

再悬浮条件下底泥中磷赋存形态的转化研究

李大鹏^{1,2}, 黄勇², 李伟光¹

(1. 哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 哈尔滨 150090; 2. 苏州科技学院环境科学与工程系, 苏州 215011)

摘要:以富营养化河流的底泥和上覆水为材料,研究了底泥再悬浮条件下,磷的赋存形态的变化特征,并对不同形态磷之间可能的转化途径进行了探讨.结果表明,底泥再悬浮条件下,磷的释放及吸附均与底泥再悬浮的频率密切相关.再悬浮导致底泥中不同形态磷的数量分布发生了明显变化.BD-P和NaOH-nrP的含量显著减少,而Ca-P的含量明显增加,其余各形态磷的变化幅度很小.这表明,BD-P和NaOH-nrP可能转化成Ca-P.而潜在活性磷与生物有效磷的形成量也表明,底泥再悬浮促进了易释放态磷与生物有效磷向难释放态磷与难被生物利用态磷的转化,并且这种促进作用随着底泥再悬浮的频率的增加而增加.

关键词:底泥再悬浮;磷形态;潜在活性磷;转化

中图分类号:X131.2 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2008)05-1289-06

Transformation of Phosphorus Forms in the Sediments Under the Conditions of Sediments Re-suspension

LI Da-peng^{1,2}, HUANG Yong², LI Wei-guang¹

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 2. Department of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215011, China)

Abstract: The change of phosphorus forms in sediments was studied and the possible path of transformation from mobile phosphorus into refractory forms was discussed under the conditions of sediments re-suspension, using sediments and overlying water from the trophic canal in the campus as material. The results showed that phosphorus release and adsorption had close relationships with the frequency of sediments re-suspension. Various changes of different forms of sedimentary phosphorus were found under the conditions of sediments re-suspension. BD-P and NaOH-nrP were decreased obviously, while Ca-P was increased evidently. The change of other phosphorus forms was little. As a result, BD-P and NaOH-nrP could be transformed into Ca-P. Moreover, based on the formation of potentially mobile phosphorus (PMP) and bioavailable phosphorus (BAP), sediments re-suspension could improve the transformation from mobile phosphorus and bioavailable phosphorus into refractory forms and nonbioavailable forms, and the enhancement was improved with the increase of the frequency of sediments re-suspension.

Key words: sediment re-suspension; phosphorus forms; potentially mobile phosphorus; transformation

水体磷浓度是评价水体富营养化程度的主要指标之一,同时也是水体发生“水华”的重要限制因素^[1~4].水体磷主要来源于外源磷和内源磷.对于外源磷得到有效控制的水体而言,内源磷的释放是维持水体磷浓度的关键因素.近年来,内源磷释放的控制研究愈加引起人们的关注^[5~7].内源磷的释放量不仅取决于水环境中各种环境因素的变化,而且也取决于底泥中不同形态磷的含量,特别是易释放态磷的含量对内源磷的释放贡献明显,并使得水体中磷浓度保持在较高水平,为水生植物生长提供了内在持续的磷源^[8].由此可见,促进底泥中易释放态磷向难释放态磷的转化,从而降低易释放态磷的含量,对于有效地控制内源磷的释放具有重要意义.

目前,对底泥中不同形态磷之间的转化研究还鲜有报道,但已有学者通过形态磷之间相关关系的研究,对不同形态磷之间转化的可能性进行了分析^[9].结果表明,底泥中不同形态磷之间存在着转化

的可能性,如在趋氧化的环境中弱吸附态磷可能会向铁结合态磷转化^[10];有机磷矿化后,可能转化成铁结合态磷和钙结合态磷.Rydin^[11]也发现,随着时间的迁移,易释放态磷存在着向难释放态磷转化的趋势.然而迄今为止,有关底泥中不同形态磷之间转化的研究均集中在底泥静止的条件下,而再悬浮条件下底泥中不同形态磷之间转化的研究尚属空白.基于此,本研究着重对再悬浮条件下,底泥中不同赋存形态磷含量的变化进行了分析,并探讨了不同形态磷之间转化的可能性,旨在为探索水体内部磷的控制方法提供理论支持.

收稿日期:2007-05-20;修订日期:2007-09-03

基金项目:国家高技术研究发展计划(863)项目(2003AA601070);江苏省环境科学与工程重点实验室开放课题项目(ZD061202)

作者简介:李大鹏(1975~),男,博士研究生,主要研究方向为城市水体修复,E-mail:ustsldp@163.com

1 材料与方法

1.1 底泥样品的采集

利用柱状采样器在校园河流入口处采集表层 15 cm 底泥于封口塑料袋中,在冰盒中保存,带回实

验室,立即进行均化处理,并对底泥进行分析.底泥的本底值包括 pH 值、有机质、总磷及磷各种形态.另外采集采样点处的上覆水.根据 2004 年 6 月以来的监测资料,校园河流处于显著的中度营养水平.底泥及上覆水的主要性质见表 1.

表 1 底泥及上覆水的主要性质
Table 1 Basic properties of the sediment and overlaying water

项目	pH	DO /mg•L ⁻¹	TP	NH ₄ ⁺ -N / mg•L ⁻¹	含水率 / %	烧失量 / %	不同粒径的质量分数/ %		
							< 4 μm	4 ~ 63 μm	63 ~ 500 μm
底泥	6.56	—	1 891.1 mg•kg ⁻¹	—	82.33	9.85	14.24	83.55	1.98
上覆水	7.49	3.27	0.313 mg•L ⁻¹	6.78	—	—			

1.2 研究方法

15 个 5 L 试剂瓶($d = 17\text{ cm}$, $h = 34\text{ cm}$)作为试验装置,每 3 个试剂瓶为 1 组,编号为 E1 ~ E5.在每个试剂瓶中分别加 200 g 湿底泥,并小心加入采集自底泥采样点的河水 2.5 L,尽量避免底泥悬浮.试验装置见图 1.

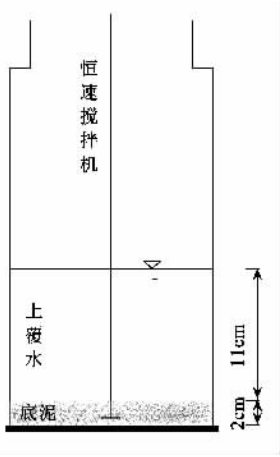


图 1 试验装置
Fig.1 Laboratory equipment

自然水体中底泥在风浪、生物扰动以及人类活动的作用下,底泥再悬浮具有明显的不确定性,并无规律可循.鉴于此,本研究采用底泥间歇性再悬浮的方式.采用恒速搅拌机对 E1 ~ E4 底泥分别进行搅拌($60\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$, $10\text{ min}\cdot\text{d}^{-1}$),使底泥处于完全悬浮状态.E1 为每天搅拌 1 次;E2 为每间隔 1 d 搅拌 1 次;E3 为每间隔 3 d 搅拌 1 次,E4 则为每间隔 5 d 搅拌 1 次;E5 为对照试验,试验装置中无任何搅拌设备,底泥不悬浮,处于完全静止状态.

每天采用虹吸法取 25 mL 上覆水,测定溶解性磷酸盐(SRP)和总磷(TP).取样点为水面以下 5 cm

处,取样时间为停止搅拌 24 h 后.监测上覆水 DO、pH 值、浊度的变化,并同时记录水体的温度.SRP 采用钼酸铵比色法测定,TP 采用过硫酸钾消解,钼酸铵比色法测定.每次取样后,均补充采集的河水 25 mL,一定时间后,为弥补蒸发量,补充去离子水至刻度线.25 d 后,将 E1 ~ E5 中的底泥取出,干燥,磨碎,过 100 目筛网,编号为 ES1 ~ ES5.取原底泥编号为 ES0.

1.3 底泥分析方法

本研究为了能够更好地定量描述底泥中不同形态磷之间的转化关系,将底泥中的磷划分为弱吸附态磷($\text{NH}_4\text{Cl-P}$)、铁结合态磷(BD-P)、铝结合态磷(Al-P)、有机磷(NaOH-nrP)、钙结合态磷(Ca-P)和残渣磷(Res-P),底泥中总磷含量为以上各步提取磷的总和.各形态磷的具体提取步骤见表 2.提取液中的磷酸盐采用钼酸铵比色法分析.每个样品在相同条件下 3 个平行,相对误差 $< 5\%$.

表 2 底泥中磷形态及提取方法

Table 2 Species of phosphorus and sequential extraction methods	
磷形态	提取方法
弱吸附态磷($\text{NH}_4\text{Cl-P}$)	$1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ NH}_4\text{Cl}$ 溶液($\text{pH} = 7$),振荡 2.2 h,离心,过滤,测定提取液中磷浓度
铁结合态磷(BD-P)	$0.11\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ Na}_2\text{S}_2\text{O}_4/\text{NaHCO}_3$,振荡 1 h,离心,过滤,测定提取液中磷浓度
铝结合态磷(Al-P)	$0.1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ NaOH}$,振荡 16 h,离心,过滤,测定提取液中磷浓度
有机磷(NaOH-nrP)	取上步上清液消解,得 NaOH-TP $\text{NaOH-nrP} = (\text{NaOH-TP}) - (\text{Al-P})$
钙结合态磷(Ca-P)	$0.5\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ HCl}$,振荡 16 h,离心,过滤,测定提取液中磷浓度
残渣磷(Res-P)	残渣 550°C 灼烧 5 h, $1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ HCl}$,振荡 16 h,离心,过滤,测定提取液中磷浓度

含水率为 105℃烘干 12 h 的质量损失,有机质含量的定义为 550℃灼烧 2.5 h 的质量损失.

2 结果与讨论

2.1 底泥再悬浮对上覆水中磷浓度的影响

图 2 显示,第 1 d,各工况上覆水 SRP 浓度显著下降.但第 2~6 d,各工况上覆水中 SRP 浓度显著增加,在第 6 d 分别达到最大值.底泥释磷期间(第 2~6 d),E1~E5 上覆水中 SRP 浓度平均值分别为 0.179、0.204、0.215、0.212 和 0.151 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.这表明,底泥再悬浮促进了磷的释放,这与部分文献的试验结果一致^[12,13],但也表明,底泥再悬浮的频率越大,则磷的释放量越小,如 E1 上覆水 SRP 的平均值显著低于 E2~E4.从第 7 d 到试验结束,各工况上覆水 SRP 浓度均呈下降趋势,E2 在第 9 d 出现较大值.在此期间,E1~E5 上覆水中 SRP 浓度平均值分别为 0.092、0.11、0.119、0.114 和 0.13 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.可以看出,底泥再悬浮促进了磷由上覆水向底泥迁移,并且底泥再悬浮的频率越大,则这种促进作用越大,而底泥不悬浮(E5),上覆水溶解性磷酸盐浓度明显高于底泥再悬浮的工况.究其原因,可能与底泥再悬浮导致上覆水中无机颗粒物质含量增加有关,如铁、锰等氧化物胶体以及带羟基基团的粘土矿物等^[14,15],有利于底泥对磷的专属性吸附.而且底泥再悬浮增加了系统内溶解氧含量,促使由底泥带入上覆水的还原性物质以及部分小分子有机物质被氧化,改变了系统内的环境条件,对磷的释放产生抑制作用.如图 3 所示,TP 的变化规律与 SRP 一致.试验期间,E1~E5 上覆水中 TP 平均值分别为 0.255、0.295、0.285、0.265 和 0.291 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.试验中检测了各工况底泥样品中的有机质含量,ES1~ES5 中有机质含量分别为 7.89%、8.24%、8.16%、8.2% 和 8.98%.可以看出,随着底泥再悬浮频率的增加,有机质含量明显降低,由此可能导致具有较强离子吸附能力的无定形态的氧化物和水合氢氧化物(Fe_{ox})^[16,17]含量增加,进而强化了底泥对磷的吸附能力.因此,底泥再悬浮方式对水环境中磷的迁移有明显的影响.

2.2 底泥再悬浮对磷的赋存形态的影响

底泥经再悬浮后,底泥中总磷含量显著下降(表 3),这与图 2 和图 3 上覆水中磷浓度增加相一致(第 2~6 d),同时也表明,底泥再悬浮促进内源磷的释放.但从表 3 可以看出,ES1 总磷含量下降幅度最小,而 ES4 下降幅度最大,ES5 总磷含量下降幅度大于 ES1 和 ES2,但小于 ES3 及 ES4.说明底泥再悬浮

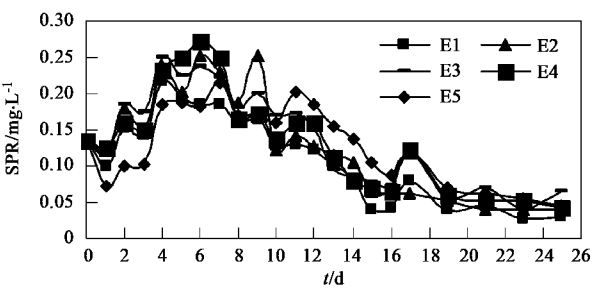


图 2 底泥再悬浮条件下上覆水中溶解性磷酸盐的变化规律
Fig.2 Variation of SRP in the overlying water under the conditions of sediment re-suspension

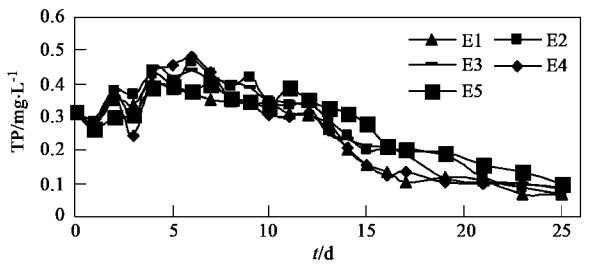


图 3 底泥再悬浮条件下上覆水中总磷的变化规律
Fig.3 Variation of TP in the overlying water under the conditions of sediment re-suspension

的频率对内源磷释放的影响明显.底泥再悬浮条件下,释放的内源磷进入上覆水后,其中一部分会被悬浮的底泥吸附,甚至与底泥中的 Fe、Al、Mn 和 Ca 等金属离子形成的氧化物、氢氧化物等发生物理甚至化学吸附,重新形成某种形态磷,如 $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ 、BD-P、Al-P、Ca-P 等.因此,底泥再悬浮后,磷的赋存形态的数量分布发生了明显的变化.与 ES0 相比,各底泥样品中 BD-P 和 NaOH-nrP 明显减少;而 Ca-P 则显著增加, $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ 和 Res-P 略有增加;Al-P 含量基本没有变化.由此可见,底泥再悬浮条件下,不同形态磷之间存在着相互转化的趋势.

2.2.1 弱吸附态磷($\text{NH}_4\text{Cl-P}$)

$\text{NH}_4\text{Cl-P}$ 是指吸附在无机颗粒表面的弱结合态磷.在 6 个底泥样品中, $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ 占 TP 的 4.5%~9.19%(图 4),是 6 种形态磷中含量较小的.底泥再悬浮条件下, $\text{NH}_4\text{Cl-P/TP}$ 明显增加,大致的趋势是,随着再悬浮频率的增加, $\text{NH}_4\text{Cl-P/TP}$ 呈下降趋势,说明 $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ 被转化成其它形态磷.

2.2.2 铁结合态磷(BD-P)

BD-P 是指以不同形式与铁矿物结合的磷,特别是无定形态及弱晶形铁氧化物(Fe_{ox}).在 6 个底泥样品中,BD-P 占 TP 的 48.24%~58.17%(图 4),是

表 3 底泥再悬浮对不同形态磷的影响/mg•kg⁻¹

Table 3 Effect on the phosphorus forms under the conditions of sediment re-suspension/mg•kg⁻¹

试验编号	TP	NH ₄ Cl-P	BD-P	Al-P	NaOH-nrP	Ca-P	Res-P
ES0	1 891.0	85.0	1 100.0	120.0	225.0	295.0	66.0
ES1	1 622.51	99.60	816.73	129.48	119.52	373.51	83.67
ES2	1 520.08	85.34	788.15	115.46	125.50	321.29	84.34
ES3	1 393.43	79.68	692.23	109.56	121.51	318.73	71.71
ES4	1 277.89	117.42	616.44	73.39	122.31	283.76	64.58
ES5	1 482.14	104.17	719.25	94.25	163.69	317.46	83.33

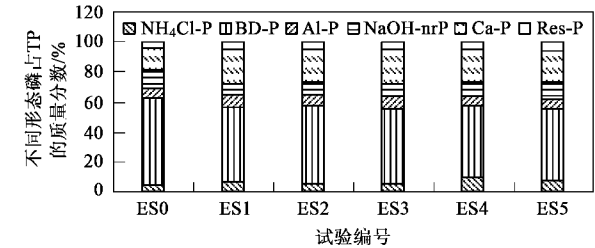


图 4 不同形态磷在总磷中的质量分数

Fig. 4 Percentage of different phosphorus forms of TP in the sediments

6种形态磷中含量最大的.通常认为,在趋还原的环境中,BD-P会发生还原释放出磷酸盐.表3表明,底泥再悬浮后,BD-P发生释放,但底泥再悬浮频率不同,BD-P释放量明显不同,ES4释放量最大,而ES1释放量最小.随着底泥再悬浮频率的增加,BD-P含量以及BD-P/TP呈增加的趋势,且变化幅度较大.说明BD-P易于被转化.

底泥再悬浮频率的不同,导致底泥中BD-P含量不同,由此可以推断BD-P的转化过程.ES3、ES4再悬浮频率较小,导致系统内溶解氧增加量较小,并且大部分被有机物等还原性物质消耗,促使Fe³⁺被还原成Fe²⁺,从而促进BD-P发生释放,表现为ES3、ES4中BD-P含量显著下降.ES1、ES2再悬浮频繁,系统内溶解氧含量显著增加,导致系统内环境趋于氧化性,由此可以促进Fe²⁺向Fe³⁺转化,并促进Fe_{ox}的形成,使BD-P的释放受到抑制,表现为ES1、ES2中BD-P含量下降幅度较小.而另一种可能是底泥再悬浮促进了上覆水中SRP被Fe_{ox}吸附,重新生成BD-P.而参与重新形成BD-P的SRP来源于上覆水中的外源磷,或者底泥中NH₄Cl-P、BD-P以及NaOH-nrP释放产生的磷酸盐.这也表现为,在试验后期上覆水中SRP浓度明显下降(图2).

2.2.3 铝结合态磷(Al-P)

Al-P是6种形态磷中变化幅度最小的一种.如图4所示,在6个底泥样品中,Al-P占TP的5.74%~7.98%.底泥再悬浮状态下,Al-P含量及Al-P/TP

的变化幅度很小,说明Al-P转化的可能性较小.

2.2.4 有机磷(NaOH-nrP)

NaOH-nrP被认为是易于释放态磷,其矿化以及在微生物作用下可以转化成SRP释放出来.在6个底泥样品中,NaOH-nrP占TP的7.37%~11.9%(图4).随着底泥再悬浮频率的增加,NaOH-nrP含量以及NaOH-nrP/TP呈下降趋势.说明NaOH-nrP发生释放,转化成SRP进入上覆水.底泥再悬浮条件下,由NaOH-nrP释放产生的SRP会与Fe、Al、Ca等金属离子形成的氧化物、水合氢氧化物以及无机颗粒发生物理吸附,甚至化学吸附,进而被转化成BD-P、Al-P、Ca-P以及NH₄Cl-P.

2.2.5 钙结合态磷(Ca-P)

Ca-P主要包括自生钙磷(ACa-P)和碎屑态磷(Det-P)^[18],同时也包括钙离子与磷酸根形成的钙磷酸盐.Ca-P被认为是难释放态磷^[19],对水体SRP的含量贡献较小.在6个底泥样品中,Ca-P占TP的比例为15.6%~23.02%(图4).随着再悬浮频率增加,Ca-P含量及Ca-P/TP呈逐渐增加趋势(表3,图4),说明Ca-P的形成与底泥再悬浮频率关系密切,其中,ES1Ca-P增加量最大.由钙结合态磷的组成可知,增加的钙磷主要来源于钙离子与上覆水中磷酸根所形成的钙磷酸盐^[20],而形成钙磷酸盐的磷酸根主要是上覆水中的外源磷以及底泥中NH₄Cl-P、BD-P以及NaOH-nrP释放出来的SRP.由此可见,底泥再悬浮能够促进钙磷的生成,进而加速磷的成岩作用,促进磷在底泥中的沉积.

2.2.6 残渣磷(Res-P)

残渣磷被认为是难释放态磷,并且在磷的6种形态中残渣磷含量最小,其对上覆水磷的贡献可以忽略.在6个底泥样品中,Res-P占TP的3.49%~5.62%(图4).

从以上分析可以看出,不同形态磷之间确实存在着转化的可能性.因此推断,不同形态磷之间的转化途径主要有2条:一是NaOH-nrP转化成BD-P,其

中也包括部分 BD-P 通过释放而转化成 SRP 后,与 Fe_{ox} 发生化学吸附,进而重新形成 BD-P;二是 BD-P、NaOH-nrP 转化成 Ca-P. 另外,其它形态磷之间也可能存在几种转化途径,如 BD-P、NaOH-nrP 转化成 NH₄Cl-P 或 Al-P; NH₄Cl-P 转化成 BD-P、Al-P、Ca-P 等;但由于其转化量较小,对磷赋存形态的影响较小.

2.3 底泥再悬浮对潜在活性磷与生物有效磷的影响
根据潜在活性磷(PMP)的定义^[11],分析了底泥再悬浮对易释放态磷向难释放态磷转化的影响(表 4).如表 4 所示,底泥再悬浮后 PMP 显著下降,下降幅度与底泥再悬浮频率密切相关.随着底泥再悬浮频率的增加,PMP 含量逐渐增加,其可能与 BD-P 的生成有关.但 PMP/TP 却随着底泥再悬浮频率的增加而逐渐减小,说明底泥再悬浮对潜在活性磷向难释放态磷转化具有促进作用,并且随着底泥再悬浮

频率的增加,这种促进作用也随之增加.
生物有效磷被定义为易释放态磷的总和,即 $BAP = NH_4Cl-P + BD-P + Al-P + NaOH-nrP$ ^[21].如表 4 所示,底泥再悬浮后,BAP 明显下降,其变化规律与 PMP 类似,说明底泥再悬浮可以促进生物有效磷向难被生物利用态磷的转化.由 BD-P 的含量可知,BD-P 是 BAP 的主要组成部分,在 6 个底泥样品中,BD-P 占 BAP 的 66.3%~71.9%.说明底泥中内源磷的生物可利用性主要取决于 BD-P 的活性.Reddy^[22]等的研究表明,SRP 被 Fe_{ox} 吸附后,提高了对磷的持留能力.由此可见,底泥再悬浮条件下,Fe_{ox} 形成的可能性远大于底泥静止时,从而导致两者的 BD-P 对磷的持留能力显著不同.因此可以推断,底泥再悬浮可以促进内源磷的固化,这对研究磷的永久性沉积具有重要意义,并且对研究磷的早期成岩作用具有指导意义.

表 4 底泥再悬浮对潜在活性磷与生物有效磷的影响					
Table 4 Effect on potentially mobile phosphorus and bioavailable phosphorus by sediment re-suspension					
试验编号	TP/mg•kg ⁻¹	PMP/mg•kg ⁻¹	PMP/TP/%	BAP/mg•kg ⁻¹	BAP/TP/%
ES0	1 891.0	1 410.0	74.6	1 530.0	80.9
ES1	1 622.51	1 035.9	63.8	1 165.3	71.8
ES2	1 520.08	998.9	65.7	1 114.5	73.3
ES3	1 393.43	893.4	64.1	1 002.9	72.0
ES4	1 277.89	856.2	67.0	929.5	72.7
ES5	1 482.14	987.1	66.6	1 081.3	73.0

3 结论

(1)试验初期(第 2~6 d),底泥再悬浮促进了底泥中内源磷的释放,内源磷的释放量随着底泥再悬浮频率的增加而降低;试验后期(第 7 d 至试验结束),底泥再悬浮促进了上覆水中磷向底泥的迁移,这种促进作用随着底泥再悬浮频率的增加而增加.
(2)底泥再悬浮对磷的赋存形态有显著的影响.底泥再悬浮条件下,BD-P、NaOH-nrP 的含量减少,而 Ca-P 的含量则显著增加,并且 BD-P、Ca-P 含量随着底泥再悬浮频率的增加呈增加的趋势,而 NaOH-nrP 则恰好相反.由此可见,BD-P、NaOH-nrP、Ca-P 三者之间存在明显的转化关系,即 NaOH-nrP 向 BD-P、Ca-P 转化和 BD-P 向 Ca-P 转化,同时也包括部分 BD-P 转化成新生成的 BD-P.底泥再悬浮促进了潜在活性磷向难释放态磷转化以及生物有效磷向难被生物利用态磷转化,并且这种促进作用随着底泥再悬浮

的频率的增加而增大.
参考文献:
[1] Nijboer R C, Verdonchot P F M. Variable selection for modelling effects of eutrophication on stream and river ecosystems [J]. Ecological Modelling, 2004, **177**: 17-39.
[2] Kim L H, Choi E, Gil K I, *et al.* Phosphorus release rates from sediments and pollutant characteristics in Han River, Seoul, Korea [J]. Science of the Total Environment, 2004, **321**: 115-125.
[3] Banaszk P, Wysocka-Czubaszek A. Phosphorus dynamics and fluxes in lowland river: the Narew anastomosing river system, NE Poland [J]. Ecological Engineering, 2005, **25**: 429-441.
[4] 王圣瑞,金相灿,赵海超,等.长江中下游浅水湖泊沉积物对磷的吸附特征 [J].环境科学,2005, **26**(3): 38-43.
[5] Van Der Molen D T, Portielje R, Boers P C M, *et al.* Changes in sediment phosphorus as a result of eutrophication and oligotrophication in lake Veluwe, The Netherlands [J]. Wat Res, 1998, **32**(11): 3281-3288.
[6] Edlund G, Carman R. Distribution and diagenesis of organic and inorganic phosphorus in sediments in the Baltic proper [J]. Chemosphere, 2001, **45**: 1053-1061.

[7] Zhou Q X, Gibson C E, Zhu Y M. Evaluation of phosphorus bioavailability in sediments of three contrasting lakes in China and the UK[J]. Chemosphere, 2001, **42**: 221-225.

[8] 徐玉慧, 姜霞, 金相灿, 等. 太湖东北部沉积物生物可利用磷的季节性变化[J]. 环境科学, 2006, **27**(5): 869-873.

[9] 侯立军, 陆健健, 刘敏, 等. 长江口沙洲表层沉积物磷的赋存形态及生物有效性[J]. 环境科学学报, 2006, **26**(3): 488-494.

[10] 刘敏, 许世远, 侯立军, 等. 长江口滨岸潮滩沉积物中磷的存在形态和分布特征[J]. 海洋通报, 2001, **20**(5): 10-17.

[11] Rydin E. Potentially mobile phosphorus in lake erken sediment[J]. Wat Res, 2000, **34**(7): 2037-2042.

[12] 钱嫦萍, 陈振楼, 胡玲珍, 等. 崇明东滩沉积物再悬浮对沉积物-水界面氮、磷交换行为的影响[J]. 环境科学, 2003, **24**(5): 114-119.

[13] 汪家权, 孙亚敏, 钱世忠, 等. 巢湖底泥磷的释放模拟实验研究[J]. 环境科学学报, 2002, **22**(6): 738-742.

[14] House W A, Denison F H. Factors influencing the measurement of equilibrium phosphate concentration in river sediments[J]. Wat Res, 2000, **34**(4): 1187-1200.

[15] 范成新, 张路, 包先明, 等. 太湖沉积物-水界面生源要素迁移机制及定量化-2. 磷释放的热力学机制及源-汇转换[J]. 湖泊科学, 2006, **18**(3): 207-217.

[16] Sakadevan K, Bavor H J. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems[J]. Wat Res, 1998, **32**(2): 393-399.

[17] Reddy K R, O' Connor G A, Gale P M. Phosphorus sorption capacities of wetland soils and stream sediments impacted by dairy effluent[J]. J Environ Qual, 1998, **27**: 438-447.

[18] 戴纪翠, 宋金明, 李学刚, 等. 胶州湾沉积物中的磷及其环境指示意义[J]. 环境科学, 2006, **27**(10): 1953-1962.

[19] 王琦, 姜霞, 金相灿, 等. 太湖不同营养水平湖区沉积物磷形态与生物可利用磷的分布相互关系[J]. 湖泊科学, 2006, **18**(2): 120-126.

[20] Huang Q H, Wang Z J, Wang D H, *et al.* Origins and mobility of phosphorus forms in the sediments of lakes Taihu and Chaohu, China [J]. Journal of Environmental Science & Health, Part A, 2004, **40**(1): 91-102.

[21] Zhou A M, Wang D S, Tang H X. Phosphorus fractionation and bio-availability in Taihu Lake(China) sediments[J]. J Environ Sci, 2005, **17**(3): 381-388.

[22] Reddy K R, Flaig E G, Graetz D A. Phosphorus storage capacity of uplands, wetlands, and streams of the lake Okeechobee Watershed, Florida[J]. Agriculture Ecosystems Environment, 1996, **59**: 203-216.