

水体沉积物磷释放及控制

董浩平 姚 琪

(河海大学环境科学与工程学院 江苏 南京 210098)

摘要 分类介绍了影响水体沉积物磷释放的各种因素 , 其中主要分析了温度、pH 值、溶解氧、沉积物磷形态、水体扰动的影响 , 认为影响释放的主导因素因地而异。评述了目前较多采用的控制磷释放的措施 , 包括自然净化、原位固定、底泥疏浚、生态修复、稀释冲刷等 , 着重分析了前四者的优缺点 , 认为目前综合利用这些控制技术会取得较好效果 , 提出最终要以生态学方法来控制磷释放和解决富营养化问题。

关键词 沉积物 磷 释放 控制 生态

中图分类号 : X131.2 文献标识码 : A 文章编号 : 1004-693X(2004)06-0020-04

沉积物是湖泊营养盐的重要富集库。点源污染的污水排放、非点源污染的地表径流注入以及湖泊水生生物死亡后堆积 , 会使湖泊沉积物中的磷逐步富集形成湖泊的内负荷^[1]。自富营养化问题出现以来 , 人们更加关注沉积物磷的释放 , 内源磷污染负荷逐渐与外源磷输入相提并论 , 认为它们共同驱动湖泊的富营养化过程。如杭州西湖 1988 年 7 月至次年 6 月间 , 沉积物释放的磷占外源磷输入负荷的 41.5%^[2] , 由于内源负荷磷的影响 , 西湖引水效果在停机 10d 后即消失^[3]。虽然影响藻类暴发的机理比较复杂 , 但磷仍被认为是水体浮游藻类的限制性营养元素 , 其水体含量与湖泊的营养程度密切相关。因此 , 了解沉积物中磷的释放规律和控制方法 , 对湖泊营养状况的研究和控制是非常重要的^[4]。

1 环境对沉积物磷释放的影响

磷的行为十分复杂 , 不少学者早就利用放射性磷进行跟踪研究^[5] , 柱状原样室内模拟实验法^[4,6,7] 则使用较多 , 还有原位围隔模拟实验法^[2] 及全湖磷平衡估测法^[8] 等 , 但均有其局限性^[9]。一般情况下 , 磷释放首先进入沉积物的间隙水中(这一步骤通常被认为是营养物释放速率的决定步骤) , 然后扩散到水土界面 , 进而向上覆水混合扩散 , 成为湖泊磷负荷的一部分^[10]。也有人认为沉积物间隙水中的溶解态磷向湖水中的扩散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。在底层湖水比较稳定、沉积物表层为有机碎屑层的情况下 , 有机碎屑层由于分解释磷形成的高浓度磷可以阻止沉积物

的磷释放^[9,11]。所以目前国内许多的磷释放实验研究往往只是给出各环境因子对磷释放的定性描述。

1.1 温度对于磷释放的影响

随环境温度的升高 , 沉积物中的微生物活性增强 , 底栖生物活动也开始加强 , 提高了生物扰动作用和沉积物有机物的矿化速率 , 促使有机磷向无机态转化 , 将不溶性磷化合物转化为可溶性磷^[6,12] , 从而促进沉积物中内源磷的释放。此外 , 随微生物活动的增加 , 间隙水耗氧速率加快 , 水体中的溶解氧减少 , 使水体环境由氧化状态向还原状态转化 , 有利于 Fe^{3+} 的还原 , 加速沉积物中铁结合态磷的释放 , 沉积物释磷量逐渐增加 , 并提前达到最大释放量^[2,6,13]。

1.2 pH 值对于磷释放的影响

水体中 pH 值会影响磷的赋存形态。水体呈中性时磷释放最小 , 偏酸性时 , 磷主要以 $H_2PO_4^-$ 形态存在 , 镁盐、硅酸盐、铝硅酸盐以及氢氧化铁胶体都参与对磷的吸附 , 此时沉积物吸附作用较大 , 也不利于沉积物内源磷的释放 ; 水体偏碱性时 , 则以 HPO_4^{2-} 的形态存在 , 随 pH 值增大 , 磷酸根离子从沉积物中解吸速率增长较快 , 使更多内源磷释放到上覆水体中^[14]。

1.3 溶解氧对于磷释放的影响

一般认为在厌氧状态下 , 沉积物更易向水体释放磷^[15]。当水体中有足够溶解氧时 , 湖水—沉积物界面处于氧化状态 , Fe^{3+} 与磷结合 , 以磷酸铁的形式沉积到沉积物中 ; 当水体溶解氧下降 , 出现厌氧状态时 , 此时水—土界面氧化还原电位较低 , Fe^{3+} 被还原成 Fe^{2+} , 胶体状的氢氧化铁变成可溶性的氢氧化亚铁 ,

使磷酸根脱离底泥进入间隙水,进而向上覆水扩散。

也有学者认为,沉积物富含有机物时,好氧条件可能比厌氧条件更有利于沉积物内源磷的释放^[16]。有些市区河段有机污染比较严重,在好氧条件下,有机物的矿化速率远比在厌氧条件下快,因而在快速矿化释磷的作用下,造成沉积物内源磷的大量释放。

1.4 水体扰动对于磷释放的影响

水体扰动有自然因素(如风浪、生物扰动等)引起,也有人为了因素(如底泥疏浚、水面航运等)引起。水体扰动会引起表层沉积物再悬浮,同时也加速了沉积物间隙水中磷的扩散,导致间隙水中高浓度磷释放到上覆水体中,有时会成为一些水体沉积物磷释放的主要动力。而水动力条件对磷释放的影响仅是有限的短期效应,当沉积物受扰动向水体释放磷达到一定程度后,可能进入一种磷释放“枯竭”状态,此时沉积物和悬浮物与水体之间的磷达到了一种动态平衡^[17]。扰动增加了系统内的溶解氧,但也促进了泥水之间的混合与交换,而此时混合交换作用对沉积物释磷的影响要比溶解氧的影响更显著。

1.5 沉积物磷形态对于磷释放的影响

磷的形态分类根据研究需要可能略有不同,但大致将沉积物磷分为:可溶性磷(DP),铝结合磷(Al-P),铁结合磷(Fe-P),钙结合磷(Ca-P),闭蓄态磷(O-P),有机磷(OP),碎屑态磷(De-P)。铁磷、铝磷在pH值高时易溶出;钙磷在酸性条件下更容易释放,但一般情况下,钙磷和闭蓄态磷都很难释出^[18]。沉积物中除可溶性磷、铁结合磷对沉积物释磷有较大影响外,有机态磷在沉积物的释磷中也起重要作用,有机态磷在水中溶解态磷酸酶的催化作用下可转化为可溶性磷酸盐。

影响沉积物磷释放的因素很多,除温度、pH值、溶解氧、沉积物磷形态、水体扰动之外,还有湖泊水化学组成^[19]、藻类^[20]、有机质含量及类型^[21]甚至盐度^[22]等。有些学者认为温度和扰动的影响相对小一些,pH值的改变及溶解氧的变化对沉积物释磷的影响相对大些^[23],有些则认为扰动起着最主要的作用,并以夏季藻类生物量居高不下作为佐证^[18]。但能达成一致的是,磷的释放同时受多种因素的影响,释放量的变化取决于它们综合作用的结果。

沉积物磷的释放潜力并不完全由磷的总量决定。有研究表明,有机污染较重河段的沉积物(如鱼塘底泥)磷释放能力显著高于总磷含量较高但以重金属污染为主的河段的沉积物,但其负荷却并非最高,这可能与含大量易降解有机质有关^[7]。对我国部分湖泊(表1)沉积物中磷含量和水柱中磷含量、磷负荷进行的相关分析, $r = 0.422$ ($n = 11$, $p <$

0.05),也说明不同地理环境的湖泊磷释放的决定因素也是各异的。

表1 湖泊底泥、水柱中TP质量浓度及P负荷^[24]

湖泊名称	面积 /km ²	平均水深 /m	TP质量浓度/(mg·L ⁻¹)		P负荷 (g·m ⁻² ·a ⁻¹)
			底泥	水柱	
武汉东湖	32.0	1.9	1.50	0.110	2.97
江苏太湖	2427.8	2.0	1.21	0.052	0.64
安徽巢湖	753.0	3.0	0.52	0.105	1.39
杭州西湖	6.0	7.2	1.22	0.169	5.10
云南滇池	297.8	4.2	1.28	0.120	0.84
南京玄武湖	3.7	1.6	1.58	0.515	10.62

2 沉积物磷释放的控制

磷的点源释放可通过清洁生产以及截污、污水改道、污水除磷等削减;非点源释放可以通过禁磷、平衡施肥、优化耕作制度、养殖场畜禽粪便的多途径利用等措施减少产生量,而充分利用湿地系统、湖滨带的植物吸收、渗滤介质吸附、化学沉淀、络合和微生物的作用^[25]来实现入湖径流的磷拦截也是比较有效的。

外源磷的长期输入和水生生物残渣的沉积,使河流、湖泊等水体的沉积物形成一个磷库,在为水生生物提供丰富食物来源的同时,还可能大量释放到水体中,造成水体富营养化,引起水生生态系统的退化。研究表明,当水体养分的外源得到有效控制后,沉积物养分的季节性再悬浮仍能使水体的富营养化持续数十年^[26]。因此,改善地表水体的水质,必须对沉积物的污染释放进行有效的控制。

2.1 自然净化

沉积物的污染治理一般费用昂贵,而且有时并不必要。中度污染区的外源输入在得到有效控制后,利用水体—沉积物系统本身的挥发、稀释、化学反应、生物作用等自然过程将污染物降低到可以忍受的浓度。有些水域纯粹依赖自然净化会有一定的局限性,还可在利用一些工程措施控制其主要生态风险因子的同时,最大程度地利用自然净化过程。

2.2 原位固定技术

2.2.1 原位覆盖

原位覆盖是将一层清洁物质覆盖到污染的沉积物表面,从而有效地限制其对上覆水体的影响。覆盖材料可以是清洁沉积物、沙、砾石、薄膜,中间还可以混有单层或多种土工材料。原位覆盖可以将污染沉积物与底栖生物物理性地分开,防止沉积物迁移或再悬浮;同时降低污染物向水中的扩散通量^[3]。目前覆盖法已经在河道、近海、河口等地有成功使用,如日本 Kihama 湖、美国 Eagle 港、挪威 Eitheim 湾等,国内尚未见应用报道。其不足是降低了水深,对

底栖生态系统具有破坏性,在浮泥较多的水域不太适用,而寻找便宜清洁的沙土来源也不容易。

2.2.2 絮凝沉降和钝化

Ripl 将铁或硝酸盐注入沉积物中,有效地降低了磷的活性^[27];用沉药箱和恰当的试剂也可以进行沉积物的原位固定,比如投放铁盐、铝盐、石灰等到水体中,会形成一层新的活性层覆盖在污染沉积物表面,这些化学物质很容易与沉积物中释放出来的磷形成沉淀,阻止了磷向水体中的扩散^[28]。一些模拟实验(图1)和应用也证实了此法的有效性^[7]。这种方法的最大缺陷是对水生生态系统存在潜在的威胁。石灰可以增大水中氨的毒性,而铁和铝盐则可以破坏鱼鳃的正常功能。

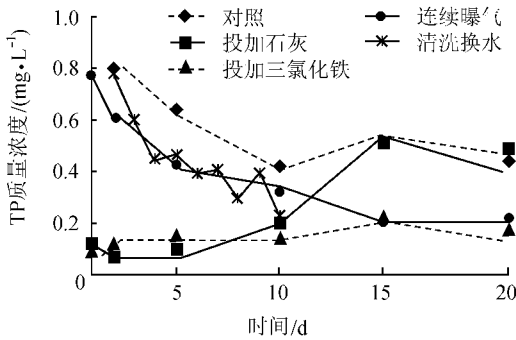


图1 不同措施下 TP 质量浓度的变化

原位固定技术往往更关注水体中沉积物的再悬浮,内源磷释放潜力并没有从根本上消除,一旦环境条件变化,磷依然会释放出来。

2.3 底泥疏浚

原位固定只是限制释放的临时措施,疏浚处理则似乎是一项更有效而彻底的方法,可以永久消除沉积物对水质的影响,短期水质改善效果明显,国内外应用较多。然而对于疏浚还有很大争议,疏浚留下的沉积物残体很容易发生扩散,再次污染表层沉积物,同时疏浚消除了沉积物间隙水自深层向表层的活性磷浓度梯度,以及不同层沉积物胶体在释放磷的能力之间的差异,在疏浚后可能会产生爆发性的磷释放。而且疏浚治理费用相当高,疏浚程度不够、操作不当结果可能会适得其反。濮培民等对国内外一些环境疏浚工程效果的分析也证实了这一点^[29]。所以要加强环保疏浚技术研究,对疏浚的效益和必要性还需要充分研究论证。

2.4 生态修复

水生态治理是一个系统工程,可综合运用上述方法来达到恢复水体水质的目的。如日本的 Biwa 湖采取先疏浚后覆盖来限制沉积物中磷的释放;在运河(杭州段)的污染治理中,采用了部分河段底泥疏浚的方法来降低底泥污染释放的强度,还通过污

染源控制、上游引水等手段来强化水体的自净能力,取得了较为满意的效果。

用长远的眼光看,较理想的方法是采取措施强化并逐步恢复水体的自然净化能力,改善生态结构,其中恢复水生高等植物种群是生态修复的关键,如何使水体从藻型富营养化向草型转化也是研究的热点。高等水生植物能在沉积物上形成有效的保护层,防止沉积物的再悬浮和污染物的溶解扩散,但在国内目前受水体污染胁迫压力普遍较大的情况下,水生植物的修复难度较大,李文朝等^[9]一些学者已经在这方面作出了有益探索。在高强度治污基础上,综合运用各种物理、生物、环境工程措施,目前在局部已经取得了一些成果,但似乎还没有通用的长期有效的方法。只有用系统论的眼光来看待磷释放问题,才能尽量避免工程措施的副作用,使生态系统重新健康发展。

3 结语

沉积物磷释放是一个受多种因素综合作用的复杂过程。磷是水体富营养化的主要限制性因子,在对外源性磷污染采取截污、污水改道、污水除磷,对内源性磷污染采取清淤挖泥、营养盐钝化、底层曝气、稀释冲刷、沉积物原位覆盖及絮凝沉降等一系列措施后^[30],不难发现,控制磷释放乃至消除富营养化是一个生态问题,而生态问题只有用生态学方法解决。因地制宜,将生态工程与环境工程、生物工程相结合,修复受损生态系统,提高水体自净能力,才能最终改善水体环境质量,建立健康的生态系统。

参考文献:

- [1] Hooda P S, Rendell A R, Edwards A C, et al. Relating soil phosphorus indices to potential phosphorus release to water[J]. Environ Qual, 2000, 29: 1166 ~ 1171.
- [2] 韩伟明. 底泥释磷及其对杭州西湖富营养化的影响[J]. 湖泊科学, 1993, 5(1): 71 ~ 77.
- [3] 朱广伟, 陈英旭, 田光明. 水体沉积物的污染控制技术研究进展[J]. 农业环境保护, 2002, 21(4): 378 ~ 380.
- [4] 汪家权, 孙亚敏, 钱家忠, 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.
- [5] Rigler F H. A tracer study of the phosphorus cycles in lake water[J]. Ecology, 1956, 37: 550 ~ 562.
- [6] 尹大强, 覃秋荣, 阎航. 环境因子对五里湖沉积物磷释放的影响[J]. 湖泊科学, 1994, 6(3): 240 ~ 244.
- [7] 朱广伟, 陈英旭, 周根娣, 等. 运河(杭州段)沉积物磷释放的模拟试验[J]. 湖泊科学, 2002, 14(4): 343 ~ 349.
- [8] Kelderman P. Phosphate budget and sediment-water exchange in Lake Grevelingen[J]. Netherlands Journal of Sea Research,

1980, 14(3/4) 229 ~ 230.

- [9]李文朝,尹澄清,陈开宁,等.关于湖泊沉积物磷释放及其测定方法的综述[J].湖泊科学,1999,11(4) 296 ~ 303.
- [10]Lerman A. Migrational processes and chemical reactions in interstitial water[A]. In :Goldberg. The Sea[C]. NewYork : Wiley Interscience ,1997. 695 ~ 738.
- [11] Reynolds S. Phosphorus and the eutrophication of lakes :A personal view[A]. Phosphorous in the environment-its chemistry and biochemistry[C]. Amsterdam :Elsevier ,1978. 201 ~ 215.
- [12] Eckert W , Nishri A , Parparova R. Factors regulating the flux of phosphate at the sediment-water interface of a subtropical calcareous lake : A simulation study with intact sediment cores [J]. Water Air & Soil Pollution ,1997 ,99 :401 ~ 409.
- [13]侯立军,刘敏,许世远.环境因素对苏州河市区段底泥内源磷释放的影响[J].上海环境科学,2003,22(4) :258 ~ 260.
- [14] Istvanovics V. Seasonal variation of phosphorous release from the sediments of shallow lake[J]. Water Research ,1988 ,22 (12) :1473 ~ 1481.
- [15] Gomez E ,Durillon C. Phosphate adsorption and release from sediments of brackish lagoons :pH ,O₂ and loading influence [J]. Water Research ,1999 ,33(10) 2437 ~ 2447.
- [16] Gale P M ,Reddy K R ,Graetz D A. Mineralization of sediment organic matter under anoxic condition[J]. Environ Qual , 1992 ,21 :394 ~ 400.
- [17]张路,范成新,秦伯强,等.模拟扰动条件下太湖表层沉积物磷行为的研究[J].湖泊科学,2001,13(1) 36 ~ 42.
- [18]傅庆红,蒋新.湖泊沉积物中磷的形态分析及其释放研究[J].四川环境,1994,13(4) 21 ~ 24.
- [19] Jensen H S ,Anderson F. Importance of temperature ,nitrate , and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow ,eutrophic lakes[J]. Limnology and Oceanography ,

1992 ,37(3) 577 ~ 589.

- [20] Tuominen L. Increased bioavailability of sediment phosphorus due to silicate enrichment[J]. Water Research ,1998 ,32(7) : 2001 ~ 2008.
- [21] D 'Angelo E M ,Reddy K R. Diagenesis of organic matter in a wetland receiving hypereutrophic lake water : I . Distribution of dissolved nutrients in the soil and water column[J]. Environ Qual ,1994 ,23(5) 928 ~ 936.
- [22]王汉奎,董俊德.三亚湾沉积物中磷释放的初步研究[J].热带海洋学报,2003,22(3) 2 ~ 8.
- [23]隋少峰,罗启芳.武汉东湖底泥释磷特点[J].环境科学,2001,22(1) :102 ~ 105.
- [24]谢丽强,谢平,唐汇娟.武汉东湖不同湖区底泥总磷含量及变化的研究[J].水生生物学报,2001,25(4) 305 ~ 310.
- [25] Reddy K R ,Angelo E M D. Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands[J]. Water Science Technology ,1997 ,35(5) 1 ~ 10.
- [26] Sas H. Lake restoration by reduction of nutrient loading : expectations ,experiences and extrapolations[M]. St. Augustin ,Germany :Acedemia Verlag ,1989. 13 ~ 25.
- [27] Rippl W. Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate :A new restoration method[J]. Ambio ,1976 ,5 :132 ~ 135.
- [28] Murpy T P ,Hall K G ,Norteote T O. Lime treatment of a hard-water lake to reduce eutropication[J]. Lake and Reservoir Management ,1998 ,4(2) 51 ~ 62.
- [29]濮培民,王国祥,胡春华,等.底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗?[J].湖泊科学,2000,12(3) 269 ~ 279.
- [30]王国祥,成小英,濮培民.湖泊藻型富营养化控制——技术、理论及应用[J].湖泊科学,2002,14(3) :273 ~ 282.

(收稿日期 2004-03-20 编辑 舒建)

张光斗院士给编辑部的一封信

《水资源保护》编辑部：

你们好！我国水多、水少、水脏，是水资源的三大问题，所以水资源保护，保证水质，是十分重要的。贵刊重点刊登的专题：水功能区划及水源地保护；水资源优化配置；水资源开源节流；生态系统的保护和修复；地下水资源；水资源保护管理与经济社会发展互动指标体系研究等。而水污染处理是国家环境保护部门的任务，要环保部门控制排污量，进行污水处理，才能保护水资源。单靠水利部门是不够的。建议贵刊与环保部门协作。

是否有当，请指正。此致

敬礼！

张光斗

2004年9月10日