第 11 卷 第 4 期
1999 年 12 月

湖 泊 科 学
JOURNAL OF LAKE SCIENCES

Vol. 11, No. 4
Dec., 1999

关于湖泊沉积物磷释放及其测定方法的雏议*

李文朝[1] 尹澄清[2] 陈开宁[1] 吴庆龙[1] 潘继征[1]

(1:中国科学院南京地理与湖泊研究所,南京 210008;2:中国科学院生态环境研究中心,北京 100085)

提 要 对东太湖三种类型 9 个样品的沉积物 - 上覆水柱状原样在滤除藻类、蔽光、室温、微量充气条件下连续培养 50d,上覆水中的 PO_4^{3-}-P 浓度在起初 15d 内增高了 2 个数量级,在随后的 33d 中又下降了 1 个数量级并趋于稳定.这一过程有别于一般意义上的沉积物磷释放,本文提出了另外一种解释.认为前期上覆水中的 PO_4^{3-} 积累源于沉积物表面活性有机碎屑层的分解释放磷,后期上覆水中的 PO_4^{3-} 被沉积物吸附沉淀.并提出了以下假设:在自然条件下,沉积物表面活性有机碎屑层释磷反应强烈,形成很高的 PO_4^{3-}-P 浓度并向沉积物和上覆水中扩散,在湖水中由于水生植物吸收维持了较低的 PO_4^{3-}-P 浓度,在间隙水中由于扩散阻力较高而形成较陡的 PO_4^{3-}-P 浓度梯度.与内源磷污染负荷等同的沉积物磷释放是指沉积物磷输出(到湖水中)通量与(自湖水)输入通量之差值,在东太湖那样湖底条件比较稳定的湖泊中,磷的生物循环有可能严重干扰柱状原样模拟实验,测定内源磷负荷采用全湖磷平衡法或原位围隔模拟实验法比较可靠.

关键词 太湖 沉积物 磷释放 内源磷负荷

分类号 P343.3

湖泊沉积物与湖水之间的磷交换过程十分复杂[1,2],它包括磷的生物循环、含磷颗粒的沉降与再悬浮、溶解态磷的吸附与解吸附、磷酸盐的沉淀与溶解等等.这些物理、化学、生物过程交织在一起,增加了研究的难度.尤其是在着根型水生植物存在的情况下,这一问题会变得更加复杂.自富营养化问题出现以来,人们更加关注沉积物磷释放问题,提出了"内源污染负荷"的概念,将沉积物磷释放与外源磷输入相提并论[3],认为它们共同驱动湖泊的富营养化过程.国际上对沉积物磷释放研究在 70 - 80 年代进入高潮,我国自 80 年代后期以来陆续有一些研究.比较通用的研究方法是柱状原样室内模拟实验法,但实验过程各不相同.柱状原样模拟实验法被广泛用于内源磷负荷的测定,有些研究者发现实验过程中存在问题,但解释却不尽相同.本项研究于 1997 年 6 - 8 月对东太湖三个样点的 9 个柱状原样进行了长达 50d 的培养和分析测试,意欲揭示在实验条件下柱状原样中上覆水与沉积物间的磷平衡过程,分析推断在自然条件下湖水与沉积物之间的磷交换,并结合前人的一些研究方法和结果,探讨沉积物磷释放的定义、测定方法以及柱状原样模拟实验法的适用范围.

1 实验材料与方法

1.1 实验材料采集与处理

在东太湖茭白港口与太浦河口之间的开阔水面选择 1 # 采样点,在茭白港口多年养鱼网

* 环境水化学国家重点实验室开放基金、国家自然科学基金、国家"九五"攻关项目联合资助.
收稿日期:1999 - 08 - 05.李文朝,男,1957 年生,研究员.

围中选择 2#采样点,在茭白港口东侧围垦区鱼塘中选择 3#采样点(池塘底系围垦前的湖底,当年没有养鱼,正进行水生植物种植实验).用长 500mm、内径 90mm 的有机玻璃采样管在每个样点上 1 m^2 范围内采集沉积物 - 湖水原样 5 个,沉积物采集深度 150mm 左右.将每个样点上的 3 个原样带回实验室备用;将 1 个原样的沉积物自上而下分割成 10mm 厚度,共分割 10 层,测定各沉积物样品的 pH 和 Eh,然后进行风干,送交中国科学院土壤研究所进行 TP 和 BAP 测定;将另 1 个原样的上层 100mm 沉积物作为一个混合样品,风干后送交中国科学院湖泊沉积与环境开放实验室进行粒度分析.

1.2 实验方法

将取自 3 个样点的 9 个沉积物 - 湖水原样顺次编号为 1 - 1,1 - 2,1 - 3,2 - 1,2 - 2,2 - 3,3 - 1,3 - 2,3 - 3,用虹吸法小心地吸出各管中的上覆水,将每个样点上的上覆水合成一个水样,用 0.45μm 孔径的微孔滤膜过滤后备用.在采样管中保留大约 120mm 厚的表层沉积物,将采样管下端用橡皮塞封闭,并用 PVC 胶带密封接缝处,保证不渗漏.用虹吸法向管子中添加滤过水 2000mL(不扰动沉积物),作出水位线标记.将 9 个实验样管排放在暗室中,在水面下 50mm 处通入经过水洗的微量空气,轻度搅拌上覆水,以保证磷浓度均一和氧气充足,每天测量暗室内温度.取原初水样测定 PO_4^{3-}-P 含量,每隔 24h 或 36h 取水样 10ml 测定 PO_4^{3-}-P 含量,测定方法为钼 - 锑 - 抗分光光度法.实验一直持续到上覆水中 PO_4^{3-}-P 含量达到稳定为止,每隔一星期测量上覆水的 DO 含量和 pH 值,实验结束时测定表层沉积物的 pH 和 Eh 值.

2 实验结果

2.1 沉积物性质

沉积物 pH 值 6.65 - 7.20,Eh 值介于 - 205mV 和 + 150mV 之间,表层沉积物微偏碱性且处于氧化状态.粒度分析结果见表 1,三个样点的沉积物均属于粉沙,其中 1 号样点上略微偏细.实验期间水温 23.5 - 31.2℃,DO 接近饱和,pH = 7.2 ± 0.2.

表 1　沉积物粒度分析结果

Tab.1　Grain size of the sediments

样点	各粒度等级(μm)所占重量比例(等级重/总重)								MD/ϕ
	>45	(30,45]	(20,30]	(10,20]	(4,10]	(2,4]	(1,2]	≤1	
1	0.0030	0.0618	0.1097	0.2692	0.2163	0.1017	0.0827	0.1555	6.6846
2	0.0392	0.1874	0.2777	0.2450	0.1114	0.0508	0.0239	0.0646	5.6340
3	0.0111	0.1394	0.2225	0.2423	0.1424	0.0653	0.0534	0.1236	5.7684

沉积物中的 TP 和 BAP(生物可利用磷)分析结果见图 1.湖泊内 1#、2#样点无显著差别,TP 含量 0.06% - 0.08%,BAP 含量 10 $mg \cdot m^{-3}$左右.围垦区鱼塘 3#样点 TP 和 BAP 含量均比较高,其中 BAP 含量高达 30 - 40 $mg \cdot m^{-3}$.网围和鱼塘内养殖密度及污染负荷大致相同,鱼塘沉积物有较高的磷积累,而养鱼网围内的沉积物则不然,主要原因是网围内污染物质易随水流逸散.

2.2 磷平衡过程

在培养过程中,上覆水中的 PO_4^{3-}-P 含量经历了 15d 左右的上升阶段,之后又开始下降,

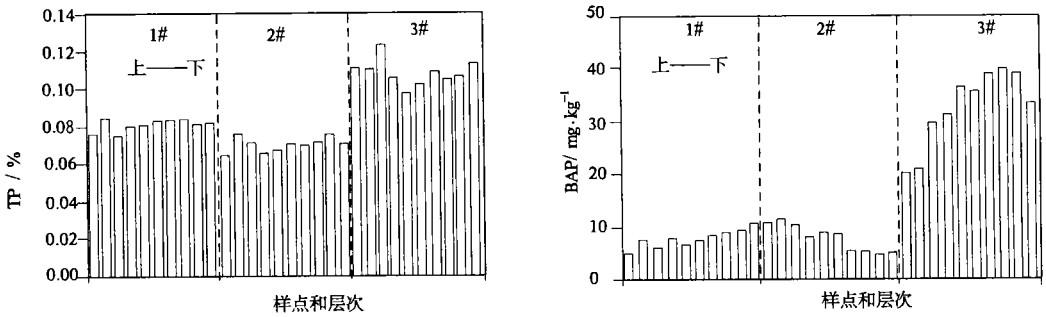

图1 3个样点10个片层沉积物中的TP和BAP含量

Fig.1 TP and BAP content of ten sediment layers at three stations

到40d后逐渐趋于稳定(图2).9组实验样品的变化趋势具有相当的一致性,用3次方程拟合结果良好(表2).

表2 9个样柱上覆水中 PO_4^{3-}-P含量($mg \cdot m^{-3}$)对于时间(d)的曲线拟合结果

Tab.2 Non-linear regression of PO_4^{3-}-P concentration ($mg \cdot m^{-3}$) versus time (day) in the overlying water of nine sediment cores

样号	初始	最高	终末	PO_4^{3-}-P含量 $Y(mg \cdot m^{-3})$对于时间 t(d)的回归方案	R^2
1-1	7	213	24	$Y_1=0.007t^3-0.8182t^2+23.058t+0.7913$	0.9143
1-2	7	118	26	$Y_2=0.0046t^3-0.4976t^2+13.391t+5.3603$	0.9282
1-3	7	82	16	$Y_3=0.0077t^3-0.6391t^2+13.259t+6.5726$	0.9845
2-1	7	852	81	$Y_4=0.0536t^3-4.8288t^2+109.08t+72.704$	0.9216
2-2	7	587	89	$Y_5=0.007t^3-0.8182t^2+23.058t+0.7913$	0.9143
2-3	7	551	109	$Y_6=0.0374t^3-3.2481t^2+72.419t+11.246$	0.8879
3-1	12	943	77	$Y_7=0.0959t^3-8.0567t^2+172.98t-151.43$	0.8948
3-2	12	145	59	$Y_8=0.0098t^3-0.7997t^2+17.451t+13.72$	0.6786
3-3	12	413	54	$Y_9=0.0207t^3-1.9868t^2+48.194t+16.175$	0.8349

3 讨论

3.1 关于实验中磷平衡过程的探讨

图2所示的磷平衡过程显然有别于一般意义上的底泥磷释放过程,有些研究者也曾发现过这样的不正常现象.韩伟明和张国勋① 采用柱状原样模拟法研究杭州西湖底泥磷释放时也发现了类似的过程,实验同样在滤除浮游生物和遮光条件下进行,平衡过程持续时间大约为12d.范成新[4]在研究滆湖沉积物磷释放时同样发现了这一现象,其持续时间为20d左右.这一磷平衡过程的实质究竟是什么?前期释放进入上覆水的磷来自何处?为什么后期会出现上覆水磷含量的大幅度降低?这些磷去向何处?一般认为前期上覆水中磷浓度的上升是沉积物间隙水中的磷扩散进入上覆水中所致,也有人将其归因于对沉积物的扰动①;对于后期上覆水中

① 韩伟明,张国勋.杭州西湖底泥释磷的模拟研究.见:西湖环境研究论文集,杭州市环保局编印,1991.83-90

磷的消减有人猜测是由于沉积物 pH 的变化提高了对磷的吸附能力,也有人认为是被浮游生物所吸收.本项实验滤除了上覆水中的浮游生物和颗粒物质,并且实验在完全蔽光(暗室)条件下进行,浮游生物不可能大量生长;在整个实验过程中连续进行微量充气,保证了上覆水和表层沉积物的充足氧气供给(接近自然状态),没有检测出 pH 的显著变化;本项实验所用沉积物的 pH 值接近中性,任何偏离中性的变化只能加速磷释放,而不会发生磷吸收.

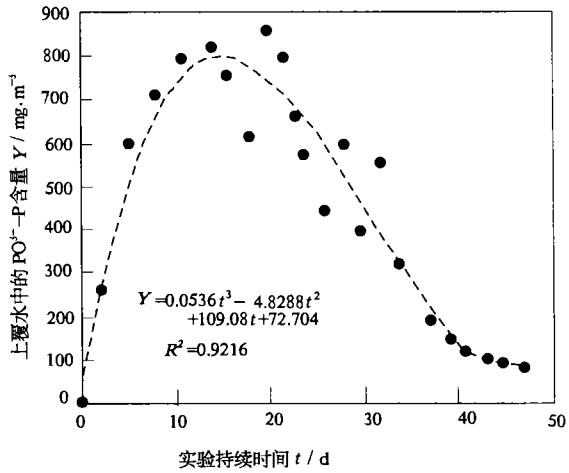

图 2　在暗室培养条件下一个样柱(2-1)上覆水中 PO_4^{3-}-P 含量的变化过程

Fig.2　Changes of PO_4^{3-}-P concentration in the overlying water of a sediment core cultivated in dark room conditions

作者针对图 2 所示的磷平衡过程提出如下的假设:在生物过程比较活跃、沉积物很少受到强烈扰动的水域(象东太湖),在沉积物表面存在一个很薄的活性有机碎屑层,主要由刚刚死亡的浮游生物和来自水生植物的凋落物组成.这些有机碎屑在微生物的作用下迅速分解产生 PO_4^{3-}-P,在这一层中形成高于上覆水和沉积物间隙水的 PO_4^{3-}-P 浓度,向沉积物和上覆水中扩散迁移;在沉积物一侧扩散阻力比较大,形成了比较陡峭的间隙水 PO_4^{3-}-P 浓度梯度;在湖水一侧扩散阻力比较小,所产生的大部分 PO_4^{3-}-P 进入湖水中,且不断被水生植物和藻类吸收同化,因而湖水中的 PO_4^{3-}-P 含量并不高;随着生物体的死亡或凋落,形成新的有机碎屑不断地补充了沉积物表面的有机碎屑层[5].正是这一机制维持了湖泊内部高强度的磷生物循环[6],并且在沉积物表面形成一个屏蔽层,维持了表层沉积物间隙水中高于湖水的 PO_4^{3-}-P 浓度,驱使 PO_4^{3-}-向沉积物扩散迁移,有利于沉积物中磷的积累.在本项实验中,由于过滤上覆水及黑暗条件,上覆水中藻类对 PO_4^{3-}-P 的同化过程已经被中断,有机碎屑层释放的磷在上覆水中迅速积累,以致达到很高的浓度,远远超过了沉积物间隙水中的浓度;有机碎屑层得不到补充,其释磷反应很快便衰减,屏蔽作用消失,湖水中高浓度的磷向沉积物中扩散转移,最终达成新的稳定平衡.在本项实验中,完成这一过程大约需要 50d.对于这一假设,本项实验尚不能提供直接证据,但从先前的研究中可以找到大量的间接证据.

(1) 1993 年郭晓鸣和魏云[5]在研究东太湖有机碎屑时发现,颗粒有机物沉降速率年平均值为 5.03-25.08 $g\cdot m^{-2}\ d^{-1}$,其磷含量高达 0.81%(全部为 BAP).虽然表层沉积物的 TP 含量为 0.06%-0.08%,但其 BAP 含量只有 10 $mg\cdot kg^{-1}$左右.因此,东太湖沉积物表层存在有机碎屑层是毫无疑问的,其 BAP 含量比表层沉积物高 3 个数量级,这些活性有机碎屑在分解过程中形成高浓度的 PO_4^{3-}-P 是完全可能的[7].

(2) 1993 年高光[8]用注射器抽取东太湖沉积物间隙水后测定 PO_4^{3-}-P 含量,发现从表层(1cm 深处)到下层(18cm 深处)存在一个近似线性的 PO_4^{3-}-P 浓度梯度,1cm 深处的浓度高达

200 mg·m^{-3},18cm 深处的浓度为 80mg·m^{-3},但当时上覆水中的浓度只有 22 mg·m^{-3}.这说明,东太湖尚处于富营养化发展时期,沉积物中的磷积累比较显著[9],沉积物间隙水中 PO_4^{3-}-P 的扩散迁移方向是由表层向深层,而不是由间隙水向上覆水;驱动这一下行扩散迁移的原动力来自沉积物表面有机碎屑层的磷释放,否则就不可能维持上层沉积物间隙水与上覆水之间高达一个数量级的 PO_4^{3-}-P 浓度差.

(3) 1992 年作者[9]对东太湖全湖区布设 42 个样点进行了柱状沉积物分层样品氮、磷、TOC 含量分析,发现表层沉积物的磷积累比较显著(图 3),尤其是在 0-30cm 的沉积层内,TP 的含量上层远远高于下层.同时还发现,沉积物中 TP 含量与 TOC 含量无相关关系.那么磷是通过什么方式富集在表层沉积物中去的?本文提出的假设可以解释这一问题.

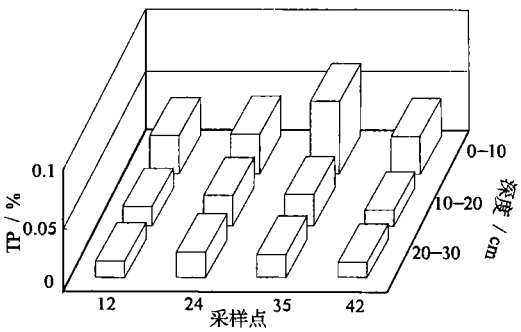

图 3 东太湖表层沉积物的磷富集现象

Fig.3 Phosphorous enrichnene in the top sediment of East Taihu Lake

湖水与沉积物之间的磷平衡绝非简单的物理平衡,而是与磷的生物循环紧密偶连在一起.在东太湖、西湖、漏湖等小型浅水湖泊中,沉积物表面的有机碎屑层比较稳定,有利于沉积物中磷的积累.但在象太湖、巢湖、巴拿顿湖[10]等大型浅水湖泊的开敞水域,由于湖水的强烈紊动及其对沉积物表面的冲刷,有机碎屑主要悬浮在水体中,沉积物与湖水直接接触,它们之间的磷交换受生物因素的影响比较小.

3.2 沉积物磷释放的定义与测定方法

在富营养湖泊治理过程中,当外源磷负荷被严格控制之后,湖水中仍然长期维持着比较高的磷含量和初级生产力,这一现象被归因于沉积物的磷释放[1].对于沉积物磷释放有不同的理解和定义,测定方法也各式各样.从严格的科学定义讲,沉积物磷释放是指磷的(自湖水)输入通量与输出(至湖水)通量之间的差值,这一定义下的磷释放与内源磷负荷等同.按照这一定义,在湖泊富营养化发展时期,沉积物的磷输入大于输出,不存在绝对的磷释放;在湖泊治理过程中,只有当湖水中磷含量显著降低之后,才有可能发生磷释放;在底层湖水比较稳定、沉积物表面被有机碎屑层覆盖的情况下,即使湖水中磷含量有一定程度的下降,沉积物也不一定会释放磷,原因是:有机碎屑层由于分解释磷形成的高磷浓度可以阻止沉积物的磷释放,但这一活性有机碎屑层不同于沉积物,而是水体中磷生物循环的组成部分.也有人将沉积物磷释放定义为间隙水中的溶解态磷向湖水中的扩散,这仅仅是沉积物磷输出通量中的一部分,不能代表内源磷污染负荷.

3.2.1 柱状原样模拟实验法 用柱状原样模拟实验法测定沉积物磷释放强度十分普遍,实验方式多种多样.一种方式是模拟自然状态的磷释放,采样后立即开始实验,并保持自然光照和搅动水层,试图在实验系统内维持接近自然的磷循环(包括磷的生物循环),通过测定上覆水中的 TP 增量推算磷释放速率.从理论上讲这种模拟实验方法比较合理,但由于模拟实验系统太小而很不稳定,搅动水层引起的颗粒态磷的沉降或悬浮对实验干扰很大,且常常由于浮游藻类

的衰减而得到负的磷释放①.另一种方式是测定溶解态磷的释放强度,将上覆水中的浮游生物和颗粒态悬浮物滤除(将瞬息万变的颗粒态磷交换分离出去),并蔽光以防止藻类生长,测定上覆水中 DP 或 PO_4^{3-}-P 的积累量并推算释放速率.还有一种方式属于长期预测性实验,采得柱状原样后滤除上覆水中的浮游生物和其它颗粒物质,在蔽光条件下静置 2－3 个星期,期间每 2－3d 换一次上覆水,促使系统达到稳定,此后可以进行长期的磷释放预测研究[1].在大型浅水湖泊的开敞水域,沉积物表面没有有机碎屑层,用这种方法测得的磷释放接近于自然条件下的真实情况.但对于小型湖泊或深水湖泊,柱状原样经过 2－3 个星期的稳定后,沉积物表面有机碎屑层的分解释磷过程已经基本结束,并且释入上覆水中的磷随着置换上覆水被移出实验系统,随后便转入沉积物磷释放阶段,用这种实验方法可以预测当水体中磷的生物循环受到抑制时沉积物的磷释放,比如藻类受到营养限制或湖水被高强度置换时.

3.2.2　原位围隔模拟实验法　在有足够经费保障的前提下,在湖泊内建立实验围隔,长期监测围隔内湖水中 TP 含量的变化和大气磷沉降量,通过计算围隔内湖水中磷的总量平衡来测算湖水与沉积物间的磷交换量.其最大优点是结果比较真实,但围隔必须大到足以消除边界效应,且必须采用柔性围隔以保持湖水原有的动力状况,实验至少需要持续一周年才能求得年释放量.韩伟明和张国勋①曾用直径 0.42m 的透明塑料管作刚性围隔研究西湖沉积物磷释放,结果上覆水中的浮游藻类迅速衰减,TP 含量下降,TDP 含量出现了与本文实验类似的变化趋势.这说明,小型刚性围隔实验系统很不稳定,其内部条件与自然环境相差甚远.Kelderman[11]设计了由微机自动控制的水底微室动态实验系统,但尚未见到研究成果报导.

3.2.3　全湖磷平衡估测法　从整个湖泊的磷输入－输出平衡推算沉积物与湖水间的磷交换量也是可能的,但这需要对湖泊边界条件进行严格控制和高精度监测.Kelderman[12]将其用于荷兰的 Grevelingen 湖,定量揭示了 5－8 月的沉积物磷释放和 9－4 月的沉积物磷积累.在对湖泊进行换水冲洗过程中,沉积物的磷释放比较强烈,用全湖磷平衡法更为有效.

间隙水磷梯度模型法也可用来估计沉积物的溶解态磷释放速率[13],还有人用萃取法或藻类生长实验法测定单位重量沉积物中 BAP 含量[14],但这些测定结果在本质上有别于内源磷负荷.

4　小结

在底层湖水比较稳定的湖湾或小型湖泊中,沉积物表面存在一个活性有机碎屑层,在其中由于有机碎屑的分解释磷维持着很高的 PO_4^{3-}-P 浓度,从而驱使 PO_4^{3-}-P 向沉积物中扩散迁移,在表层沉积物间隙水中形成高于湖水的 PO_4^{3-}-P 浓度,这有利于沉积物中磷的积累.保护和建设湖泊水生植被有利于固持底泥和促进磷在沉积物中的积累,应当作为防治富营养化的重要措施.

与内源磷负荷等同的湖泊沉积物磷释放是指沉积物磷输出(到湖水中)通量与(自湖水)输入通量之差值.原位围隔模拟实验法和全湖磷平衡估测法比较合理,可以用于内源磷负荷的测定.在大型浅水湖泊的开敞水域,用柱状原样模拟实验法可以比较准确地测定沉积物溶解态磷的释放强度.但在底层湖水比较稳定的湖湾、小型湖泊或深水湖泊中,这种模拟实验会受到磷

① 韩伟明,张国勋.杭州西湖底泥释磷的模拟研究.见:西湖环境研究论文集,杭州市环保局编印,1991.83－90

生物循环的干扰,测定结果是不真实的(即使对于溶解态磷的释放).从原则上讲,任何柱状原样模拟实验结果都不能等同于内源磷负荷.

参 考 文 献

1 Kelderman P. Sediment-water exchange in Lake Grevelingen under different environmental conditions. *Netherlands Journal of Sea Research*, 1984, **18**(3/4): 286-311.

2 张 琛.浅水湖泊的悬浮物和磷迁移[学位论文].华东师范大学,1999

3 金相灿,屠清瑛.湖泊富营养化调查规范(第二版).北京:中国环境科学出版社,1990

4 范成新.滆湖沉积物理化特性及磷释放模拟.湖泊科学,1995,**7**(4):341-350

5 郭晓鸣,魏 云等.伊乐藻-草鱼圈养复合生态系统中水生生物的变化和影响.湖泊科学,1996,**8**(Suppl.): 79-92

6 Reynolds S. Phosphorous and the eutrophication of lakes-a personal view. In: Phosphorous in the environment-its chemistry and biochemistry. Siba Foundation Symposium 57, Elsevier, Amsterdam, 1978. 201-215

7 Williams R J P. Phosphorous biochemistry. In: Phosphorous in the environment-its chemistry and biochemistry. Ciba Foundation Symposium 57. Elsevier, Amsterdam, 1978. 95-108

8 高 光.水-沉积物界面氮、磷迁移转化过程研究[学位论文].中国科学院南京地理与湖泊研究所,1993

9 李文朝.东太湖水生植物的促淤效应与磷的沉积.环境科学,1997,**18**(3):9-12

10 Vera Istvanovics. Seasonal variation of phosphorous release from the sediment of shallow lake Balaton(ahungary). *Water Research*, 1988, **22**(12): 1473-1481

11 Kelderman P. Sedimentation. Lectural Note of IHE(International Institute for Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering), 1995

12 Kelderman P. Phosphate budget and sediment-water exchange in Lake Grevelingen. *Netherlands Journal of Sea Research*, 1980, **14**(3/4): 229-230

13 屠清瑛等.巢湖富营养化研究.合肥:中国科学技术大学出版社,1990.65-71

14 Paul B, J van der Does. How to qrantify the impact of internal phosphorous loading on the phosphorous concentration in shallow lakes? *Hydrobiologia*, 1993, **253**: 373-376

Discussion on Phosphorous Release from Lake Sediment

LI Wenchao[1)]　YIN Chengqing[2)]　CHEN Kainin[1)]　WU Qinglong[1)]　PAN Jizheng[1)]

(1: *Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 210008;

2: *Ecological Environmental Research Center, Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100085)

Abstract

Nine sediment-water columns were taken from three stations of East Taihu Lake (about 1m in depth) in June, 1997. The overlying water of the cores was filtered (0.45μm), and then the cores were placed in a dark room for 50 days. Air-bubbling was used to keep oxidized conditions in the overlying water and upper sediment, without resuspending the sediment. The room temperature was between 23.5 and 31.2℃, and the pH value of the overlying water and upper sediment was 7.2±0.2. Concentration of PO_4^{3-}-P in the overlying water was measured every 2 or 3 days to follow the P-release process. In the first 15 days, PO_4^{3-}-P level in the overlying water increased 2 orders of magnitude. But in the following 33 days, the PO_4^{3-}-P level decreased 1 order of magnitude and then stabilized. Such a process was also found in the West Lake, Hangzhou and Gehu Lake, Changzhou. We think it not a normal sediment-P-release process, but more complex as follows. In natural conditions of East Taihu Lake, the sediment is covered by a layer of detritus. Biological degradation is so intensive in this layer that PO_4^{3-} accumulates to a high level and diffuses to both the overlying water and the sediment beneath it. In the sediment a steep PO_4^{3-}-P concentration gradient forms because of the high diffusive resistance. But in the overlying water, PO_4^{3-}-P is used by aquatic plants and is kept at a low level. We are not able to measure PO_4^{3-}-P concentration in the detritus layer, but an indirect evidence was found in the same lake: a PO_4^{3-}-P concentration gradient from 200mg m^{-3} in the upper sediment layer to 80mg m^{-3} in the sediment of 18cm depth existed when PO_4^{3-}-P concentration in the overlying water was only 22 mg m^{-3}. In the core experiment, phosphorous biological cycling was broken when phytoplankton was removed from the overlying water by filtration, and thus, PO_4^{3-} accumulated in the water quickly. After 15 days, the P-release reaction in the detritus layer was about to end, and P-diffusion from overlying water to the sediment triggered. In East Taihu Lake and the other similar lakes with stable bottom conditions, detritus layer may exist and affect P-release core experiment seriously. In such a situation, it is better to measure internal-P-loading by other means, such as whole lake P-budget and in-situ enclosure experiment.

Key Words　Taihu Lake, sediment, phosphorous release, internal phosphorous load