

doi: 10.7541/2014.92

## 底栖藻类对消落带土壤中各形态磷的影响

张浪<sup>1,2</sup> 李双双<sup>1,2</sup> 李敦海<sup>1</sup>

(1. 中国科学院水生生物研究所, 中国科学院藻类生物学重点实验室, 武汉 430072; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘要:** 为揭示底栖藻类对三峡库区消落带淹没初期土壤中不同形态磷的影响作用, 开展了相关的模拟实验。结果表明, 在模拟的底栖藻类影响条件下, 消落带土壤中铝磷(Al-P)的含量在实验期间处于波动状态, Al-P相对于其余形态的磷更易于被藻类吸收利用, 且与藻类生长存在密切相关, 即底栖藻类生长状态较好时, 土壤中 Al-P 呈现下降趋势; 而生长状态较差时, 土壤中 Al-P 又出现略微上升的趋势。在实验后期土壤中 Al-P 含量上升, 可能是其余形态的磷转化而来。底栖藻类的生长对不同深度土壤中铁磷(Fe-P)的影响不同, 其生长对 2—4 cm 层土壤的影响较大, 而对其余层影响不大。不同深度土壤中闭蓄态磷(O-P)和钙磷(Ca-P)含量差异不明显。实验后期 Fe-P、O-P 和 Ca-P 含量一直呈现下降的趋势, 只有 Al-P 在后期出现上升的趋势, 说明在淹水条件和底栖藻类生物膜共同作用下, 土壤磷的有效性提高, 土壤中难溶性磷向易溶性磷转化。

**关键词:** 底栖藻类; 消落带; 土壤; 磷形态

中图分类号: Q178.1 文献标识码: A 文章编号: 1000-3207(2014)04-0651-06

富营养化是湖泊、水库等水体面临的一个严重环境问题。氮、磷等营养元素大量增加是导致水体富营养化的根本原因, 由于在多数水体中氮比磷有更多的来源且迁移转化更加复杂, 因此磷常被认为是湖泊富营养化的制约性因子<sup>[1]</sup>。水库和水利工程修建后被淹没的大量耕地, 成为水体重要的污染源<sup>[2]</sup>。湖库水体中磷的来源主要包括内源和外源两部分, 在外源得到控制后, 内源即从沉积物中释放出来的磷的作用就显得尤为突出<sup>[3-6]</sup>。现有的大多数研究主要集中在沉水植物对湖泊生态系统的物质、能量循环和传递的调控作用<sup>[7]</sup>。在潮滩环境系统内, 菌类和藻类等各种微生物含量丰富, 它们往往会在滩面上形成生物膜, 一方面通过吸收水体中的无机离子转化为初级生产力, 另一方面通过光合作用产生的氧气对沉积物表层营养盐产生影响<sup>[8]</sup>。在三峡库区消落带, 被淹没的土壤在初期同样会形成主要由藻类和菌类组成的生物膜, 生活在浅水湖泊水底的底栖藻类不仅可以从水体中摄取营养物质, 还能截留从沉积物中释放进入水体的营养物质<sup>[9]</sup>。本实验运

用三峡库区消落带的土壤培养从人工生物膜上洗脱下来的底栖藻类, 分析不同深度各形态无机磷的变化, 试图揭示底栖藻类的生长作用下不同深度的磷的迁移规律, 为利用底栖藻类修复水库提供科学基础。

### 1 材料与amp;方法

#### 1.1 材料与实验设置

实验所用的消落带土壤来自于三峡库区香溪河消落带。香溪河是三峡库区坝首第一大支流, 其发源于神农架林区, 流经神农架林区和兴山县, 最终在秭归县香溪镇注入长江<sup>[10]</sup>。随着三峡大坝建成蓄水后, 由于季节性水位的调控, 在香溪河库区形成了落差约 30 m 的消落带。

实验在中国科学院水生生物研究所香溪河野外试验站进行, 消落带土壤采集于 2012 年 9 月。首先用铲将土壤表面的树叶等残留有机体刮掉, 然后挖取 5 cm 深的消落带土壤, 带回实验室碾碎并自然风干。为了保证实验所用土壤的均一性, 将碾磨风干

收稿日期: 2013-03-18; 修订日期: 2013-12-23

基金项目: 国家水污染治理重大专项(2012ZX07103003-02)资助

作者简介: 张浪(1986—), 男, 湖北荆门人; 硕士研究生; 研究方向为藻类环境生物学。E-mail: zhanglang861112@126.com

通信作者: 李敦海(1971—), 研究员; 主要从事藻类环境生物学研究。E-mail: lidh@ihb.ac.cn

后的土壤过 10 目筛后混匀, 然后分装到 18 个同样规格并一端封闭的有机玻璃管内( $\phi=81$  mm,  $H=295$  mm), 每个管内土壤的质量为 200 g。将装土后的有机玻璃管分为 6 组, 每组 3 个, 然后向每个管内各加含有底栖藻类的水库水 1 L。底栖藻类制备: 将附着有底栖藻类的填料用香溪河水库原位水洗刷, 混匀至 20 L。为了减少光照对土壤中磷释放的影响, 用黑色塑料袋对有机玻璃管下半部分进行遮光处理。从 2012 年 9 月 13 日起, 每 5 天取样一次, 每次取一组(即 3 个管), 测定管内的各种理化性质。采样的时间为 9 月 13 日、9 月 18 日、9 月 23 日、9 月 28 日、10 月 3 日和 10 月 8 日。

## 1.2 测定方法

取样方法: 每次取 3 个管(即 3 个重复), 首先用注射器小心地抽取 50 mL 上覆水, 置于 4 冰箱中保存, 用于测定水中总磷和可溶性总磷的含量。然后用虹吸法缓慢地将有机玻璃管内的水全部抽干, 轻轻的刮取土壤表层 1 cm 的土壤, 用于测定土壤表面底栖藻类的叶绿素含量, 并测定其含水量; 土壤柱状样从上至下共高 6 cm, 按照 0—2、2—4 和 4—6 cm 进行分层。

土样的分析: 新鲜的土样尽快带回实验室, 用冷冻干燥机干燥, 然后碾磨过 100 目筛, 采用《土壤农化分析》中土壤无机磷形态的分级测定的方法对样品进行分析<sup>[11]</sup>。本研究将土壤中的磷分为铝磷(Al-P)、铁磷(Fe-P)、闭蓄态磷(O-P)和钙磷(Ca-P)。

土壤表面叶绿素含量的测定: 取湿样 2 g 左右, 放入 10 mL 离心管中, 加入 9 mL 100%丙酮, 同时加入 1%的碱式碳酸镁悬浊液 1 滴, 塞紧瓶塞振荡均匀后低温避光置于冰箱冷藏室中, 24h 后, 经过 4000 r/min 离心 15min, 上清液用分光光度法测定, 同时测定湿样的含水量, 计算沉积物表层叶绿素 *a* 的含量<sup>[3]</sup>。

水样分析: 采集的一部分水样测定总磷(TP)的含量, 另一部分水样经 GF/C 滤膜过滤后, 测定其中可溶性磷(TDP)含量。方法参照《水和废水监测分析方法》<sup>[12]</sup>。

理化性质测定: 每 5 天取样前用 YSI Professional Plus 测定水体中的 pH, 氧化还原电位和水温(WT)。

## 2 结果

### 2.1 上覆水中 pH 和土壤表面叶绿素含量的变化

如表 1 所示, 模拟实验装置内水体 pH 随实验时间延长呈逐渐升高趋势。实验 5—10d, pH 上升幅度较小; 10—20d 水体中 pH 迅速呈对数趋势升高, 并在实验后期趋于平稳, 最终维持在 8.4 左右, 呈弱碱性。水体溶氧浓度随着光照强度的变化呈现波动性变化(表 1)。同时消落带土壤表面底栖藻类的叶绿素含量也随光照强度的变化呈现波动性变化(表 1)。叶绿素含量和光照强度之间存在显著相关性( $P=0.014$ )。

### 2.2 水体中总磷(TP)与正磷酸盐( $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ )浓度的变化

上覆水中  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  浓度随着模拟系统中底栖藻类群落的建立而不断降低, 第 10 天降到最低值 0.0068 mg/L, 随后出现略微上升的趋势。前 15d 总磷浓度呈现下降的趋势, 但从第 20 天开始, 总磷浓度又出现上升的趋势(图 1)。

### 2.3 土壤中不同形态磷的变化

不同深度的土壤中铝磷(Al-P)含量的变化趋势一致(图 2)。其含量与叶绿素 *a* 含量存在一定的联系: 5—10d 由于光照较为充足, 底栖藻类吸收上覆水及土壤表面的可溶性磷进行生长, 所以土壤中的 Al-P 呈现下降的趋势; 10—15d 由于光线不足, 藻类的光合作用较弱, 土壤中 Al-P 呈现略微上升的趋势; 15—20d 光线较为充足, 土壤中 Al-P 被藻类吸收利用, 呈不断下降的趋势。

表 1 模拟实验装置中水体各理化指标的变化  
Tab. 1 Physical-chemical factors in the experimental simulation system

时间 Time (d)	pH	DO (mg/L)	光照强度 Light intensity [ $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ ]	叶绿素 <i>a</i> Chlorophyll <i>a</i> (mg/kg)
5	7.53±0.04	4.53±0.29	33.05	12.00±0.76
10	7.63±0.05	7.01±0.02	52.46	15.96±1.25
15	7.94±0.04	5.63±0.53	7.74	8.83±0.17
20	8.37±0.02	6.58±0.34	26.76	10.40±0.24
25	8.46±0.11	5.92±0.13	16.32	11.22±1.35
30	8.43±0.10	6.07±0.07	9.12	5.63±1.06

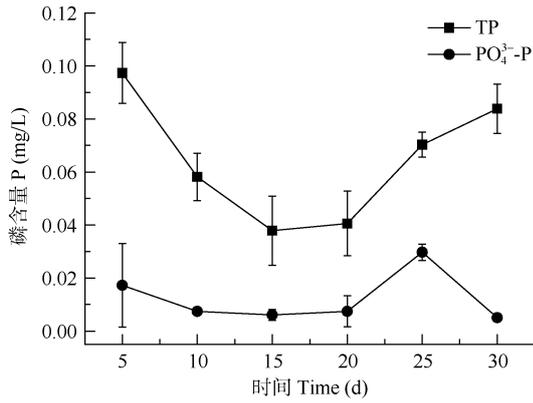


图 1 模拟实验装置内水体中 TP 和  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  变化趋势  
Fig. 1 TP and  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  in the experimental simulation system

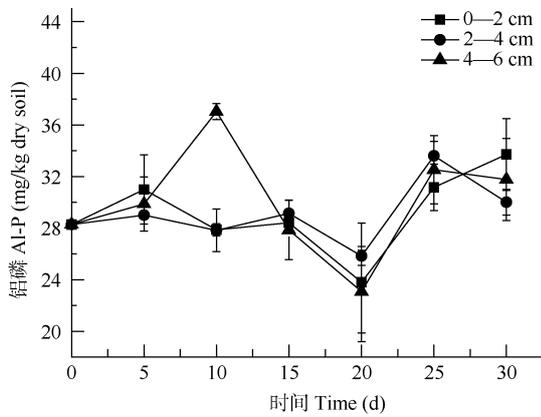


图 2 不同深度的消落带土壤中 Al-P 含量  
Fig. 2 The Al-P contents in the different depth of soil

不同深度的土壤中的铁磷(Fe-P)含量(除了表层的土壤在第 20 天以外)一直处于下降的趋势(图 3)。虽然不同深度的消落带土壤中 Fe-P 含量的变化趋势一致,但不同深度的土壤中 Fe-P 的含量存在一定的差异,说明藻类的生长对不同深度土壤中 Fe-P 的影响不同,其中 2—4 cm 的土壤中 Fe-P 含量变化最大。

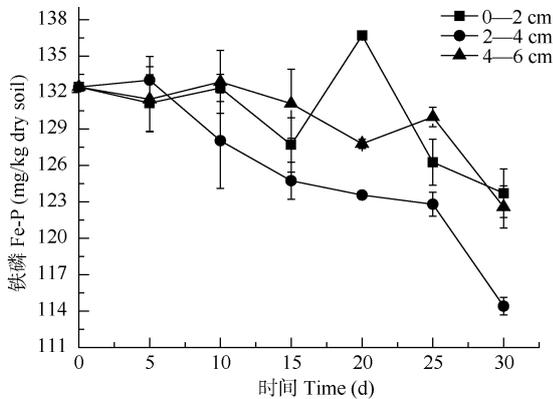


图 3 不同深度的消落带土壤中 Fe-P 含量  
Fig. 3 The Fe-P contents in the different depth of soil

由图 4 可知,闭蓄态磷(O-P)含量在实验期间波动性变化,不同深度土壤中 O-P 含量差异性不大。初期(5—15d) O-P 有小幅度的上升趋势。15—30d O-P 含量一直处于下降趋势。

实验的 0—5d, 土壤中的钙磷钙磷(Ca-P)含量差异较大,后期(5—30d)土壤中 Ca-P 一直处于下降的趋势(图 5)。

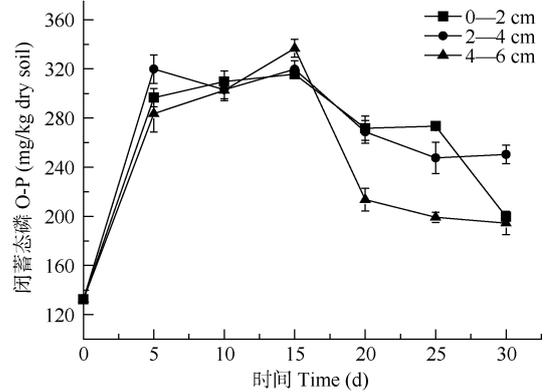


图 4 不同深度的消落带土壤中 O-P 含量  
Fig. 4 The O-P contents in the different depth of soil

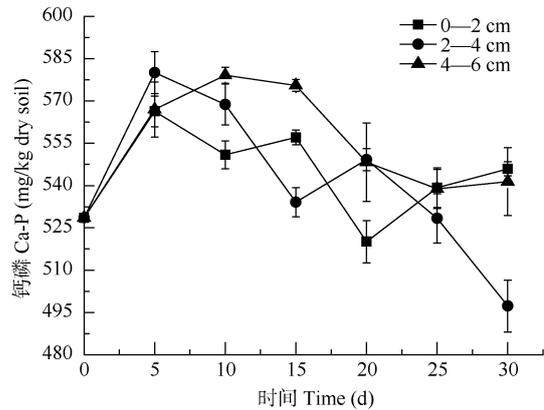


图 5 不同深度的消落带土壤中 Ca-P 含量  
Fig. 5 The Ca-P contents in the different depth of soil

### 3 讨论

在实验最初阶段,由于泥-水界面底栖藻类群落未完全建立,水体 pH 变化趋势不明显,维持在较低水平。随着模拟系统中底栖藻类群落逐步建立,其光合作用使得上覆水中  $\text{CO}_2$  含量降低,从而导致水体 pH 升高。经过 20d 左右,底栖藻类群落达到稳定,此时 pH 变化趋于平衡。实验后期的连续阴雨天,致使底栖藻类的光合作用减弱而呼吸作用加强,水体中  $\text{CO}_2$  浓度增加,因此 pH 出现略微下降的趋势。水体中溶解氧浓度的变化,也是底栖藻类群落建

群过程和光合作用强弱的体现。建群初期其光合作用较弱, 水体中溶氧浓度较低; 群落完全建立, 光线比较充足, 水体中的溶解氧浓度也较高。这说明消落带的底栖藻类光合作用能够影响水体中溶解氧的浓度。

底栖藻类在实验前期生长状态良好, 吸收并固定上覆水中的可溶性磷, 从而导致水体中的总磷(TP)和可溶性总磷( $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ )均降低。后期连续阴雨天, 光线不足而影响了底栖藻类的生长, 上覆水中的可溶性磷浓度出现上升的趋势, 说明土壤中磷开始向水体中释放。在上覆水营养盐浓度较低的情况下, 沉积物向上覆水释放的营养盐就成为了藻类生长的营养来源, 土壤表面有底栖藻类所形成的生物膜, 成为了阻挡磷从沉积物向上覆水释放的一个生物“屏障”<sup>[13]</sup>, 因此在实验后期, 上覆水中可溶性磷浓度维持在一个较低的水平。后期水体中的总磷浓度的上升主要是因为光线不足和无机营养盐浓度较低的原因导致底栖藻类死亡, 生物膜的拦截效率降低, 磷重新释放进入水体中<sup>[14]</sup>。

后期由于光线不足和上覆水中可溶性磷含量较低, 底栖藻类生长受到抑制, 而土壤中的 Al-P 出现上升的趋势。其升高可能是由其余形态的磷转化而来, 具体机制需要进一步深入的研究。土壤中无机磷的减少包括两个部分: 一部分释放进入上覆水中; 另外一部分通过底栖藻类的同化作用, 转化为有机磷。结合图 2 可以看出: 随着光照强度的增加, 土壤中 Al-P 有减少的趋势; 反之当光照强度减弱时, 土壤中的 Al-P 有增加的趋势。随着光照强度的增加, 底栖藻类的生物作用更加旺盛, Al-P 更易被藻类吸收同化<sup>[13]</sup>。

实验期间, 铁磷(Fe-P)含量处于一直不断下降的趋势。究其原因, 淹没初期底栖藻类的光合作用使得消落带土壤表面处于富氧状态, 表层的铁离子易以  $\text{Fe}^{3+}$  形式存在,  $\text{Fe}^{3+}$  容易与 P 结合, 以磷酸盐形成沉淀, 2—4 cm 层土壤中的 Fe-P 相对于 4—6 cm 层土壤更容易向上覆水中扩散。底栖藻类和水生植物有差别, 它们没有根系, 对 4—6 cm 层的土壤产生的影响较小。所以底栖藻类的生长对 2—4 cm 层土壤中 Fe-P 含量的影响较于其余土层更大。Fe-P 容易受到环境变化的影响, 富氧环境下沉积物-水处于氧化状态, 铁离子易以  $\text{Fe}^{3+}$  形式存在,  $\text{Fe}^{3+}$  容易与 P 结合, 以磷酸盐形成沉淀, 这时, Fe-P 在底泥中是潜在

的磷释放源。铁离子的价态会随环境的变化而变化, 在厌氧和缺氧环境中, 难溶性的  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  容易变成可溶性的  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ , 可使与铁结合的磷大量释放进入水体。因此有利于底泥中磷酸盐的释放, 加速湖泊的富营养化<sup>[15]</sup>。同时也有相关研究表明: 底栖藻类活跃的光合作用能够提高沉积物表面水体中的 pH<sup>[16]</sup>。pH 的升高, 有利于沉积物中 Fe-P 的释放, 这主要是水体中的 pH 影响了其磷酸根离子的存在形态, 高 pH 有利于磷酸根离子从氢氧化铁胶体中解析出来而释放到水体中<sup>[17]</sup>。

闭蓄态磷(O-P)本属于不易释放的磷形态, 但短期淹水后, O-P 也能被底栖藻类吸收利用。藻类可能通过改变泥-水界面的各种理化因子, 使得 O-P 向其余形态的磷转化进而被藻类吸收并利用。图中第 0 天与实验前期, O-P 含量差异较大, 主要是因为消落带土壤经过水淹后, 重新裸露接触氧气, 被铁离子固定的大量活性磷( $\text{FePO}_4$ )又被氧化铁( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ )包被形成 O-P<sup>[18]</sup>, 因此含量急剧上升。本研究初期, 底栖藻类在建群的过程中光合作用较强, 导致水体中溶氧有上升的趋势, 从而使得 O-P 在实验前期呈现略微上升的趋势。后期连续阴雨天, 水体中溶解氧含量开始下降, 难溶性的  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  易变成可溶性的  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ , 可使与铁结合的磷从土壤中释放进入水体。O-P 可能向 Fe-P 转化, 从而使得土壤中 O-P 含量降低。

钙结合态磷(Ca-P)作为一种难溶性的物质以磷酸盐的形式存在于底泥中, 因此对 P 从底泥中向水体释放的促进作用较小<sup>[19]</sup>。Ca-P 普遍被认为是一种不能被生物所利用的那部分磷<sup>[20, 21]</sup>。但影响磷形态转化的因素有很多种, 如二氧化碳, 当水体中有足够多的二氧化碳时, 能够增大 Ca-P 的可溶性, 促进 Ca-P 的释放<sup>[22, 23]</sup>。由图 5 可知, 实验前期, 底栖藻类的光合作用较强, pH 逐渐升高, 较高的 pH 能加快 Ca-P 的沉淀和与  $\text{CO}_2$  的共沉淀<sup>[24]</sup>。实验 0—5d, Ca-P 含量之所以出现了上升的趋势, 主要淹水过程能明显增加土壤对磷的吸附, 而淹水后的风干过程则可显著减少土壤磷吸附<sup>[25]</sup>。

相关研究表明, 淹水会使得土壤 pH 升高<sup>[26]</sup>, 土壤中 Ca-P 含量应该上升, 但实验结果表明土壤中 Ca-P 含量一直处于下降趋势, 表明藻类生长虽然提高了上覆水中 pH, 但还是通过其余的方法来利用土壤中的 Ca-P(图 5), 从而使得土壤中 Ca-P 含量持续

下降。在野外实验中, Dejonge 和 Villerius<sup>[27]</sup>发现, 沉积物中一部分的 Ca-P 也能溶解。此外, Moutin, *et al.* 发现 Ca-P 也能被其余的生物所利用<sup>[28]</sup>。

#### 4 结论

底栖藻类的生长以及淹水后土壤的氧化还原状态可影响各形态磷的转化。Al-P 含量随时间呈现波动趋势, 而 Fe-P、O-P 和 Ca-P 含量则一直处于下降趋势, 表明淹水期间 O-P 和 Ca-P 是底栖藻类生长吸收的主要磷源。淹水后 Fe-P 的有效性提高了。

消落带土壤中不同形态磷(除 Al-P)的含量在实验后期均出现下降的趋势, 但水柱中可溶性磷含量在实验后期处于比较稳定的范围内, 说明土壤中的 Fe-P、O-P 和 Ca-P 除少部分可能转化为 Al-P 外, 相当一部分被生长旺盛的底栖藻类所吸收利用。

底栖藻类的生长对不同深度土壤中 Fe-P 影响不同, 其生长对 2—4 cm 层土壤的影响较其余层影响大。而 O-P 和 Ca-P 含量在整个实验期间一直呈现下降的趋势, 且不同深度土壤中 O-P 和 Ca-P 含量差异不明显。

在本实验条件下, 实验后期 Fe-P、O-P 和 Ca-P 含量一直呈现下降的趋势, 只有 Al-P 在后期出现上升的趋势, 说明淹水期间, 土壤磷的有效性提高, 土壤中难溶性磷向易溶性磷转化, 具体机制需要对其做进一步的研究。

#### 参考文献:

- [1] Dahl M, Dunning C P, Green T. Convective-transport of chemicals across a sediment-water interface [J]. *Water Science and Technology*, 1993, **28**(8—9): 209—213
- [2] Van der Molen D T, Breeuwsma A, Boers P C M. Agricultural nutrient losses to surface water in the Netherlands: impact, strategies and perspectives [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1998, **27**(1): 4—11
- [3] Jin X C, Liu H L, Tu Q Y. Lake Eutrophication in China [M]. China Environmental Science Press. 1990, 89 [金相灿, 刘鸿亮, 屠清瑛. 中国湖泊富营养化. 中国环境科学出版社. 1990, 89]
- [4] Wang T J, Su R, Jin X C, *et al.* The effect to water quality of phosphorus loading and its release in the sediments of urban eutrophic lakes [J]. *Research of Environmental Sciences*, 1994, **7**(4): 12—19 [王庭健, 苏睿, 金相灿, 等. 城市富营养湖泊沉积物中磷负荷及其释放对水质的影响. 环境科学研究, 1994, **7**(4): 12—19]
- [5] Wu F C, Wan G J, Cai Y R. Biogeochemical processes at the sediment-water interface [J]. *Advance in Earth Sciences*, 1996, **11**(2): 191—197 [吴丰昌, 万国江, 蔡玉蓉. 沉积物—水界面的生物地球化学作用. 地球科学进展, 1996, **11**(2): 191—197]
- [6] Yin D Q, Wu C H, Wang X R, *et al.* Algal growth potential as affected by lake water and phosphorus released from sediments in Taihu lake [J]. *Journal of Nanjing University (Natural Sciences)*, 1996, **32**(2): 75—82 [尹大强, 吴重华, 王晓荣, 等. 太湖湖水及沉积物磷释放对藻类生长潜力研究. 南京大学学报(自然科学版), 1996, **32**(2): 75—82]
- [7] Rossi G, Premazzi G. Delay in lake recovery caused by internal loading [J]. *Water Research*, 1991, **25**(5): 567—575
- [8] Liu M, Xu S Y, Hou L J. Biogeochemical Processes at the Sediment-water Interface in the Yangtze Estuarine Tidal Flats [M]. Science Press. 2007, 154 [刘敏, 许世远, 侯立军. 长江口潮滩沉积物-水界面营养盐(环境生物地球化学过程). 科学出版社. 2007, 154]
- [9] Hansson L A. The influence of a periphytic biolayer on phosphorus exchange between substrate and water [J]. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 1989, **115**(1): 21—26
- [10] Hui Y, Zhang X H, Chen Z J. Present situation and strategy about the natural environment of the Xiangxi river basin [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2000, **9**(1): 28—34 [惠阳, 张晓华, 陈珠金. 香溪河流域资源环境状况及开发策略探讨. 长江流域资源与环境, 2000, **9**(1): 28—34]
- [11] Bao S D. Agricultural Soil Analysis [M]. China Agriculture Press. 2000, 90—93 [鲍士旦. 土壤农化分析. 中国农业出版社. 2000, 90—93]
- [12] Wei F S. Protocols for Standard Observation and Measurement in Aquatic Ecosystems [M]. China Environmental Science Press. 2000, 243—246 [魏复盛. 水和废水监测分析方法. 中国环境科学出版社. 2000, 243—246]
- [13] Yao Y, Jin X C, Jiang X, *et al.* Study on effects of light on phosphorus release and phosphorus form change in lake sediments [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2004, **17**(S1): 30—33 [姚扬, 金相灿, 姜霞, 等. 光照对湖泊沉积物磷释放及磷形态变化的影响研究. 环境科学研究, 2004, **17**(S1): 30—33]
- [14] Golterman H L. The role of the ironhydroxide-phosphate-sulfide system in the phosphate exchange between sediments and overlying water [J]. *Hydrobiologia*, 1995, **297**(1): 43—54
- [15] Jin X C, Jiang X, Yao Y, *et al.* Effects of dissolved oxygen on the changes of overlying water quality and uptake of phosphorus by sediment [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2004, **17**(S1): 34—39 [金相灿, 姜霞, 姚扬, 等. 溶解氧对水质变化和沉积物吸磷过程的影响. 环境科学研究, 2004, **17**(S1): 34—39]
- [16] Spears B M, Carvalho L, Perkins R, *et al.* Effects of light on sediment nutrient flux and water column nutrient stoichiometry in a shallow lake [J]. *Water Research*, 2008, **42**(4-5): 977—986
- [17] 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**(10): 2437—2447
- [18] Shi L L, Lu C Y, Wang H H, *et al.* Effect of water management on transformation of inorganic phosphorus in paddy soils in Taihu lake district [J]. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 2012, **24**(8): 1—5 [施林林, 陆长纓, 王海侯, 等. 水分管理对太湖地区水稻土无机磷转化的影响. 江西农业学报, 2012, **24**(8): 1—5]
- [19] Fu Q H, Jiang X. Form analysis and release study of phosphorus in lake sediment [J]. *Sichuan Environment*, 1994, **13**(4): 21—24 [傅庆红, 蒋新. 湖泊沉积物中磷的形态分析及其释放研究. 四川环境, 1994, **13**(4): 21—24]
- [20] Aminot A, Andrieux F. Concept and determination of exchangeable phosphate in aquatic sediments [J]. *Water Research*, 1996, **30**(11): 2805—2811
- [21] Slomp C P, Epping E H G, Helder W, *et al.* A key role for iron-bound phosphorus in authigenic apatite formation in North Atlantic continental platform sediments [J]. *Journal of Marine Research*, 1996, **54**(6): 1179—1205
- [22] Hua L P, Li G B, Hua L, *et al.* Study on phosphorus forms in sediments of Baiyangdian lake in reed's biosphere [J]. *South-to-North Water Transfers and water Technology*, 2005, **3**(2): 29—32 [滑丽萍, 李贵宝, 华珞, 等. 不同芦苇生境下白洋淀底泥磷形态分析研究. 南水北调与水利科技, 2005, **3**(2): 29—32]
- [23] Fan T, Fu C Y, Ao H Y, *et al.* The comparison of phosphorus and nitrogen pollution status of the Xiangxi Bay before and after the impoundment of the Three Gorges Reservoir [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2006, **30**(1): 26—30 [方涛, 付长营, 敖鸿毅, 等. 三峡水库蓄水前后香溪河氮磷污染状况研究. 水生生物学报, 2006, **30**(1): 26—30]
- [24] Bostrom B, Andersen J M, Flerscher S, *et al.* Exchange of phosphorus across the sediment-water interface [J]. *Hydrobiologia*, 1988, **170**(1): 229—244
- [25] Zhang Y S, Lin X Y, Ni W Z. Effects of flooding and subsequent air-drying on phosphorus adsorption, desorption and available phosphorus in the paddy soils [J]. *Chinese Journal of Rice Science*, 1998, **12**(1): 40—44 [章永松, 林咸永, 倪吾钟. 淹水和风干过程对水稻土磷吸附、解吸及有效磷的影响. 中国水稻科学, 1998, **12**(1): 40—44]
- [26] Chang C, Xie Z Q, Xiong G M, *et al.* The effect of flooding on soil physical and chemical properties of riparian zone in the Three Gorges Reservoir [J]. *Journal of Natural Resources*, 2011, **26**(7): 1236—1244 [常超, 谢宗强, 熊高明, 等. 三峡水库蓄水对消落带土壤理化性质的影响. 自然资源学报, 2011, **26**(7): 1236—1244]
- [27] Dejonge V N, Villerius L A. Possible role of carbonate dissolution in estuarine phosphate dynamics [J]. *Limnology and Oceanography*, 1989, **34**(2): 332—340
- [28] Moutin T, Picot B, Ximenes M C, *et al.* Seasonal variations of P compounds and their concentrations in two coastal lagoons [J]. *Hydrobiologia*, 1993, **253**(1—3): 102—102

## INFLUENCE OF BENTIC ALGAE ON THE PHOSPHORUS FRACTIONS IN SOILS IN WATER-LEVEL-FLUCTUATING ZONE

ZHANG Lang<sup>1,2</sup>, LI Shuang-Shuang<sup>1,2</sup> and LI Dun-Hai<sup>1</sup>

(1. Key Laboratory of Algal Biology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China;  
2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** To study the effects of benthic algae on the phosphorus (P) fractions in the submerged soils in water-level-fluctuating zone of the Three Gorges Reservoir (TGR), simulated experiments were conducted under indoor conditions. The results indicated that benthic algae utilized more AI-P compared with other forms of P, and the growth of the algal was inversely related to the AI-P content that the AI-P content decreased when the conditions were suitable for algal growth. Moreover, benthic algae variously affected the iron-phosphorus (Fe-P) in different layer of soil. Benthic algae had the greatest effects on Fe-P on 2—4 cm layer. In addition, the contents of O-P and Ca-P in different soil depths showed no significantly changes. In the late period of this experiment, the contents of Fe-P, O-P and Ca-P all showed a declining trend whereas AI-P showed a sign of increasing. Impoundment of TGR and benthic algae biofilm significantly increased P availability in the submerged soil and enhanced the transformation of inorganic-P into more soluble fractions.

**Key words:** Benthic algae; Water-level-fluctuating zone; Soil; Phosphorus fractions