 66(5): 745-758.
- [20] DENG Y, STUMM W. Reactivity of aquatic iron(III) oxyhydroxides - implications for redox cycling of iron nature waters [J]. Applied Geochemistry, 1994, 9: 23-36.

(编辑 刘 彤)

## 简讯

## 哈尔滨工业大学微电子机械系统研究获新成果

由哈尔滨工业大学机器人研究所研究完成的“面向微电子机械系统(简称为 MEMS)组装、封装与键合测试的关键微操作设备”项目通过了国家技术鉴定。

微电子机械系统在航空航天、石油化工、水电、冶金制造、锅炉、控制等领域都有广泛的应用，还可以用在计算器、手机等各种电子器件中。MEMS 产品已经渐渐成为机械的高级维护系统、微型工厂、人体管腔诊断和检查系统的主流产品。

据悉，该项研究成果在系统集成、显微视觉、微作业工具、微操作作业策略等关键技术方面达到国际先进水平；填补了国内外 MEMS 领域相关设备空白，体现了自主创新。