J. Lake Sci.(湖泊科学),2010,**22**(3):437-444
http://www.jlakes.org. E-mail:jlakes@niglas.ac.cn
© 2010 by *Journal of Lake Sciences*

菹草、伊乐藻对沉积物磷形态及其上覆水水质的影响*

徐会玲,唐智勇,朱端卫**,倪玲珊
(华中农业大学资源与环境学院植物营养与生态环境研究室,武汉 430070)

摘　要:采集武昌南湖湖水、沉积物进行沉水植物的盆栽试验,试验设置沉积物未施磷处理和施 100mg/kg 磷处理,分别对应沉积物低内源磷和高内源磷状态,同时种植菹草、伊乐藻,以研究沉积物中磷形态及上覆水水质的变化特点. 研究从 2007 年 9 月 15 日开始,历时 160d. 结果表明,高内源磷沉积物处理后,上覆水中水溶性总磷含量在沉水植物的作用下明显降低;种植沉水植物可使水体总磷、总氮、叶绿素 a 含量显著降低,且伊乐藻对总磷的净化效果优于菹草;沉水植物对高内源磷沉积物的上覆水中叶绿素 a 的控制比对低内源磷条件下的效果更好;无论沉积物是否输入磷,在盆栽条件下,上覆水中叶绿素 a 随时间的变化均能较好地用一级动力学模型来描述;上覆水 TDP、TP 与沉积物中 Ca_{10}-P 之间有极显著正相关;种植菹草或伊乐藻的沉积物中 Ca_{10}-P 与上覆水中 TDP 和 TP 的相关系数分别为 0.990($P \leqslant 0.01$)和 0.977($P \leqslant 0.05$).
关键词:沉积物;磷分级;菹草;伊乐藻;叶绿素 a

Effect of *Potamogeton crispus* and *Elodea nuttallii* on phosphorus fractionation of sediment and overlying water quality

XU Huiling, TANG Zhiyong, ZHU Duanwei & NI Lingshan
(*Laboratory of Plant Nutrition and Ecological Environment Research, College of Resources and Environment of Huazhong Agricultural University, Wuhan* 430070, *P. R. China*)

Abstract: Using water and sediment of Lake Nanhu, Wuchang of Wuhan City, we designed a group of pot experiments including a control and a treatment that added 100mg/kg phosphorus to the sediment. Submerged macrophytes *Potamogeton crispus*, *Elodea nuttallii* were planted in the sediment on September 15, 2007. After 160 days observation, the concentration of the total soluble phosphorus(TDP) in the overlying water responded to the sediment with high phosphorus content and reduced obviously. The treatments all caused total phosphorus(TP), total nitrogen(TN), and content of chlorophyll-a(Chl. a) in the overlying water obviously reduced. The effect of *E. nuttallii* on the total phosphorus was better than that of *P. crispus*, and the submerged macrophytes on controlling Chl. a of the overlying water in high phosphorus of the sediments were more efficient than those in the low phosphorus. In the submerged macrophytes cultivation experiment, whether or not applying phosphorus to the sediment the change of Chl. a along with cultivated time of the plants could be fitted better with the first order kinetic equation. TDP and TP of overlying water were significantly correlated with Ca-P of sediment, and the correlation coefficient of TDP of overlying water with Ca_{10}-P of sediment under growth of *P. crispus* and *E. muttallii* was 0.990 ($P \leqslant 0.01$) and 0.977 ($P \leqslant 0.05$).
Keywords: Sediment; phosphorus fractionation; *Potamogeton crispus*; *Elodea nuttallii*; chlorophyll-a (Chl. a)

磷是引起水体富营养化的重要营养元素[1],在外源磷输入得到控制的情况下,沉积物中的磷可通过吸附-解吸等作用影响上覆水体中磷的浓度[2]. 过去,对浅水湖泊水-沉积物界面磷交换过程的研究多集中于物理和化学过程[3],对生物过程相对重视不够[4]. 新近的研究表明[5-7],沉水植物对于湖泊的磷营养状态具有重要作用. 沉积物中不同形态磷的迁移转化规律及其影响因子各不相同,从而使湖泊水体修复难度大增. 因此,研究沉水植物对沉积物中磷形态的影响具有重大的意义.

---

* 国家自然科学基金项目(20577013)资助. 2009-05-14 收稿;2009-09-01 收修改稿. 徐会玲,女,1981 年生,硕士研究生;E-mail: xuhuiling@webmail.hzau.edu.cn.
** 通讯作者;E-mail: zhudw@mail.hzau.edu.cn.

运用化学连续提取法对底质中磷的不同形态进行分离,发现底质中弱吸附态磷、可还原性磷(RSP)是沉水植物黑藻利用的主要磷形态,黑藻能促进底质中磷向可利用态转化[8].沉水植物能够有效地降低沉积物中磷的含量,而且水生植物对磷的不同赋存形态的影响并不相同,其中,铁锰结合态磷(BD-P)是受沉水植物影响最为明显的磷赋存形态[9].另一方面,沉水植物对富营养化水体具有较好的净化效果,在水生植被恢复重建中发现,围隔中的沉水植物丰富时,水质清澈、藻类密度低,生物多样性高[10-11].武汉东湖的大型围隔中的植物混种表明,植物生物量明显增加使水体总氮、总磷明显降低[12].

本文在模拟的不同内源磷的湖泊沉积物上分别种植菹草、伊乐藻,了解沉水植物的生物作用对沉积物磷形态的影响,考察由此给上覆水磷浓度带来的变化,并试图进一步观察供试上覆水叶绿素 a 的变化规律.

1 材料与方法

1.1 供试沉积物及上覆水基本性质

供试沉积物采自武昌浅水湖泊南湖(30°28′18.15″N,114°21′57.79″E),沉积物细腻匀质,采样点处于湖心区,受周边事件影响较小,沉积物从采集至盆栽试验布置完成时,始终保持其处于淹水状态;盆栽试验的沉积物上覆水采自沉积物采样点上的水柱.南湖水质为重度富营养[13],其沉积物和上覆水的基本性质见表 1.

表 1 南湖沉积物及上覆水基本性质*

Tab. 1 Basic property of the sediment and water of Lake Nanhu

供试样品	pH	BOD_5 (mg/L)	DO (mg/L)	叶绿素 a (mg/m^3)	水溶性总磷 (mg/L)	总氮 (mg/L)	总磷 (mg/kg,mg/L)	有机质 (g/kg)	含水率 (%)
沉积物	7.16	-	-	-	-	-	1571	71.37	68.8
上覆水	7.90	12.90	12.76	200.3	0.25	6.58	0.52	-	-

*-表示数据缺失.

1.2 供试植物

菹草(*Potamogeton crispus*)石芽采自中国科学院武汉植物园,伊乐藻(*Elodea nuttallii*)由中国科学院水生生物研究所提供.菹草石芽取回后用自来水浸泡,把杂质和腐烂的石芽剔除,隔段时间更换自来水,选取大小均匀、重量一致、已经萌发的石芽进行栽培试验;伊乐藻取回后,用自来水驯化 1 周,截取长度约 8cm 的均匀枝条用于栽培试验.

1.3 盆栽试验及管理

将采回的沉积物和上覆水进行沉水植物的盆栽试验.盆栽沉积物设置未施磷和施磷 100mg/kg 2 个磷水平(即两组)以模拟不同内源磷含量的沉积物,具体安排如下:

未施磷组(P_0):处理 1 为不种植物 CK(P_0),处理 2 为种菹草 *P.*(P_0),处理 3 为种伊乐藻 *E.*(P_0);施 100mg/kg 磷组(P_{100}):处理 1 为不种植物 CK(P_{100}),处理 2 为种菹草 *P.*(P_{100}),处理 3 为种伊乐藻*E.*(P_{100}),其中 CK 设置 2 个重复,其余种植沉水植物的处理分别设置 6 个重复.

取相当于干重 1kg 的充分搅拌均匀的新鲜沉积物平铺于高 26cm,直径 23cm 的塑胶桶里,向袋子(用 300 目的尼龙网做成周长和高都为 10cm 的圆柱形)里加相当于干重 35.0g 的新鲜沉积物,把装有新鲜沉积物的尼龙袋子均匀放置在桶里.两组中种有植物的处理其前 2 个重复各放两个尼龙袋,每袋种植 2 株植物;后 4 个重复即其余四桶沉积物中各放一个尼龙袋,每袋种植 2 株植物,然后用虹吸法将南湖湖水注入塑料桶内作为上覆水.

植物生长期间,及时除去杂草幼苗,试验期间不断补充蒸馏水以保持水位不变.

1.4 取样

2007 年 9 月 14 日从南湖采集水样及沉积物,次日,按上述 1.3 节的试验设计种植沉水植物.第一、二、三次采集水样时间分别为第 40d、第 80d 和第 160d,测定水样总磷、水溶性总磷、总氮、叶绿素 a 等水质指标.

分两次取根际沉积物样：第80d，每个处理分别采集前两个重复中的所有的4个袋子，而每组中的对照只取两个袋子；第160d，每个处理分别采集其余4个重复中的袋子，测定根际沉积物中不同磷组分.

1.5 测定方法

1.5.1 沉积物磷组分测定　本文前期参考雷宏军等方法[14]对沉积物难溶性磷进行了分级提取，依次为：(1) 0.25mol/L $NaHCO_3$(pH 7.5)提取 Ca_2-P，(2) 0.5mol/L NH_4F(pH 8.5)提取 Al-P，(3) 0.7mol/L NaClO(pH 8.05)提取高活性有机磷(Org-P)，(4) 0.1mol/L NaOH－0.1mol/L Na_2CO_3提取 Fe-P，(5) 1mol/L NaOH提取闭蓄态铝磷(O-Al-P)，(6) 柠檬酸钠-连二亚硫酸钠-氢氧化钠(CBS)提取闭蓄态铁磷(O-Fe-P)，(7) 0.25mol/L H_2SO_4提取 Ca_{10}-P. 根据前期研究结果[15]，本文在各级磷提取的基础上集中测定铁磷(Fe-P)、闭蓄态磷(Fe-O-P)和十钙磷(Ca_{10}-P)三个形态的磷组分，其中对 Fe-O-P 的测定过程稍作改进：在对 Fe-O-P 提取液进行消化时，将加入的10ml 三酸混合液(H_2SO_4∶$HClO_4$∶HNO_3体积比1∶2∶7)改成二酸混合液(H_2SO_4∶$HClO_4$体积比2∶8)，消化后测定溶液中的无机磷. 所有磷组分提取液经预处理后，用钼锑抗比色法测定磷浓度[16].

1.5.2 盆栽上覆水水质测定　按照国家规定的标准方法[17]测定盆栽上覆水的 pH、水溶性总磷(TDP)、TP、TN、BOD_5、DO 和叶绿素 a(Chl. a)含量.

2 结果与分析

2.1 菹草、伊乐藻对沉积物中主要磷形态的影响

天然水体中上覆水磷的变化往往与对应沉积物的磷含量具有一定的因果关系. 南湖沉积物总磷为1571mg/kg，处于高度富营养化湖泊沉积物磷含量的中等水平[18]，将沉积物中难溶性磷用化学提取方法进行分级. 研究表明，Fe-P 容易受底质氧化还原状况的影响而发生改变，且在各组分中占有相当大的比例[15,19]，本实验中 Fe-P 占难溶性磷的68% 左右，是湖泊沉积物内源负荷中主要的磷形态；对溶解度更小的 Fe-O-P、Ca_{10}-P 也给予了充分重视，前者溶解度虽小，但 Fe_2O_3 有可能在厌氧条件下被还原，从而释放出被其束缚的 P，后者的变化可以判断 P 的最终归属. 沉积物中 Fe-P、Fe-O-P 以及 Ca_{10}-P 在试验条件下的变化见图1. 将本文3种难溶性磷与过去的结果相比较，发现 Fe-P 受菹草生长的影响非常激烈，本试验中在无外源磷的输入时，沉积物总磷为1571mg/kg，菹草生长导致 Fe-P 为800mg/kg，占总磷的51%；在过去试验中，南湖沉积物总磷为1289mg/kg，Fe-P 为200mg/kg，占总磷的16%[15]. 由于水生植物能够直接向根区的沉积物释放氧气[20]，氧气的释放有利于根区附近三价铁的生成和沉淀，以及根区铁氧化膜的生成[21]，因此使 Fe-P 含量增加. 而在本试验中，Fe-O-P 和 Ca_{10}-P 的含量为100mg/kg 和50mg/kg，分别占总磷的7.8% 和3.9%，过去的试验结果则分别为170mg/kg 和25mg/kg，分别占总磷的11% 和1.6%. 从趋势上讲，Fe-P 受菹草生长的影响远高于 Fe-O-P 和 Ca_{10}-P，可见在沉积物中 Fe-P 为活性磷的中转站，而并非是其归属.

本次试验同时考察了伊乐藻在与菹草同等条件下对沉积物磷形态影响. 本研究表明，在盆栽条件下，菹草生长导致的沉积物中 Fe-O-P 和 Fe-P 含量在大多数情况下高于伊乐藻(图1a、1b，图1e、1f). 文献报导在实验室条件下也有类似结果，与菹草相比，伊乐藻地上部分向根中传输氧的能力远低于菹草，菹草根表氧饱和度是伊乐藻的3倍，伊乐藻根斑束缚以 Fe-P 和 Fe-O-P 为主的磷不到菹草的一半[22]，可见同属沉水植物，菹草和伊乐藻固定磷的能力是有显著差别的.

在沉积物输入100mg/kg P 后，菹草、伊乐藻对沉积物 Fe-O-P 含量影响完全不一样(图1a，图1b). 在80d 观测到的 P_0 和 P_{100} 各处理与对照差别明显，其中伊乐藻使 Fe-O-P 的下降最明显，分别为21.5% 和71.4%；而在 P_0 处理中，菹草使 Fe-O-P 上升51.1%，在 P_{100} 处理中，菹草使其下降38.2%. 与此相反，沉水植物处理的沉积物 Ca_{10}-P 变化没有明显规律(图1c，图1d)，但与对照相比，伊乐藻有使 Ca_{10}-P 上升的趋势. 黑藻对沉积物中 Ca-P 利用性小[23]，赵海超等[8]研究发现随着培养黑藻时间的延长沉积物的 Ca-P 含量变化不大，127d 时有所升高. 因此，菹草和伊乐藻对 Ca_{10}-P 的利用性不高.

采用菹草、伊乐藻处理使沉积物 Fe-P 在前期含量比对照有所升高，且高磷含量环境中表现更为明显，后期则回落到对照水平(图1e，图1f). 在 P_0 组中，*P*.(P_0)在前期(80d) Fe-P 含量比对照组分别高出68%，*E*.(P_0)中 Fe-P 含量比对照组高出24%.

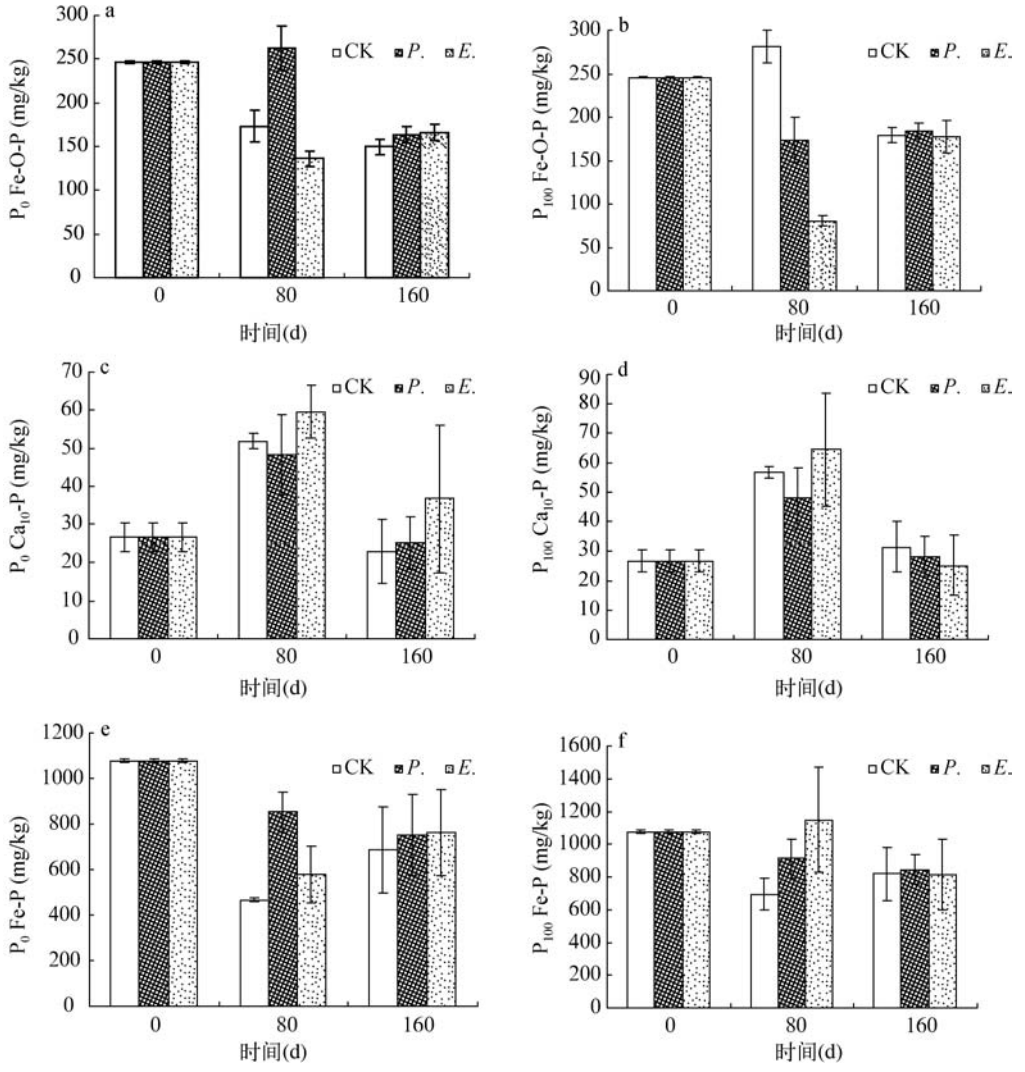


图 1 沉积物不同施磷水平下,菹草、伊乐藻对沉积物 Fe-O-P、Ca_{10}-P、Fe-P 的影响

Fig. 1 Effect of *Potamogeton crispus*, *Elodea nuttallii* on Fe-O-P, Ca_{10}-P and Fe-P of the overlying water in different applying phosphorus level to the sediment

上述结果说明,无论是否有磷输入,沉水植物生长旺盛时,沉积物磷形态变化剧烈,在沉水植物生长末期,沉积物磷形态变化相对稳定. 沉积物 Fe-O-P 在沉水植物生长旺盛时显著下降,Fe-P 上升明显,这可能与沉水植物根际环境的氧饱和度变化有关. Ca_{10}-P 本身含量低,且与钙结合的各种磷被认为是不易释放、难为生物所利用的[24],其含量增加或减少在沉积物中反映有限,但这不等于说沉积物中 Ca_{10}-P 的变化对上覆水中磷形态不会产生影响.

2.2 菹草、伊乐藻对上覆水 TDP、TP 的影响

P_0组各处理对上覆水水溶性总磷去除效果不明显,而 P_{100}组有较明显差异(图 2a,图 2b). 在 P_0组中,上覆水中水溶性总磷随着时间的推移有所降低,沉水植物与对照相比,没有表现出对上覆水中水溶性总磷有明显的去除作用,由此可以判断,水溶性总磷浓度应是水中难被沉水植物所耗竭的磷水平. 内源磷增加,沉积物向上覆水释放磷(图 2b),向沉积物中输入 100mg/kg P,上覆水未种植沉水植物(CK)水溶性总磷在

40d、80d 和 160d 时段较之未输入磷分别上升 0.231mg/L、0.179mg/L 和 0.043mg/L，但在种植菹草之间相比，则分别上升 -0.053mg/L、-0.015mg/L 和 0.024mg/L；种植伊乐藻之间相比分别上升 0.090mg/L、0.045mg/L和 -0.003mg/L（图 2a，图 2b）. 在沉积物高内源磷导致上覆水磷增加时，菹草在生长前期对上覆水磷的去除效果明显，而伊乐藻在后期表现优于前期.

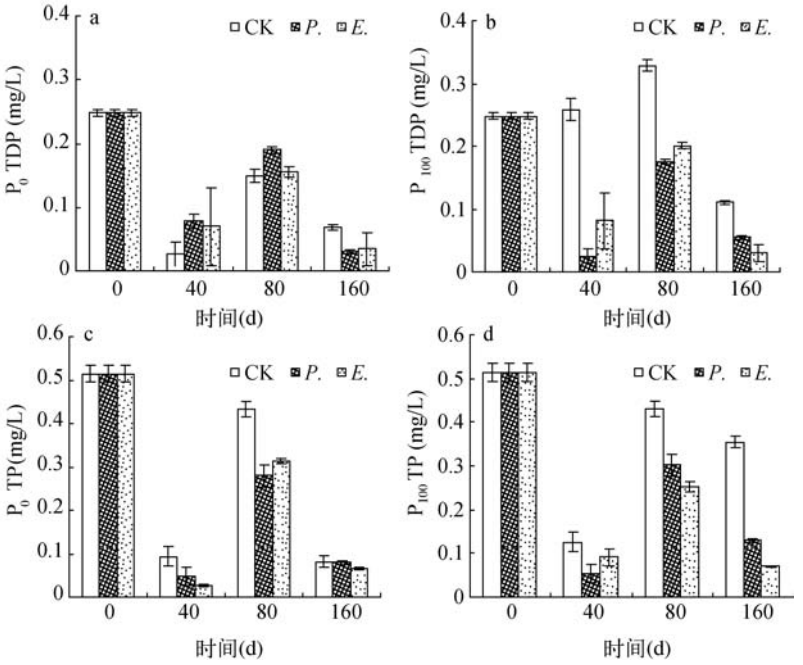


图 2 沉积物不同施磷水平下，菹草、伊乐藻对上覆水中 TDP、TP 的影响
（a、b：P_0、P_{100}条件下的 TDP 变化；c、d：P_0、P_{100}条件下的 TP 变化）

Fig. 2 Effect of *Potamogeton crispus*, *Elodea nuttallii* on TDP and TP of the overlying water in different applying phosphorus level to the sediment

菹草、伊乐藻处理均使水中总磷含量下降明显，在高磷环境中伊乐藻对水中总磷去除效果更好（图 2c，图 2d）. 从几次的分析结果来看，由于外界环境的改变，包括对照在内的总磷浓度比原来有明显下降，与前人的研究结果类似[25]. 40d 时，*P.*（P_0）和 *E.*（P_0）对上覆水 TP 的去除率分别为 47.8% 和 71.2%；80d 时分别为 35.4% 和 27.4%，40d 时观测到的 TP 去除率高于 80d 的去除率. 在 P_{100}组中，2 种处理上覆水总磷含量明显低于对照. 40d 时，*P.*（P_{100}）、*E.*（P_{100}）对上覆水 TP 去除率分别为 57.1% 和 27.8%；80d 时对应为 30.0% 和 41.4%；在 160d 时，对照上覆水 TP 为 0.35mg/L，*P.*（P_{100}）和 *E.*（P_{100}）分别为 0.13mg/L 和 0.07mg/L，TP 去除率分别为 63.4% 和 80.3%. 可见，伊乐藻对总磷去除效果显著好于菹草. 伊乐藻最终对总磷去除率为 80.3%，略高于东太湖试验中所测得的 74% 去除率[26]，略低于 27d 的室内试验中测得的伊乐藻对滇池水体 TP 为 91.0% 的去除率[27].

2.3 沉积物主要磷形态对上覆水磷形态的影响

沉积物中磷形态的变化将对上覆水中磷浓度产生一定影响. 本研究将 P_0、P_{100}对照或沉水植物生长 80d 和 160d 的沉积物 Ca_{10}-P、Fe-O-P 和 Fe-P 含量变化与上覆水 TDP 或 TP 相应变化进行相关分析的结果见表 2. 总体上无论何种处理，TDP、TP 都与沉积物中 Ca_{10}-P 之间呈极显著正相关（$P \leqslant 0.01$），相关系数分别达到 0.810 和 0.720，而与 Fe-P 和 Fe-O-P 相关性差. 将对照、种植菹草和种植伊乐藻分别考察，菹草处理沉积物中 Ca_{10}-P 与上覆水中 TDP 和 TP 之间相关系数分别为 0.990 和 0.977，达到极显著水平（$P \leqslant 0.01$）和显著水平（$P \leqslant 0.05$）. 在沉积物的通常条件下，Fe-P 虽然含量高但却稳定，往往被水中沉淀的钙磷或活性氧化物所

包裹,当外界条件变化时,如沉水植物根系分泌氧和质子,包被在植物根斑外的钙磷首先溶解释放出有效磷,这部分磷成为上覆水中最主要的磷源. 上述沉水植物根中不同磷形态溶解顺序的假设还需从热力学和实验的角度加以证明.

表 2 沉积物中主要磷形态变化与上覆水磷形态之间的关系

Tab. 2 Relationship between change of main phosphorus fractionations in the sediments and phosphorus forms of the corresponding overlying water

上覆水磷形态	沉积物磷形态	沉积物来源			
		总体($n=12$)	CK($n=4$)	*P.*($n=4$)	*E.*($n=4$)
TDP	Ca_{10}-P	0.810**	0.840	0.990**	0.966*
	Fe-O-P	0.406	0.962*	0.899	0.666
	Fe-P	0.056	-0.050	-0.238	0.385
TP	Ca_{10}-P	0.720**	0.866	0.977*	0.918
	Fe-O-P	0.318	0.741	0.959*	0.314
	Fe-P	-0.234	-0.259	-0.074	-0.013

* 表示达到 5% 显著水平, ** 表示达到 1% 显著水平($n=4$: $r_{0.05}=0.950$, $r_{0.01}=0.990$; $n=12$: $r_{0.05}=0.576$, $r_{0.01}=0.708$)

2.4 菹草、伊乐藻对上覆水总氮的影响

由于上覆水 TN 对水中叶绿素 a 有一定贡献,本文对其进行了跟踪测定. 种植菹草、伊乐藻可使水中总氮的含量降低,且两者没有明显差异,由于上覆水中 TN 比 TP 高一个数量级,沉积物内源磷的变化虽可引起上覆水 TDP 发生较大变化,但这一过程对上覆水中 TN 变化影响不大. 从沉水植物对上覆水中 TN 去除效果看,在种植 40d 时去除效果最明显,去除的 TN 大约为原先 TN 的一半,但在 80d 时效果明显减弱,到 160d 时,沉水植物对上覆水 TN 的去除应视沉积物内源磷含量高低而论,沉积物内源磷含量低时,TN 去除效果继续下降,内源磷含量较高时,沉水植物对上覆水 TN 去除效果明显反弹(图 3a,图 3b).

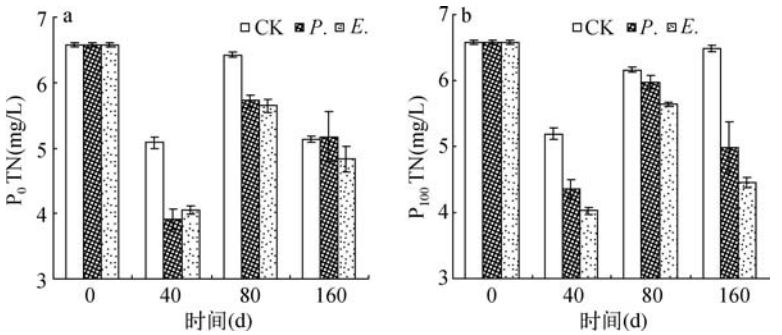


图 3 沉积物不同施磷水平下,菹草、伊乐藻对上覆水中 TN 的影响

Fig. 3 Effect of *Potamogeton crispus*, *Elodea nuttallii* on TN of the overlying water in different applying phosphorus level to the sediment

2.5 菹草、伊乐藻对水体中叶绿素 a 含量的影响

盆栽条件下,各种处理上覆水中叶绿素 a 含量随时间的变化(表 3)表明,采用菹草、伊乐藻处理可以使上覆水中叶绿素 a 的含量显著降低,特别是在沉水植物生长初期,叶绿素 a 迅速降低,由于沉水植物和浮游藻类在营养物质和光能的利用上是竞争者,沉水植物生命周期长,个体比较大,吸收和储存营养盐的能力比较强,同时分泌克藻物质[28],从客观上抑制藻类的生长,从而降低藻类的现存量.

在沉水植物生长到 160d 时,*P.*(P_0),*E.*(P_0)处理叶绿素 a 的含量比对照分别下降了 53.1%,56.4%; *P.*(P_{100}),*E.*(P_{100})处理比对照则分别下降了 82.3%,88.6%,伊乐藻对叶绿素 a 的去除率明显略高于朱伟等人冬季在室内测得的 71% 的去除率[25](表 3). 方差分析表明,P_0 组和 P_{100} 组对叶绿素 a 影响呈显著差异

($P \leqslant 0.05$)，其原因是 P_{100} 组对照叶绿素 a 含量明显高出 P_0 组对照，而经过水生植物处理后，两组叶绿素 a 含量相近.

表 3 沉积物不同施磷水平下，菹草、伊乐藻及其组合对上覆水叶绿素的影响

Tab. 3 Effect of *Potamogeton crispus*, *Elodea nuttallii* and their mixture on *Chl. a* of the overlying water different applying phosphorus level of the sediment

盆栽时间 (d)		*Chl. a* (mg/m³)				*Chl. a* 含量随时间(t)变化的动力学过程拟合	
		0	40	80	160	一级动力学方程	$t_{1/2}$ (d)
P_0	CK	200.3 ± 25.6	67.5 ± 25.6	55.5 ± 25.6	32.1 ± 25.6	$\ln Chl.\ a = -0.0104t + 4.97$	67
	P.	200.3 ± 25.6	39.4 ± 22.9	34.8 ± 13.2	15.0 ± 4.9	$\ln Chl.\ a = -0.0145t + 4.82$	48
	E.	200.3 ± 25.6	32.3 ± 4.9	15.2 ± 3.8	14.0 ± 0.1	$\ln Chl.\ a = -0.0150t + 4.59$	46
P_{100}	CK	200.3 ± 25.6	99.6 ± 12.0	79.9 ± 17.8	106.3 ± 11.2	$\ln Chl.\ a = -0.0032t + 4.96$	215
	P.	200.3 ± 25.6	30.5 ± 12.5	21.1 ± 12.0	19.1 ± 4.4	$\ln Chl.\ a = -0.0127t + 4.57$	55
	E.	200.3 ± 25.6	37.1 ± 14.9	14.7 ± 3.3	12.2 ± 4.0	$\ln Chl.\ a = -0.0161t + 4.66$	43

盆栽条件下，不同沉水植物处理上覆水中叶绿素 a 含量随时间的变化进行了反应动力学模型拟合(表 3)，表明虽然供试水样从盆栽开始到试验结束，其中叶绿素 a 的取样仅有 4 次，但试验环境温度也经历了秋、冬、春的变化，叶绿素 a 随时间的变化却能较好地符合一级动力学方程. 在没有外源磷输入的情况下(P_0)，无沉水植物处理的对照上覆水中叶绿素 a 浓度衰减的速率常数是有菹草的 72%，是伊乐藻的 69%，对应的半衰期分别为 67d，48d 和 46d；在向沉积物中输入 100mg/kg 磷(P_{100})后，无沉水植物处理的对照上覆水中叶绿素 a 浓度衰减的速率常数是有菹草的 25%，是伊乐藻的 20%，对应的半衰期分别为 215d，55d 和 43d，种植了沉水植物的处理，其叶绿素 a 半衰期比没有种植沉水植物的处理缩短 4 - 5 倍，这充分证明了恢复菹草、伊乐藻能有效控制水体中叶绿素含量，使受磷污染的水体水质得到净化，特别是在水体磷浓度较高时这一措施更加有效.

3 参考文献

[1] 陈国祥，刘 双，王 娜等. 磷对水生植物菱及睡莲叶生理活性的影响. 南京师大学报(自然科学版)，2002，**25**(1)：71-76.

[2] Sundby B, Gobeil C, Silberberg N. The phosphorus cycle in coastal marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 1992, **37**(6): 1129-1145.

[3] 范成新，杨龙元，张 路. 太湖底泥及其间隙水中氮磷垂直分布及相互关系分析. 湖泊科学，2000，**12**(4)：359-366.

[4] 冷疏影，杨桂山，刘正文等. 湖泊及流域科学重点发展领域与方向. 中国科学基金，2003，**17**(2)：82-85.

[5] 童昌华，杨肖娥，濮培民. 水生植物控制湖泊底泥营养盐释放的效果与机理. 农业环境科学学报，2003，**22**(6)：673-676.

[6] 刘兵钦，王万贤，宋春雷等. 菹草对湖泊沉积物磷状态的影响. 武汉植物学研究，2004，**22**(5)：394-399.

[7] 吴振斌，邱东茹，贺 锋等. 沉水植物重建对富营养化水体氮磷营养水平的影响. 应用生态学报，2003，**14**(8)：1351-1353.

[8] 赵海超，王圣瑞，金相灿等. 黑藻对沉积物及土壤中不同形态磷的利用与转化. 湖泊科学，2008，**20**(3)：315-322.

[9] 胡 俊，丰民义，吴永红等. 沉水植物对沉积物中磷赋存形态影响的初步研究. 环境化学，2006，**25**(1)：28-31.

[10] 邱东茹，吴振斌，刘保元. 武汉东湖水生植被的恢复试验研究. 湖泊科学，1997，**9**(2)：168-174.

[11] Qiu Dongru, Wu Zhenbin, Liu Baoyuan *et al*. The restoration of aquatic macrophytes for improving water quality in a hypertrophic shallow lake in Hubei Province, China. *Ecological Engineering*, 2001, **18**: 147-156.

[12] 马剑敏，严国安，任 南等. 东湖大型围隔及围栏内植物混种和水质的变化. 植物资源与环境，1996，**5**(3)：35-40.

[13] 王明翠，刘雪芹，张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准. 中国环境监测，2002，**18**(5)：47-49.

[14] 雷宏军，刘 鑫，朱端卫. 酸性土壤磷分级新方法建立与生物学评价. 土壤学报，2007，**44**(5)：860-866.

[15] 朱端卫，杨旺赣，米玮洁等. 菹草(*Potamogeton crispus*)对两种营养水平湖泊沉积物磷形态的影响. 第 12 届海峡两

岸环境保护学术研讨会论文集. 高雄:高雄第一科技大学,2008,论文集Ⅲ(10):93-99.
[16] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版). 北京:中国农业出版社,2005:74-76,200-211.
[17] 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(第四版). 北京:中国环境科学出版社,2002:243-255.
[18] 孟春红,赵冰东. 东湖沉积物中氮磷形态分布的研究. 环境科学,2008,**29**(7):1831-1837.
[19] 米玮洁,周易勇,朱端卫等. 养殖污染水体-沉积物中磷的化学行为. 湖泊科学,2008,**20**(3):271-276.
[20] Karjalaincn H, Stefansdottir G, Tuominen L *et al*. Do submersed plants enhance microbial activity in sediment? *Aquatic Botang*, 2001, **69** (1): 1-13.
[21] Christensen KK, Wigand C. Formation of root plaques and their influence oil tissue phosphorus content in Lobelia Dortmanna. *Aquatic Botang*, 1998, **61**(2): 111-122.
[22] Huper M, Dollan A. Immobilisation of phosphorous by ion-coated roots of submerged macrophytes. *Hydrobiologia*, 2003, **506-509**: 635-640.
[23] 徐轶群,熊慧欣,赵秀兰. 底泥磷的吸附与释放研究进展. 重庆环境科学,2003,**25**(11):147-149.
[24] 周小宁,王圣瑞,金相灿. 沉水植物黑藻对沉积物有机、无机磷形态及潜在可交换性磷的影响. 环境科学,2006,**27**(12):2421-2425.
[25] 朱 伟,陈清锦,张兰芳. 伊乐藻在冬季低温条件下对污染水体的净化效果. 生态环境,2004,**13**(4):497-499.
[26] 谷孝鸿,陈开宁,胡耀辉等. 东太湖伊乐藻的营养繁殖及对渔业污水的净化. 上海环境科学,2002,**21**:43-46.
[27] 宋 福,陈艳卿,乔建荣等. 常见沉水植物对草海水体(含沉积物)总氮去除速率的研究. 环境科学研究,1997,**10**(7):47-50.
[28] Rattrnv MRC, Willians H, Brown JMA. Sediment and water resources of nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes. *Aqua Bot*, 1991, **40**: 225-237.