

# 底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗?

濮培民 王国祥 胡春华 胡维平 范成新

(中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

**提 要** 世界上许多湖泊面临着严峻的富营养化问题. 富营养化湖泊底泥中的营养盐比水体中要丰富得多, 因此, 人们常把疏浚底泥作为治理富营养化湖泊的一种重要措施. 它需要巨大的资金投入, 但尚未见在中等以上湖泊中通过疏浚底泥控制湖泊富营养化的明显实例. 分析表明, 疏浚底泥作为水利工程和航道工程措施有重要效用, 其改善水质效果与疏浚方法有关. 适当的疏浚可在短期内改善水质, 但从月和季以上长时段看, 疏浚底泥不是控制湖泊富营养化的充要条件. 而减少外污染源、改善生态结构才是控制湖泊富营养化的关键途径. 同时, 应注意疏浚作为环境工程的投入产出比及其可能对生态修复的负面影响.

**关键词** 湖泊富营养化 控制 疏浚底泥 生态工程

**分类号** P343.3

以湖泊富营养化及生态系统退化为主要特征的水质恶化已成为许多国家和地区经济持续发展的制约因素. 在这方面, 各国尽管已经采取了一些措施, 但湖泊水质恶化的趋势仍然难以遏止. 湖泊外源污染的控制及治理极为重要, 从一开始就引起了人们的重视, 并取得了一定的实效. 而在内污染源的控制方面, 则明显受人类认识湖泊富营养化机制水平的限制. 由于富营养化湖泊底泥中的营养盐比水体中要丰富得多, 由此人们往往直观地认为, 疏浚上层富含营养盐的底泥可以削减内污染源, 并把疏浚底泥作为治理富营养化湖泊的一种重要措施. 迄今为止, 尚未见在中等以上湖泊中通过疏浚底泥控制湖泊富营养化的明显实例. 本文拟就底泥疏浚对湖泊富营养化的影响作一些基本分析.

## 1 底泥与营养盐的释放

### 1.1 湖底是污染源还是污染汇?

湖泊本身有很强的自净作用. 流域上的侵蚀、溶解的大量物质由河流及大气沉降携带进入湖泊后, 通过物理、化学、生物和沉积过程, 沉降于湖底, 转化为生物资源, 或释放到大气, 或输出湖泊. 人类活动加剧了污染物向湖泊的输送. 以滇池草海为例, 其库容约为  $1.7 \times 10^8 \text{m}^3$ , 年蒸发量约为  $1500 \text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$ , 据测定<sup>①</sup>, 1995—1996年间进入草海的 TP, TN 和 COD 约有 90% 以上储存于湖底(少量进入大气), 真正进入水体的微乎其微(表 1). 这里可明显看到草海对水质的巨大净化作用, 有大量污染物进入湖底. 进而表明目前草海湖底不是污染源, 而是汇, 是污染物堆积库. 在这种情况下, 特别当输入水质尚未明显改善情况时, 倘若进行疏浚底泥后, 湖底

• 中国国家科委和欧盟科技部资助项目(C11\*-CT93-0094(DG12HSMU)).  
收稿日期: 1999-09-10; 收到修改稿日期: 2000-02-24. 濮培民, 男, 1936年生, 研究员.  
①昆明市环境监测中心站, 昆明市环境科学研究所, 滇池污染基本状况, 1997.

很快会被新的富营养沉积层覆盖。

通常说的内污染源——底泥释放是指水溶液的物理交换作用。液态营养盐通量一般是向

表 1 滇池草海 1995—1996 年

TP, TN 和 COD 平衡(单位:  $t \cdot a^{-1}$ )

Tab. 1 Estimates on the TP, TN and COD in Caohai, Dianchi Lake

项目	TP	TN	COD
输入草海	282	3012	16111
入外海	31.1	241.6	536.8
入水体	0.3	8.5	34.0
入底泥及大气	250.6	2761.9	15540.2

上的,其强度与水体内近湖底的交换系数成正比。但用这种数据来评价底泥的内污染源作用不太确切,原因有四:1)它往往是短期内的平均值,不是长期平均;2)没有考虑生物残体参与的固体通量;3)没有考虑新鲜碎屑及细颗粒再悬浮云团的释放作用;4)忽略了生态系统内如高等植物对藻类的遏止作用等,且当湖底有沉水植被时,近湖底交换系数减弱,底泥的释放量可大为减弱。

除液态营养盐通量外,水土界面上还存在固态物质(包括泥沙、矿物质、生物残体碎屑、固体排泄物等)的交换:沉降与再悬浮。在湖泊中,固态营养盐通量是向下的。由于湖泊的自然演变趋势及湖泊的自净作用,一般情况下液态和固体通量的总和也是向下的。

### 1.2 底泥营养盐的释放活动

底泥中营养盐的分布是多变的,在富营养化发展的湖泊(湖区),表层底泥的营养盐通常高于下层。在这种情况下,表层底泥间隙水中的营养盐浓度通常不但比上层湖水中的浓度高,而且往往比下层间隙水高。因此表层底泥中的营养盐也会向下层底泥释放转移<sup>[1]</sup>。这种过程决定于多种因素。在太湖这类大型浅水湖泊内,风浪很大,水土界面上动力交换强烈。据测定,日平均风速  $10m \cdot s^{-1}$  作用下,可沉降  $1cm$  泥沙<sup>[2]</sup>。包括底泥的再悬浮在内的表层活动层一般为几厘米。深部底泥对湖泊上层水的营养盐释放作用是间接的,它受表层底泥的阻隔。底泥疏浚后,深部底泥暴露到表层,在新的营养盐作用下,又会形成新的表面活动层。因此,从理论上讲,利用底泥疏浚来控制富营养化,依据不足。

諏访湖是日本著名湖泊,水面积  $13.3km^2$ ,平均水深  $4.1m$ ,最大水深  $8.5m$ 。自 1979 年开始进行疏浚,目前仍然处 富营养化状态。1979 年疏浚后与 1993 年调查发现,底泥 TP 含量的变化由于外污染源的减少,湖底 TP 减少。疏浚区在疏浚初期 TP 降低,但 1993 年表层 TP 反而比未疏浚区略高<sup>[3]</sup>(图 1)。由此可见外污染源控制的关键作用,从长期效果看,底泥疏浚与否,对底泥中 TP 含量的分布及其向水体的释放量不起重要作用。

### 1.3 新鲜有机质云团在营养盐释放中的作用

1996 年 7—9 月,在太湖北端重污染水体——五里湖水体测定沉降通量,发现沉降通量随着时间的增加而单调递减<sup>[3]</sup>。通过分析,确定该湖区沉降通量为  $405g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ ,其中有机质沉降通量占  $3/4$ 。计算结果表明,80%的有机质可在 1 个月内被分解。很多重富营养化湖泊,当悬浮物含大量死亡的藻类时,会出现透明度低而叶绿素并不高的现象;藻类死亡后沉降成为底泥并很快分解,其分解物迅速返回水体,又被藻类再次吸收利用,导致湖泊长期处于恶性循环状态。

由新鲜细颗粒有机碎屑、细菌、藻类和矿物质等极细颗粒组成的胶粘状云团(简称“云团”)的比重略大于 1,在风力作用下很容易再悬浮,并长期滞留在水体中,参与水中固体物通量的上下交换。这种云团中的有机质含量与尺度较大的悬移质有量级上的明显差异并具有分形特

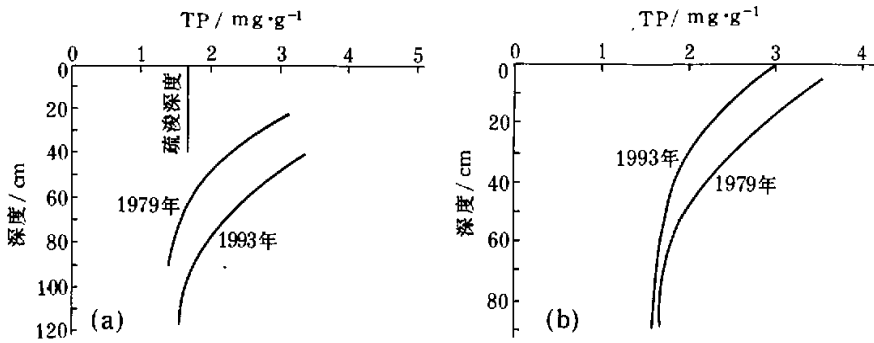


图1 日本諏訪湖疏浚区(左)与未疏浚区(右)调查底泥磷含量的变化<sup>[2]</sup>

Fig. 1 Changes of TP in sediment before dredging (in 1979) and in 1993 at site with (left) and without (right) in Lake Suwa, Japan

征<sup>[4]</sup>。水土界面存在的“云团”可长期滞留在水体中,其影响远大于底泥。从沉降速率来看,直径为4,2,1  $\mu\text{m}$ 的颗粒每天的沉降速率分别为1.2,0.3和0.09m<sup>[5]</sup>。浅水湖泊中,在风力作用下“云团”会经常滞留在水中,使湖水透明度降低到20—40cm。因此,透明度高低常用来作为湖泊富营养化程度的指标。通常的底泥疏浚难以去除这些“云团”,即使用专用设备吸掉后,未疏浚处的“云团”也很容易重新移动到已疏浚处。生态系统未改善前,这些云团可迅速再生。

与此不同,在太湖五里湖的物理生态工程(PEEN)实验区内,通过一系列物理生态工程措施,同样自然条件和取样方法下沉降量只是工程外原水的1/14。实验区内水质清澈,透明度(100cm左右)是实验区外(30cm左右)的3倍。沉水植物等水生植被可以遏止藻类的生长和底泥营养盐向水中的再释放,这是底泥疏浚无法取代的。

水体中有机物通量向下的一个证据可从湖泊悬移质有机物含量浓度远高于底泥的事实中看到。例如,云南洱海悬浮物平均有机质含量为65.9%,表层悬浮物为61.8%,表层沉积物为9.7%,至表层以下2cm处为5.2%。太湖也有类似情况(表2)<sup>[4]</sup>。

表2 太湖冬、夏季节悬浮物与沉积物有机物含量(%)

Tab. 2 TOC content of SS and sediments in Taihu Lake in winter and summer (%)

季节	表层悬浮物	中层悬浮物	底层悬浮物	表层沉积物	沉积表层2cm以下
冬季	27.3	26.1	27.8	4.5	4.2
夏季	69.1	48.4	28.9	7.2	4.4

## 2 水土界面上营养盐液态通量与时段的关系

通常的底泥营养盐液态通量释放实验周期只有3—5d,进而计算底泥的平均释放量。事实上,这仅仅反映了短期的理化释放量。更长的实验<sup>[6]</sup>和加上自然细菌作用<sup>①</sup>的实验表明(图

① 吴根福,微生物及环境因子在西湖水域氮磷转换中的作用,1996

2), 由于水体的自净作用, 水柱中的营养盐浓度随后将下降. 由此可见, 从短期(数天)试验结果来看, 底泥向水体释放营养盐, 但从较长(一个月左右)时段来看, 底泥又可以吸收水体中的营养盐. 在无外污染源输入情况下, 最终在水土界面上达到某种平衡.

西湖湖泥及上覆水营养盐较长时段释放实验表明, 在微生物作用下, 除  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  有缓慢增加外,  $\text{TP}$ ,  $\text{TN}$ ,  $\text{NH}_3 - \text{N}$ ,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  在 20-30d 后平均下降(图 2). 这与太湖五里湖观测到藻类碎屑在湖底经 30d 后约有 80% 被分解的结论吻合.

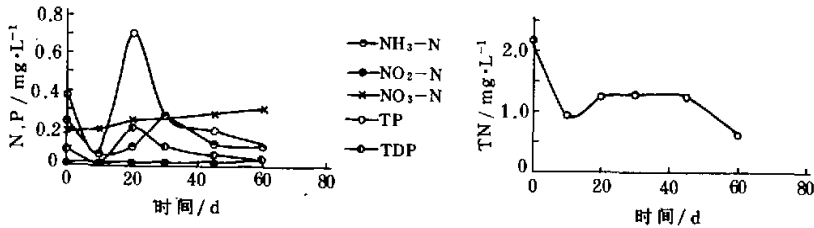


图 2 西湖湖底泥 N、P 释放实验 ( $t=30\text{C}$ ,  $\text{pH}=8$ , 有微生物作用)  
Fig. 2 N, P release from sediment of West Lake, Hangzhou

### 3 底泥疏浚深度及时效对营养盐释放的影响

底泥对营养盐的释放与温度, pH, Eh, 细菌, 溶解氧等诸多因素有关. 在 20cm 以下的底泥基本上不直接参与营养盐对水体的释放. 但一旦将上层底泥疏浚后, 下层底泥会暴露成为表层底泥. 此时, 疏浚并不能降低营养盐的释放量. 在日本霞浦湖, 尽管在疏浚后不久处与未疏浚处的底泥在同样条件下一般可减少氮、磷的释放, 但有实验表明, 疏浚深度为 30cm 时, 在好氧条件下, 其氮、磷释放量反而比未疏浚时大<sup>[7]</sup>(表 3). 换言之, 不是任意的疏浚深度以及任意时间内的疏浚都可减少营养盐释放量; 也即, 在营养盐释放量上, 并不是如一般想象的总是疏浚比不疏浚好.

表 3 日本霞浦湖疏浚对底泥释放  $\text{NH}_4 - \text{N}$ ,  $\text{PO}_4 - \text{P}$  影响<sup>[7]</sup> 单位:  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$   
Tab. 3 Nutrient release from the dredged and underdredged sludge

条 件		好 氧				
时 间		2月1日	2月10日	2月1日	2月10日	
$\text{PO}_4 - \text{P}$	实 测	未疏浚	—	0.226	—	1.327
		疏 浚	0.381	-0.002	0.757	-0.096
	模 拟	未疏浚	0.486	0.207	3.986	5.534
		疏 浚	—	0.247	—	0.016
$\text{NH}_4 - \text{N}$	实 测	未疏浚	—	41.20	—	31.03
		疏 浚	1.60	34.49	6.09	11.56
	模 拟	未疏浚	10.02	13.90	41.26	53.37
		疏 浚	—	102.3	—	24.74

南京玄武湖面积  $3.6\text{km}^2$ , 平均水深 1.2m. 在 1998 年初开始疏浚, 平均去除约 30cm 表层淤泥. 按测定的淤积速率  $0.3-0.7\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$  计算, 相当于已疏浚 40-100 年的淤积物. 西北湖区清淤在 1998 年 3 月 6 日结束. 分别在 1998 年 3 月 7 日(即疏浚后回放水后 1d)和 10 月 10

日,采集底泥柱状样进行底泥释放实验(图 3)。结果表明,清淤对释放  $\text{PO}_4\text{-P}$  的效果在最初(1d)是明显的,但 7 个月后则释放量已达到  $12\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ,超过原有约  $8\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  的水平<sup>[7]</sup>。由此可见,疏浚降低营养盐溶液向水体释放在疏浚后的短时段内有一定效果,但在数月后底泥释放量就会恢复甚至超过原来的水平,或达到与新的水质相平衡的释放量。

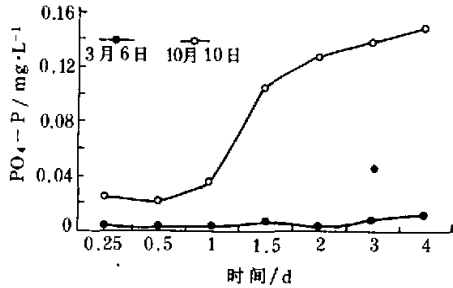


图 3 南京玄武湖全湖清淤后  $\text{PO}_4\text{-P}$  释放量实验结果比较

Fig. 3 Comparison of  $\text{PO}_4\text{-P}$  release from dredged bottom in Xuanwu Lake, Nanjing, for 1 day and 7 months after dredging

## 4 底泥疏浚对水质影响的实例

### 4.1 南京玄武湖

1998 年 1 月初起南京玄武湖进行清淤,沿湖污水输入停止,采取抽干后回水清淤的方法,平均清淤 30cm,西北湖于 1998 年 3 月 7 日完工放水;东南湖于 4 月底完工,1998 年 10 月下旬起抽用经沉淀后的长江水冲换,换水周期约 70d。由图 4 可见,清淤后半年内湖水透明度、COD 和 TP 基本不变, TN 略有改善。10—11 月后水质有所改善,说明主要是换经沉淀后的长江水的结果。玄武湖的例子说明,即使截污后比较彻底的清淤,对于水质的改善也并不明显,透明度仍然只有 20cm,离控制富营养化相差很远。即使定期引经沉淀后的长江水来玄武湖,情况有所好转,但透明度仍然仅 35cm 左右。

### 4.2 荷兰 Geerplas 湖和 Nieuwkoop 湖

疏浚对水质影响还可从荷兰“绿色心脏”地区 Geerplas 湖和 Nieuwkoop 湖的对比中看出<sup>[8]</sup>。Geerplas 湖除了将外污染源输入 P 负荷从  $0.38\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  减少到  $0.13\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  外,还进行了底泥疏浚。Nieuwkoop 湖则未疏浚,只是将外污染源 P 负荷由  $0.92\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  减少到  $0.22\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。结果均导致了湖泊水体内磷的削减,二者效果基本相同<sup>[8]</sup>(图 5)。

## 5 从藻类循环和磷循环看疏浚控制湖泊富营养化的可能性

以草海为例来讨论藻型富营养化湖泊中藻类和磷的循环。藻类干物质体内的 TP 含量为 1.4%—2.6%<sup>[9]</sup>。藻类的湿/干物质比约为 7—10。因此,藻类及其残体的磷含量与底泥表层的 TP 浓度相当。从另一角度来看,当水体叶绿素超过  $400\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  时,如藻类浓度达  $10^8\text{ind} \cdot \text{L}^{-1}$  (约生物量  $5\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ),即使藻类体内所含的磷全部释放到水中,相当于 TP 浓度  $2\text{—}4\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ,仅为目前草海 TP 浓度 1/150—1/300。考虑到参与生命过程的活性磷酸盐约占 TP 的

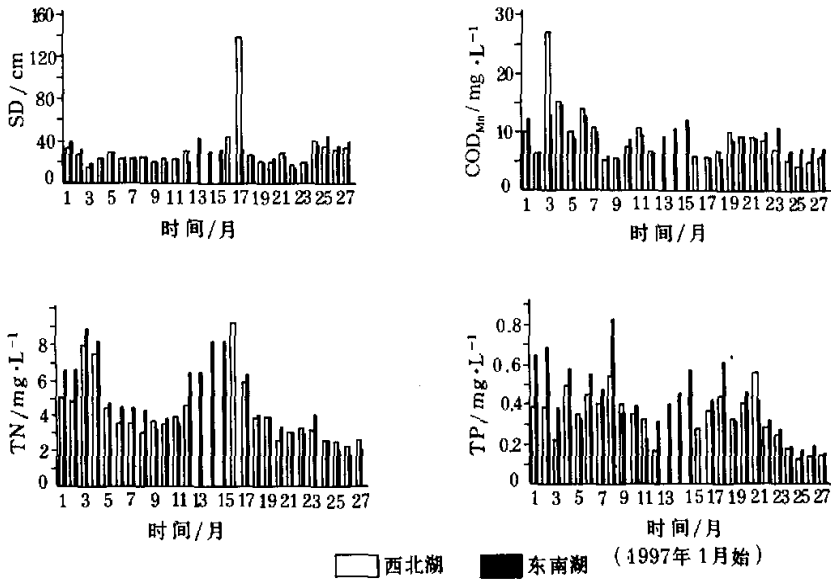


图 4 南京玄武湖清淤前后透明度 SD, COD, TN, TP 变化

Fig. 4 Changes of SD, COD, TN and TP in Xuanwu Lake, Nanjing before/after dredging

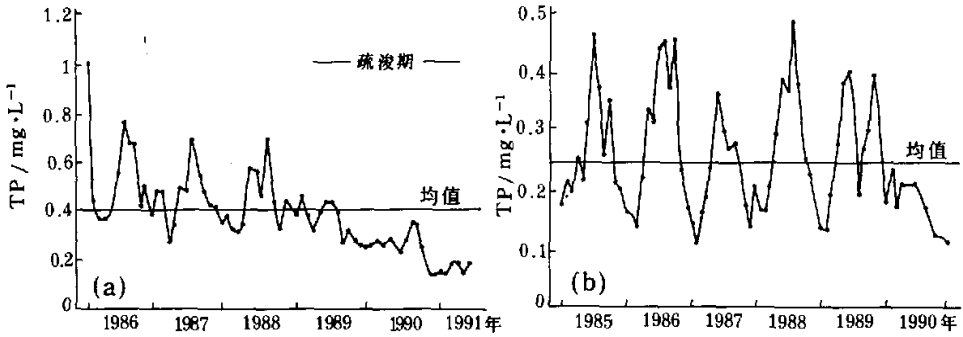


图 5 荷兰“绿色心脏”地区 Geerplas 湖(a)与 Nieuwkoop 湖(b)在减少外污染源后效果的比较

Fig. 5 Comparison between the effects with and without dredging on concentration of phosphorus in L. Geerplas (a) and L. Nieuwkoop(b), the Netherlands

30%左右,藻类在风动力作用下可富集等特点,即使将现有草海的 TP 减少数倍,要遏制藻类水华仍然很困难.滇池外海的营养盐水平比草海低得多,但水华仍然比较严重,就是印证.

经浮游动物对藻类的噬食以及湖中食物链网的逐级转换和富集,氮磷等营养盐进一步浓缩富集.富营养化湖泊的优势种群蓝绿藻在上层水中生长,生物碎屑则沉积于湖底与泥沙和矿物质结合在一起,形成新的底泥覆盖层.其 TP 含量约 0.3%,其间隙水 TP 浓度约为 1mg·

$L^{-1}$ , 上层湖水中的 TP 浓度约为  $0.6mg \cdot L^{-1}$ . 当底泥附近的 TP 浓度高于上层湖水时, 由于动力扩散, 湖底附近的水溶 TP 通量向上. 这种过程可以从日本諏访湖(L. Suwa)的观测资料中得到印证<sup>[11]</sup>. 该湖水溶有机氮的三种形态  $NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N$  的浓度在下层 6m 水深处, 比表层要高. 相反, 悬浮有机氮的浓度则上层比下层大, 说明藻类浓度上层大于下层. 悬浮有机氮与水溶无机氮的季节变化有反相的特点可以很好说明无机氮在光合作用下主要在上层合成成为藻类, 而藻类等生物碎屑主要在下层被细菌分解矿化为无机氮. 这种转化还可在各种氮形态的季节变化上看到<sup>[10]</sup>.

根据上述分析, 可将湖泊中总磷数量级及其在湖泊底泥、间隙水、悬移云团、上层水中的运移扩散和转移特点概括如图 6. 从图 6 可见, 导致透明度小于 50cm 的藻类浓度所需的水溶 TP 浓度约为  $0.05mg \cdot L^{-1}$ . 它比底泥间隙水和底泥中的 TP 要分别小 2 个和 6 个数量级. 疏浚可在短期内降低表层底泥中的 TP 约 1 个数量级, 但对间隙水的影响要小得多. 它对形成藻类所需的水溶 TP 的影响更小, 其长期(2-3 个月以上)效果更小. 间隙水中的 TP, 底泥中释放的 TP、特别是释放的活性磷盐主要决定于新鲜生物残体的矿化分解量以及胶状云团的悬浮再悬浮. 这些都是疏浚所无法解决的.

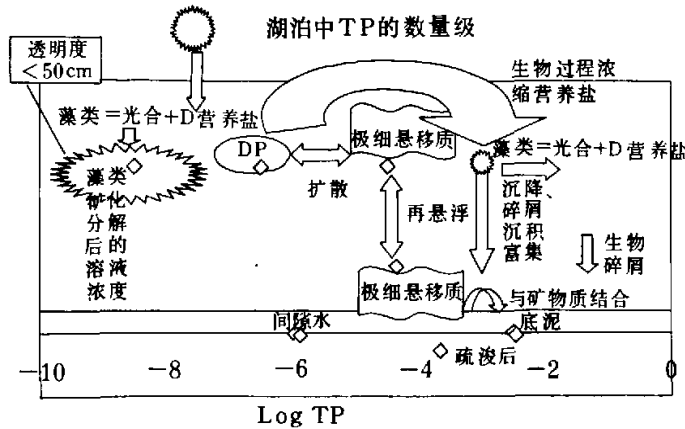


图 6 湖泊中总磷数量级及其在湖泊底泥、间隙水、悬移云团、上层水中的运移扩散和转移特点示意图(D 营养盐: 溶解的营养盐; DP: 可溶性磷)

Fig. 6 Sketch of the orders of TP in the sediments, pore water, suspended clouds and water body, and their transportation and transformation in lake

从系统论和控制论可知, 一个系统是由许多相互联系着的部件构成的. 两个部件之间的联系越紧密, 其相互干预、影响和控制的程度越高. 反之, 两个部件之间的联系越间接, 中间环节越多, 相互的可控制性就越小. 以 TP 含量为讨论, 底泥中为 0.3%, 比藻类体内的 TP 量折合的浓度大 6 个数量级. 这两个 TP 量之间有复杂的非线性联系. 疏浚底泥可能在短期内减少表层底泥的营养盐浓度、减少藻类种群和孢子现存量, 这在一定时段内和一定程度上可以影响藻类水华, 但它不是控制湖泊富营养化和藻类生长的关键因子.

根据上述水体和水土界面各种过程的讨论,可建立如下藻型湖泊中藻类和磷循环模式(图7):

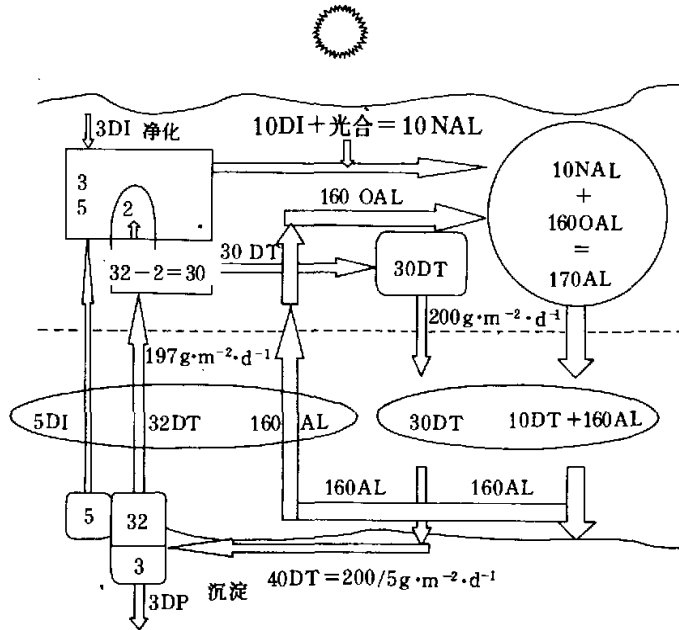


图7 富营养化湖泊藻类-磷循环示意图

AL,NAL,OAL 分别表示藻类活体、当日新生成藻类和原有藻类;  
DT,DP 分别为死亡藻类碎屑及其沉淀量;DI 为溶解的营养盐

Fig. 7 Sketch of the algae growth and phosphorus circulation in eutrophic lake

水体中层向下的有机物通量平均为  $200\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  (以下按 200 单位计)<sup>[3]</sup>. 其中 170 单位是藻类活体(其中 10 单位为当日新生成藻体,160 单位为原有藻体,其中随后有 10 单位在水体下层死亡,变为碎屑.这样向上的藻类通量为 160 单位),30 单位为碎屑,在近湖底共 40 单位碎屑中,32 单位碎屑参与向上有机物通量(回到上层,其中有 2 单位分解为可被藻类利用的溶解无机盐),3 单位沉在湖底,5 单位被分解为高浓度无机盐溶液并作为营养盐溶液通量输向上层.这样向上的营养盐通量为 160 单位藻类活体,32 单位死亡藻(碎屑),5 单位营养盐溶液通量,共计 197 单位通量.在太阳辐射作用下,在上层水体,藻类吸收 5(底部分解输送到上层)+2(碎屑在上层分解)+3(原有水溶无机营养盐—这部分被藻类吸收对水体有净化作用)=10 单位营养盐生成新鲜藻补充死亡的藻类.水土交换总通量为 3 单位向下通量,表现为水体的自净能力.在水体中藻类活体及其碎屑现存量较大,水体上下交换频繁,水体透明度低;藻类一部分新生、一部分死亡分解,少量沉积于湖底.通常,内污染源主要是新鲜碎屑分解的结果,主要发生在湖底,但整个水体中都存在.下层底泥的营养盐远低于表层活性云团.深疏浚不能改变上述藻类、营养盐循环过程,无法改变上述内污染源,因此无法控制湖泊富营养化.只有减少外污染源和改变水生态系统结构,才能把藻型湖泊修复为水质优良的草型湖泊.在这方



面,一般情况下,疏浚底泥并不是达到这一目的的充要条件.有时是必要的疏浚,也只能是修复水生态系统、改善水质的一种辅助和补充方法.

## 6 疏浚底泥的环境效果与疏浚方法有关,疏浚可能对生态修复产生负面影响

疏浚底泥作为一种水利和土木工程措施,可以改善航道,扩大储水量(但要注意,扩大死库容对防洪不起作用,若不改善水质也解决不了水质型缺水),去除(转移)重金属污染,并在一段时期内减少营养盐溶液释放,但它不是控制湖泊富营养化的充分和必要条件且其效果与疏浚方法有很大关系.底泥表层可分为三层:稀释层、流体层和压密层<sup>[6]</sup>.稀释层中的颗粒最细,有机质最多<sup>[5]</sup>可称为污染云团.应该疏浚的是上面两层.经过多次试验,荷兰设计了专门船只.疏浚深度可控制在1—100cm,并做了1m高的屏蔽.试验表明,1990年1—2月间1次持续4周的大风过程,在面积0.3km<sup>2</sup>,平均水深2.5m的Geerplas湖中50000m<sup>2</sup>保护区内外的沉积层差异达30cm<sup>[6]</sup>.由于底泥的上面两层都可再悬浮,如疏浚方法不当,已疏浚处很容易被未疏浚处的富营养流动性淤泥及污染云团覆盖,疏浚将难以达到预期控制内污染源的目的.

我国历史上的鬲河泥是能保护原有生态系统的方法.但值得注意的是大规模,全局性疏浚会破坏原有的生态系统.特别是疏浚过深将使生态修复更困难.在透明度一倍处沉水植物容易恢复.有的湖泊平均深挖1.5m,将若干湖区水深提高到3m以上(目前的透明度仅30cm左右)并不利于生态修复.需要巨大投入的疏浚工程处理不当还可能对生态环境产生负面影响,因此必须加强实验研究和科学决策,慎重考虑投入/效益比.

## 7 水质问题是生态问题,生态问题要用生态办法解决

要持续维持优良水质,必须有持续稳定的具有优良结构的水生态系统,否则优良水质是无法持久维持的.归根到底,建设和维持优良健康的水生态系统、建设湖泊及其周边自然资源保护区是获取优良水质的最根本措施,也是人们追求的目标.我国许多湖泊都有优良的历史景观.太湖流域的长荡湖,水面积近90km<sup>2</sup>,平均水深1.5m,输入的水质为Ⅳ—Ⅴ类,虽然入湖河口经常有死鱼虾蚌现象,但湖心区水质优良,长期维持在Ⅱ类水质,这主要归功于该湖内大量的沉水植被和良好的生态系统.东太湖也有类似景观.这种景观是滇池、草海、五里湖、西湖、玄武湖等的现已消失的历史景观,也是人们所向往的和正在努力恢复的景观.与流域削减污染源治理相结合,主要利用太阳能,采用物理生态工程(PEEN,局部湖区的截污+物理生态建设+人工管理和保护)和生物环保产业(BEEN)<sup>[12]</sup>,从局部到大范围中性地修复健康的水生态系统和历史景观,犹如在已荒漠化的水域中建设绿洲,星火燎原,是投入少、效益高、可操作,能实现社会、生态、环境、经济效益的途径.

## 8 结论

从湖泊自然演化来看,湖泊具有巨大的自然净化水质作用.在流域营养盐负荷未得到有效控制前,湖泊是污染汇而不是污染源.在水—底泥界面,尽管营养盐液态通量是向上的,但是固态营养盐通量和总通量是向下的.在水质没有明显改善的富营养化湖泊中,湖底表层可以很快形成以新鲜有机碎屑为主体的活动层和污染云团,它们是内污染源的主要贡献者.污染云团具

有分形特征,很容易再悬浮,成为整个水体的内污染源.用吸泥法可去除湖底的表面活动层,减少淤泥的再悬浮,在短期内可以改善透明度、降低藻类浓度等.由于藻类主要在水体上层繁殖和下层分解,上下混合交换、自我循环,是富营养藻型湖泊的基本模式.疏浚底泥无法改变这种模式并对水华形成起控制作用.减少外污染源、改善生态结构是关键途径.疏浚底泥作为一种水利和土木工程措施,可以改善航道,扩大储水量(但一般解决不了水质型缺水),去除(转移)重金属污染,并在一段时期内减少营养盐溶液释放,但其时效有限,在以月、季以上时段后,疏浚底泥的作用已不明显.疏浚底泥不是控制湖泊富营养化的充要条件.应注意疏浚作为环境工程的投入效益比及其可能对生态修复的负面影响.

水质问题是生态问题,生态问题要用生态办法解决.与流域削减污染治理相结合,主要利用太阳能,采用物理生态工程(PEEN)和生物环保产业(BEEN),从局部到大范围中修复水生生态系统是投入少、效益高、可操作,能实现社会、生态、环境、经济效益的途径.

### 参 考 文 献

- 1 OGIWARA Keizo, *et al.* The purification of Lake Suwa (Dredging), Proceedings, of VI Conference on Conservation & Management, of Lakes, Kasumigaura, Japan, 1995. 438-441
- 2 濮培民,颜京松.太湖——中国东部平原的一个大型湖泊.湖泊科学,1998,10(增刊):1-12
- 3 胡春华,濮培民,胡维平等.中国太湖五里湖内不同凤眼莲密度圈内的沉降率.湖泊科学,1998,10(增刊):295-300
- 4 张 琛,高锡云,陈宇炜等.浅水湖泊悬浮物与短时间尺度磷循环.海洋与湖沼,2000(待刊)
- 5 Horne R A. 海洋化学.北京:科学出版社,1976. 142
- 6 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议.湖泊科学,1999,11(4):296-303
- 7 FAN Chengxin, *et al.* Preliminary study on the evaluation of sludge-dredging work in Lake Kasumigaura using large-size core samples, Proceedings, of VI Conference on Conservation, & Management, of Lakes, Kasumigaura'95. 1890-1893
- 8 Van der Does, Joop, *et al.* Lake restoration with and without dredging of phosphorus-enriched upper sediment layers, *Hydrobiologia*, 1992, 233:197-210
- 9 周万平,刘继平,余源盛.我国湖泊中蓝藻湖旋资源概况及利用.中国科学院南京地理与湖泊研究所集刊(第12号).北京:科学出版社,1996.101-105
- 10 Yoshito Watanabe, Masuo Yamamoto, Hitetake Hayashi, *et al.* Seasonal changes of the various nitrogen fractions in Lake Suwa. Report of the SUMA Hydrobiological Station, Shinshu University, 1980. 47-52
- 11 金相灿等.中国湖泊环境(第二册).北京:海洋出版社,1995. 621
- 12 濮培民,胡维平,逢 勇等.净化湖泊饮用水源的物理-生态工程实验研究.湖泊科学,1997,9(2):150-157

## Can We Control Lake Eutrophication by Dredging?

PU Peimin WANG Guoxiang HU Chunhua HU Weiping FAN Chengxin

(Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

### Abstract

Many China's lakes are facing with serious eutrophication problem. Although some measures for controlling lake eutrophication have been employed in practice, the

deterioration tendency of water quality has not been controlled efficiently. Lake sediments are rich in nutrients, which usually have a higher concentration than that of in the water. Therefore, as one of the possible measures, dredging is applied for controlling eutrophication in some lakes around the world. This measure needs a great deal of funds. In fact, there are no obvious samples, which indicate the efficiency of dredging, as the key measure for controlling the lake eutrophication. Can we control eutrophication in (usually shallow) lakes by dredging?

Theoretical analysis shows that there are some basic problems limiting the efficiency of dredging for lake eutrophication control:

(1) The lake bottom is a reservoir of nutrients, not a source of that in the long run, for example, a couple of months or years. The self-purification capacity of lakes usually functions. In the water-sediment interface, the total nutrient fluxes are shown downwards, not upwards, even when the liquid nutrient flux is upward sometimes, but the solid (including inorganic and organic substance) flux is downward.

(2) The high concentration of nutrients in the water-sediment interface is formed mainly by decomposition of recent detritus of organisms. The liquid and diluted mud are movable and easy for re-suspension, forming fractional "pollutant cloud", as main internal source of pollution in lakes.

(3) Experiments in laboratory show that nutrients are released from sediment just in the first few days. The release may become less and negative for longer periods of 20—40 days. Self-purification dominates as time goes on. Laboratory experiments also show that the nutrient release decreases at the beginning after dredging, and after several months it differs little with those in the period before dredging.

(4) The nutrient concentration in the sediment is of  $10^4$  orders more than that in the water body, and  $10^6$  orders more than that for algae bloom (when all the nutrients would be released from the phytoplankton). Dredging can decrease the nutrient in sediment only 10 times, and could not be the key factor for controlling eutrophication and the algae bloom. To cut off the pollutant loading into lake and to improve the environment of aquatic ecosystem should the key approaches instead.

(5) The efficiency of dredging is related with the dredging method. Attentions should be paid to the negative influences, which may occur by dredging on ecological restoration.

(6) The water quality problem, such as the algae bloom, could be solved alternatively through ecological endeavors. To improve the environment of aquatic ecosystem, approaches such as Physico-Ecological Engineering (PEEN) and Bio-Environmental Enterprise (BEEN) are favored in lakes step by step from local to all the open water system.

**Key Words** Lake eutrophication, control, dredging, ecological engineering