

沉积物-水系统中氮磷变化与上覆水对藻类生长的影响

卢少勇¹, 金相灿^{1*}, 郭建宁^{1,2}, 盛力²

(1. 中国环境科学研究院湖泊生态环境创新基地国家环境保护湖泊污染控制重点实验室, 北京 100012; 2. 吉林建筑工程学院环境工程系, 长春 130026)

摘要:研究了灭菌、抑制剂添加和磷添加对沉积物-水模拟系统中氮磷转化的影响, 并利用试验后的上覆水培养四尾栅藻。结果表明, 灭菌增大了系统平衡时上覆水的总磷(TP)浓度, 对系统中氮的影响不大; 添加抑制剂组与对照组沉积物-水模拟系统的 TP、溶解性总磷(DTP)和总氮(TN)的浓度接近, 但抑制剂组的 NO_3^- -N 含量为 $19.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 明显高于对照组; 沉积物对添加的磷有强烈的吸附作用, 导致系统平衡时上覆水 TP 的浓度降低。灭菌组上覆水的藻类生物量高于对照组, 主要是因为灭菌导致上覆水 TP 浓度高于对照组; 抑制剂组的最高藻类生物量($224.5 \times 10^4 \text{ 个} \cdot \text{L}^{-1}$)远远超过对照组($26 \times 10^4 \text{ 个} \cdot \text{L}^{-1}$), 且为其它 2 组试验(灭菌组 $22.5 \times 10^4 \text{ 个} \cdot \text{L}^{-1}$ 和磷添加组 $38.5 \times 10^4 \text{ 个} \cdot \text{L}^{-1}$)的 5~10 倍, 抑制剂的添加抑制了沉积物-水模拟系统中微生物对某些元素的利用, 而这些元素对藻类生长起重要作用; 磷添加对试验初藻类生长无明显影响, 随着试验进行, 磷添加组的藻类适应生长环境, 迅速增长, 生物量远远超过对照组。灭菌和添加抑制剂组生物可利用磷的增加是由于藻类生物量的增加, 而导致了不稳定态的有机磷的增加。

关键词:沉积物-水; 氮; 磷; 上覆水; 藻类生长

中图分类号: X173 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)10-2169-05

Variation of Nitrogen and Phosphorus Concentration in Water-Sediment System and Influence of Overlying Water on the Algae Growth

LU Shao-yong¹, JIN Xiang-can¹, GUO Jian-ning^{1,2}, SHENG Li²

(1. State Environmental Protection Key Laboratory for Lake Pollution Control, Research Center of Lake Environment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 2. Department of Environment Engineering, Jilin Architectural and Civil Engineering Institute, Changchun 130026, China)

Abstract: The effect of biosidal treatment of initial sediment, addition of inhibitor and addition of phosphorus on the transform of nitrogen and phosphorus in the sediment-water simulative system were studied. *S. quadricaudain* was cultured in overlying waters took from the above experiment sets when the above experiment completed. The result indicated that, biosidal treatment enhanced the concentration of TP while there was no obvious effect on N. The TP, DTP and TN concentrations were closely between inhibitor addition set and the control set in the sediment-water simulative system but the content of NO_3^- -N of the set with inhibitor addition reached $19.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, which was much higher than that of the control set. The sediment significantly adsorbed the P added to the system, and the content of TP decreased when the system reached balance. Algae biomass of the biosidal treatment set was higher than that of the control set, and the main cause was sterilizer led to higher concentration of TP of the biosidal treatment set. The highest Algae biomass of the group with inhibitor ($224.5 \times 10^4 \text{ unit} \cdot \text{L}^{-1}$) was much higher than that of the control set ($26 \times 10^4 \text{ unit} \cdot \text{L}^{-1}$), and that was 5~10 times than that of other sets (sterilized set $22.5 \times 10^4 \text{ unit} \cdot \text{L}^{-1}$, set with P added $38.5 \times 10^4 \text{ unit} \cdot \text{L}^{-1}$). Inhibitor restrained the microorganism from using some nutrition which was important to alga's growth. At the beginning, the addition of P had no remarkable effect on the alga growth, but along with the experiment, the alga of the P addition set adapted to the environment and algae biomass exceed that of the control set. The increase of biological bioavailable phosphorus of sediment in biosidal treatment set and addition of inhibitor sets were caused by the increase of algae biomass and thus the increase of liable organic phosphorus.

Key words: sediment-water; nitrogen; phosphorus; overlying water; algae growth

近年来由于城市化迅速发展, 滇池的富营养化程度日趋严重^[1,2]. 当水体接纳过量的氮、磷等营养物时, 藻类等水生生物异常繁殖, 水体透明度降低, 溶解氧被耗竭, 湖泊老化加速, 致使水体生态系统功能受损^[3]. 输入滇池的营养盐的输出量极少, 90% 以上累积在沉积物表层^[4], 滇池中 80% 的氮和 90% 的磷分布在沉积物中^[5], 所以滇池沉积物中营养物的释放与滇池的富营养化密切相关. 已有的藻类培养

实验多用实验室内配置的培养基^[6]、新鲜湖水^[7]或模拟湖水^[8], 本研究采用长时间沉积物-水模拟系统中的上覆水培养藻类.

收稿日期: 2006-11-04; 修订日期: 2007-01-18

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2005AA60101005); 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2002CB4123)

作者简介: 卢少勇(1976~), 男, 博士, 副研究员, 主要研究方向为水环境污染防治与河湖生态修复.

* 通讯联系人, E-mail: Jinxiang@public.bta.net.cn

采集滇池福保湾受不同程度人为干扰影响的 3 个代表性沉积物,研究灭菌、抑制剂和初始磷浓度对沉积物-水系统中的氮和磷的影响,并用实验进行 31 d 后系统中的上覆水培养藻类,以期阐明沉积物-水系统中的氮磷变化规律及其与藻类生长的关系,为滇池湖泊富营养化的控制提供参考.

表 1 沉积物位置 and 特性

点位	采样点位置	经纬度	沉积物特性
1	大清河、海河河口延长线交汇处	N24°55'45.7" E102°41'6.1"	灰色粘土
2	福保湾中央位置	N24°55'45.7" E102°41' 6.1"	粘土状, 贝类物质含量较高
3	福保湾南端岸边	N24°55'46.4" E102°41'19.6"	黄色细沙状, 含少量贝类物质

1.2 实验装置

1.2.1 沉积物-水模拟系统

以充分混合的沉积物鲜样为对照组. 制备灭菌组: 取适量沉积物平铺于陶瓷盘中, 土层厚约 1 cm, 用湿热(121℃, 2 h)和干热(105℃, 6 h)交替灭菌 3 次, 冷至室温后保存于干燥箱中. 制备加抑制剂组: 沉积物鲜样表面加入 4 滴氯仿. 制备加磷组: 加磷酸氢二钾至上覆水 TP 浓度为 4.5 mg•L⁻¹. 水样为自制模拟湖水, 初始 TP、TN 和 COD 浓度分别为 0.5、15.0 和 50 mg•L⁻¹. 水土比为 3:1(图 1).

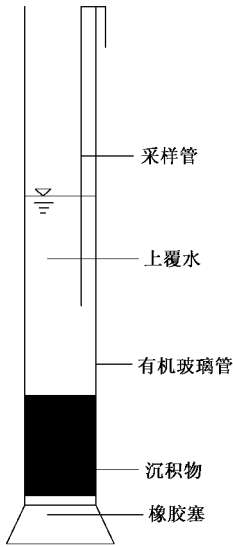


图 1 沉积物-水模拟系统示意

Fig.1 Sketch of sediment-water simulative system

1.2.2 藻类培养系统

选用绿藻门的四尾栅藻(*S. quadricaudain*), 用去氮磷的 M11 培养液饥饿培养 3 d, 于锥形瓶中加入 200 mL 前述沉积物-水模拟系统中的上覆水, 接种的四尾栅藻量为 2 × 10⁴ 个•mL⁻¹, 接种后置于人工气候

1 材料与方法

1.1 沉积物采集

2005-10 于福保湾用彼得森采泥器采集 3 个点位的表层沉积物, 装样于封口袋, 排气后密封(表 1).

室内培养, 温度 25℃ ± 1℃; 湿度 65%; 光照强度 1 700 lx; 光暗周期 12 h: 12 h. 定期进行藻类计数. 藻类培养系统见图 2.

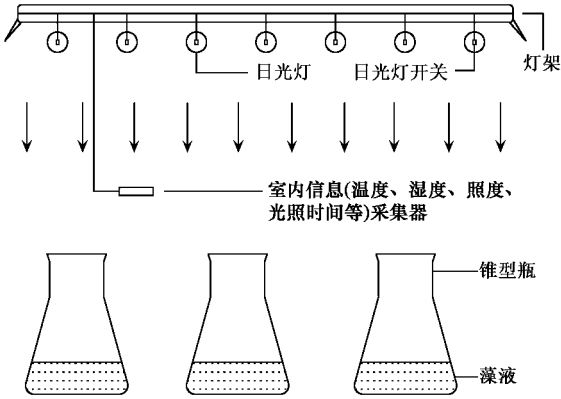


图 2 藻类培养系统示意

Fig.2 Sketch of alga culture system

1.3 样品分析

1.3.1 水样

分析上覆水中的总磷(TP)、可溶性总磷(DTP)、总氮(TN)、氨氮(NH₄⁺-N)、硝氮(NO₃⁻-N)和初始水样的化学需氧量(COD)^[9].

1.3.2 沉积物样

测定试验前后沉积物的生物可利用磷^[10~14]含量, 提取方法见表 2.

1.3.3 藻类计数

用血球计数法计算水中的藻类数量, 计数间隔 2 d. 尼康微生物显微镜型号为 E1000; 15 × 目镜, 视场数: 14 mm; 平场复消色差型物镜, 电动六孔物镜转换器; 放大倍数 10 ~ 1 500.

2 结果与分析

2.1 沉积物-水模拟系统中氮磷形态及其变化规律

沉积物-水模拟系统中上覆水氮磷的初始浓度^[15]和最终浓度见表 3.

表 2 沉积物中生物可利用磷的提取方法

Table 2 Extraction method of bioavailable phosphorus in the sediments

磷形态	提取方法
水溶性磷(WSP)	1.00 g 沉积物鲜样加 100 mL 去离子水,25℃,220 r/min振荡 2 h,10 000 r/min离心 20 min 获取上清液,磷钼蓝比色测定提取液中的磷浓度
易解吸磷(RDP)	2.00 g 沉积物鲜样加 50 mL,0.01 mol/L CaCl ₂ ,25℃,220 r/min振荡 1 h,10 000 r/min离心 20 min 获取上清液,磷钼蓝比色测定提取液中的磷浓度
藻类可利用磷(AAP)	0.80 g 沉积物鲜样加 200 mL,0.1 mol/L NaOH, 25℃,220 r/min振荡 4 h,10 000 r/min离心 20 min 获取上清液,磷钼蓝比色测定提取液中的磷浓度
NaHCO ₃ 提取磷(Olsen-P)	2.50 g 沉积物鲜样加 50 mL 0.5 mol/L NaHCO ₃ pH = 8.5,25℃,220 r/min振荡 0.5 h,10 000 r/min离心 20 min 获取上清液,磷钼蓝比色测定提取液中的磷浓度

表 3 模拟系统中上覆水的氮磷浓度/mg·L⁻¹

Table 3 Concentration of nitrogen and phosphorous of the overlying water in the simulative system/mg·L⁻¹

氮磷指标	1 号		1 号灭菌		2 号		2 号抑制		3 号		3 号加磷	
	初始浓度	平衡浓度	初始浓度	平衡浓度	初始浓度	平衡浓度	初始浓度	平衡浓度	初始浓度	平衡浓度	初始浓度	平衡浓度
TP	0.50	0.23	0.75	0.31	0.37	0.14	0.61	0.14	0.01	0.02	4.33	0.16
DTP	0.17	0.06	0.34	0.06	0.08	0.09	0.19	0.07	0.01	0.02	4.17	0.16
TN	12.1	17.5	26.3	18.7	14.8	20.6	10.8	21.7	9.15	11.0	9.54	7.18
NH ₄ ⁺ -N	1.90	2.14	10.6	0.37	2.93	3.38	2.03	1.64	4.24	4.70	4.06	7.02
NO ₃ ⁻ -N	6.25	16.1	6.52	16.1	8.92	9.18	5.90	19.2	3.77	2.70	3.63	0.25
Org-N ¹⁾	3.95	— ²⁾	9.18	2.23	2.95	8.04	2.87	0.86	1.14	3.60	1.85	—

1) 有机氮; 2) “—”表示未检出

由表 3 可见,各组的初始和平衡时 DTP 浓度分别占各自 TP 浓度的 12.5% ~ 96.3% 和 19.1% ~ 100%; 初始和平衡时 NH₄⁺-N 浓度分别占各自 TN 浓度的 19.7% ~ 48% 和 1.98% ~ 97.8%, 初始和平衡时 NO₃⁻-N 浓度分别占各自 TN 浓度的 38.1% ~ 60.2% 和 3.5% ~ 97% .

试验结束时灭菌组上覆水的 TP 和 DTP 浓度降低,TN 和 NO₃⁻-N 浓度升高,这和其对照组的一致,主要表现出沉积物对 P 的吸附和 N 的释放,但 NH₄⁺-N 变化与对照组不同,浓度有所降低,可能与较高的初始浓度有关.

抑制剂组的 TP 浓度降低,TN 和 NO₃⁻-N 浓度升高,这与其对照组(2 号)一致.而抑制剂组的 DTP 浓度降低,这和其对照组 DTP 略有升高不同,这是因

为抑制剂降低微生物活性,不溶性磷向可溶性磷的转化受限.抑制剂组 NH₄⁺-N 的浓度降低,与其对照组的相反.加抑制剂组上覆水中 NO₃⁻-N 是 TN 的主要部分,有机氮含量很低,对照组上覆水中 NO₃⁻-N 和 Org-N 是 TN 的主要部分.加抑制剂后,水中微生物活性受抑制,有机氮含量降低.

加磷组 TP 和 DTP 的浓度降低,NH₄⁺-N 的浓度升高与其对照组(3 号)一致.加磷组 TN 和 NO₃⁻-N 浓度的降低与对照组不同,说明较高的 P 浓度和好氧环境促进了微生物对 P 的吸收,而微生物在吸收 P 形成细胞的同时也吸收 N,导致上覆水中 TN 和 NO₃⁻-N 浓度降低.

模拟系统中沉积物的生物可利用磷含量见表 4.

表 4 模拟系统中沉积物的生物可利用磷含量/mg·kg⁻¹

Table 4 Content of bioavailable phosphorus in the sediments of the simulative system/mg·kg⁻¹

生物可利用磷	1 号		1 号灭菌		2 号		2 号抑制		3 号	
	初始浓度	平衡浓度	初始浓度	平衡浓度	初始浓度	平衡浓度	初始浓度	平衡浓度	初始浓度	平衡浓度
WSP	7.28	40.37	7.28	26.74	4.36	12.07	4.36	7.56	1.61	7.19
RDP	0.86	1.96	0.86	16.95	0.76	4.69	0.76	1.78	0.47	0.88
AAP	958.64	1 600.23	958.64	2 114.85	1 159.89	2 267.06	1 159.89	2 264.38	86.54	129.58
Olsen-P	71.58	45.76	71.58	47.26	90.92	72.61	90.92	73.14	2.91	20.77

由表 4 可见,在灭菌和加抑制剂后,模拟系统沉积物中生物可利用磷的含量除 Olsen-P 有所降低外其它 P(WSP、RDP 和 AAP)含量均增高.此增高与沉积物吸附模拟湖水中的 P 有关,但 Olsen-P 含量降低可能与其提取剂和提取方法有关,尚待继续研究.灭菌和加抑制剂后沉积物的生物可利用磷的增加与系统中有机磷化合物含量的增加有关^[16].BAP 中以 AAP 的含量最高,其次为 Olsen-P、WSP 和 RDP.这和浙江西湖、江苏太湖、安徽洗耳池和英国 Laugh Erne 湖的研究结果一致^[17,18].

2.2 灭菌、抑制剂和磷添加对藻类生长的影响

2.2.1 灭菌对藻类生长的影响

灭菌对藻类培养的影响见图 3.

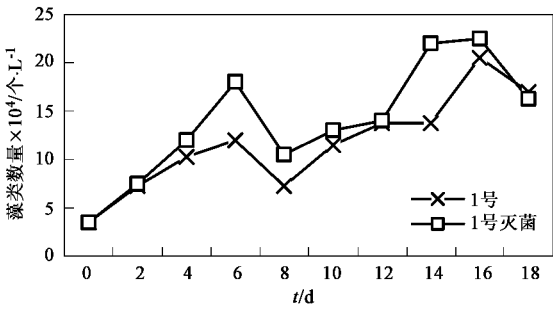


图 3 灭菌对藻类生长的影响

Fig.3 Influence of sterilization to the growth of algae

由图 3 可见,灭菌组上覆水的藻类生物量在培养过程中总体上高于其对照组,2 组试验中藻类生长曲线的趋势相似,前 3 d 藻类生长情况基本相同,从第 4 d 起灭菌组藻类生物量超过对照组.这是因为灭菌后,沉积物中微生物活性降低,对 P 的消耗降低,因此试验结束后灭菌组上覆水中 TP 浓度为对照组的 1.5 倍.2 组试验的 DTP 的平衡浓度相同,TP 浓度的差别可能是灭菌改变了沉积物的性质,降低了沉积物对 P 的吸附能力.藻类培养结束时灭菌组的 TP 浓度为 $0.078\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,对照组的 TP 浓度未检出,可能是因为藻类能利用本试验上覆水中绝大部分的 P.TN 初终浓度均约 $18\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,因此较高的 P 浓度是灭菌组藻类生物量大于对照组的主要原因.灭菌导致藻类浓度的增加,从而导致有机磷含量的增加,生物可利用性增加^[15],这解释了前文灭菌导致生物可利用磷含量的增加.

2.2.2 抑制剂对藻类生长的影响

抑制剂对藻类生长的影响见图 4.

由图 4 可见,抑制剂组藻类生物量从试验第 3 d 开始超过对照组,并趋于持续增长,而对照组的藻类

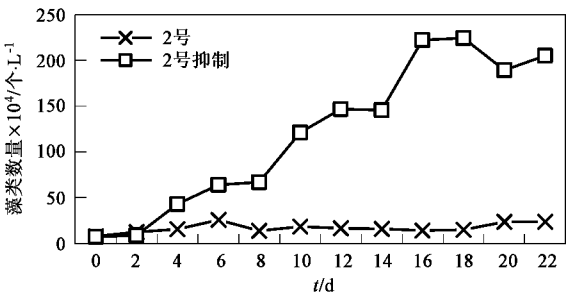


图 4 抑制剂对藻类生长的影响

Fig.4 Influence of inhibitor to the growth of algae

生物量基本稳定.抑制剂组和对照组试验结束时上覆水的 TP 和 TN 浓度相差不大,但试验结束时抑制剂组 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为对照组的 2.1 倍.抑制剂组的生物量在 3 组试验中最高,是其它 2 组的 5~10 倍,除了 N 和 P 等的影响外,也可能是抑制剂的添加抑制了沉积物和上覆水中其它微生物的活性,减少了其对某些物质的消耗,上覆水中供藻类生长利用的物质多,这值得继续研究.加抑制剂导致藻类浓度、有机磷含量和生物可利用性的增加^[16],这解释了前文抑制剂导致生物可利用磷含量的增加.

2.2.3 磷添加对藻类生长的影响

当大量 P 元素进入水体后迅速被沉积物吸附,并达到吸附解析平衡,上覆水中剩余 P 对藻类的生长至关重要.磷添加对藻类生长的影响见图 5.

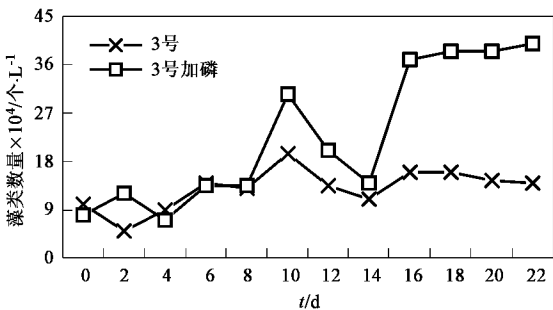


图 5 添加磷对藻类生长的影响

Fig.5 Influence of added phosphorus to the growth of algae

试验中,前 8 d,2 组藻类的生长情况基本相同,从第 10 d 起,加 P 组的藻类生物量超过对照组,并在第 16 d 达到最大值,此时其藻类生物量约为对照组的 2.5 倍.说明磷的添加促进了藻类生长,特别是试验后期,加 P 组的藻类生物量远远大于对照组.可能是因为加 P 组的 P 营养丰富,利于藻类生长.由表 2 可见,藻类培养试验开始时加 P 组上覆水 P 浓度为对照组的 8 倍,且 P 均以可溶态存在,易被藻类

利用. 培养试验结束时对照组的 P 浓度未检出, 加 P 组的 P 浓度为初始值的一半. 可见低浓度 P 限制了藻类生长, 试验期间对照组的藻类生物量均维持在接种量的水平; 加 P 组中丰富的 P 源促进了藻类生长, 同时上覆水中的 P 被大量消耗.

2.2.4 藻类生长模型

以各组的最大生物量作为 K 的估计值, 应用 Logistic 方程(式 1)的对数形式拟合藻类生长过程:

表 5 不同上覆水藻类培养 logistic 对数形式模型的参数和方程

上覆水	K	r	a	R^2	方程
1 号	20.5	0.731	5.10	0.791	$\ln[(20.5 - n)/n] = 5.10 - 0.731t$
1 号灭菌	22.5	0.789	6.83	0.628	$\ln[(22.5 - n)/n] = 6.83 - 0.789t$
2 号	26.0	0.345	13.6	0.174	$\ln[(26.0 - n)/n] = 13.6 - 0.345t$
2 号抑制	260	12.1	1.80	0.778	$\ln[(260 - n)/n] = 1.80 - 12.1t$
3 号	19.5	0.309	9.56	0.345	$\ln[(19.5 - n)/n] = 9.56 - 0.309t$
3 号加磷	51.5	1.83	3.55	0.793	$\ln[(51.5 - n)/n] = 3.55 - 1.83t$

最大生物量分别约为各自对照组的 10 倍、2.6 倍和 1.1 倍. 加抑制组、加磷组、灭菌组的藻类最大生长速率分别约为各自对照组的 35 倍、5.9 倍和 1.1 倍.

3 结论

(1) 灭菌利于沉积物-水模拟系统系统中沉积物的磷释放, 平衡时系统中的 TP 浓度升高, 除 $\text{NH}_3\text{-N}$ 低于对照组外其它形态氮与对照组接近; 抑制剂组的上覆水的 TP, DTP 和 TN 浓度和对照组接近, 但抑制剂组的上覆水的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 明显高于对照组; 沉积物对添加的磷有强烈的吸附作用, 磷添加导致此系统平衡时磷浓度升高. 系统平衡时 TN 浓度升高.

(2) 灭菌导致了上覆水 TP 浓度高于对照组, 从而藻类生物量略高于对照组. 抑制剂组的藻类生物量远远超过对照组, 为其它 2 组试验的 5~10 倍. 加 P 组在试验初期对藻类生长无明显影响, 中后期, 加 P 组的藻类适应生长环境, 生物量远超过对照组.

(3) 藻类生物量的增加导致不稳定态有机磷的增加, 因此灭菌和添加抑制剂组生物可利用磷的含量提高.

参考文献:

[1] 吴德玲, 钱彪, 何琳晖. 滇池富营养化成因分析[J]. 环境科学研究, 1992, 5(5): 26~28.

[2] 柘元蒙. 滇池富营养化现状、趋势及其防治对策[J]. 云南环境科学, 2002, 21(1): 35~38.

[3] 管益东, 唐运平, 付春平. 浅水湖泊营养盐的释放[J]. 环境科学与管理, 2005, 30(6): 46~48.

[4] 金相灿. 中国湖泊富营养化[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. 50.

$$\ln[(K - n)/n] = a - rt \tag{1}$$

式中, K 为最大生物量, $\text{个}\cdot\text{L}^{-1}$; n 为生物量, $\text{个}\cdot\text{L}^{-1}$; a 为常数; r 为最大增长速率, d^{-1} ; t 为时间, d .

以最小二乘法进行回归分析, 获得该藻类方程的斜率和截距作为 a 和 r 的估计值. 模型的参数和方程详见表 5.

由表 5 可见, 加抑制组、加磷组、灭菌组的藻类

[5] 张锡辉. 水环境修复工程学原理与应用[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002.

[6] 杨苏文, 金相灿, 姜霞. 铜绿微囊藻、四尾栅藻和小环藻竞争实验培养基的选择[J]. 生态环境, 2006, 15(1): 129~133.

[7] 周培疆, 郑振华, 余振坤, 等. 普通小球藻生长与武汉东湖水体磷形态的相关研究[J]. 水生生物学报, 2005, 25(6): 571~576.

[8] 余天应, 杨浩. 藻类生长对滇池沉积物磷释放影响的研究[J]. 土壤, 2005, 37(3): 321~325.

[9] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

[10] Andrieux F, Aminot A. A two-year survey of phosphorus speciation in sediments of the Bay of Seine (France) [J]. Continental Shelf Research, 1997, 171: 229~1245.

[11] Reddy K R, Overcash M R, Khaled R, et al. Phosphorus adsorption-desorption characteristics of two soils utilized for disposal of animal wastes [J]. Journal of Environmental Quality, 1980, 9: 86~92.

[12] Dorich R A, Nelson D W, Sommers L E. Availability of phosphorus to algae from eroded soil fractions [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 1984, 11: 253~264.

[13] Dorich R A, Nelson D W, Sommers L E. Estimating phosphorus in suspended sediments by chemical extraction [J]. Journal of Environmental Quality, 1985, 14: 400~405.

[14] Gonsiorczyk T, Casper P, Koschel R. Phosphorusbinding forms in the sediment of an oligotrophic and a eutrophic hardwater lake of the Baltic lake district (Germany) [J]. Water Science and Technology, 1998, 37: 51~58.

[15] 卢少勇, 金相灿, 郭建宁. 氯仿作为抑制剂对沉积物-水系统中氮转化的影响[J]. 生态环境, 2006, 15(6): 1133~1137.

[16] Tuominen L, Hartikainen H, Kairesalo T, et al. Increased bioavailability of sediment phosphorus due to silicate enrichment [J]. Water Research, 1998, 32(7): 2001~2008.

[17] 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.

[18] 金相灿, 卢少勇, 王开明, 等. 巢湖城区洗耳池沉积物磷及其生物有效磷的分布研究[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(3): 847~851.