

湖泊藻型富营养化控制——技术、理论及应用*

王国祥¹ 成小英² 濮培民²

(1: 南京师范大学地理科学学院, 南京 210097; 2: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

提 要 湖泊富营养化防治走过了从控制营养盐、直接除藻, 到生物调控、生态工程及生态恢复等艰难历程, 各国为此投入了巨额资金, 然而收效甚微, 富营养化依然是全球性重大水环境问题。回顾和分析富营养化湖泊治理研究与实践的成功经验与失败教训, 无疑将有助于采取更切实可行的技术有效控制湖泊富营养化。综观全球富营养化治理研究成果, 不难看出, 富营养化是一个典型的生态问题, 生态问题只有用生态学方法解决。在全湖性富营养化难以快速根治的情况下, 如何集中技术优势和有限财力, 优先解决对人类生产生活影响较大的局部水域富营养化问题, 逐步修复受损的湖泊生态系统、提高水体自净能力、改善水体环境质量并建立湖泊健康生态系统。

关键词 富营养化 湖泊治理 综述

分类号 P343.3

富营养化已成为一个全球性的重大水环境问题, 引起了广泛重视。早在 20 世纪初, 湖泊水库富营养化的出现引起了欧美一些国家的关注, 研究和防治随之展开。特别是最近 40 年来, 随着全球水体富营养化问题的不断加剧, 各国为控制富营养化进行了大量研究与实践。近 20 年来, 我国对湖泊富营养化状况、产生原因进行了一系列研究与防治的实践, 但是, 富营养化仍未得到有效控制。最近几年, 中央和地方在湖泊富营养化治理方面投入了不少资金, 滇池耗资 40 亿元, 太湖耗资 100 亿元, 一些小型城市湖泊的治理动辄也是上亿元, 但是几乎没有一个见到明显效果。

富营养化藻型水体的显著特征是浮游植物大量发生, 进而造成水质恶化、水体功能下降、水生生物死亡等灾难性后果, 它不仅制约了湖泊资源的可利用性, 而且直接影响人类的健康生存与社会经济的持续发展。“七五”以来, 我国在江苏太湖、安徽巢湖、昆明滇池、武汉东湖开展了较为系统的湖泊富营养化研究, 并取得了一系列研究成果。过去的几年间, 我国对一些严重富营养化的湖泊(如玄武湖、西湖、滇池)采取截污、清淤挖泥、引水冲污等治理措施, 从实际效果来看, 对这些异常富营养化的湖泊, 任何单一的措施, 都难以控制富营养化藻类种群暴发, 有时甚至还会导致藻类生物量增加、富营养化呈现加重的趋势。回顾和分析国内外富营养化治理研究与实践的成功经验与失败教训, 无疑将有助于采取更切实可行的技术有效控制湖泊富营养化。

1 营养盐控制

控制水体营养盐浓度是传统的富营养化防治措施, 它基于限制因子原理, 以实验室藻类生长瓶法测定结果为依据, 对于外源性污染采取截污、污水改道、污水除磷, 对于内源性污染采取了清淤挖泥、营养盐钝化、底层曝气、稀释冲刷、调节湖水氮磷比、覆盖底部沉积物及絮凝沉降等一系列措施。

1.1 以截污为代表的外源性营养盐及污染控制

一些水体, 特别是浅水湖泊, 磷的负荷减少了 75%~95%, 但是湖水富营养化状态往往难见缓解。Rostherne 湖截污后, 水体的营养盐浓度虽然有明显降低, 但是湖水中叶绿素(Chla)的浓度却未能降低^[1]。1975~1978 年, 芬兰 Vesijarvi 湖在削减外源污染(磷负荷削减了 93%)、湖水中磷由 0.15mg/L 降到 0.05mg/L 之后, 蓝藻水华依然肆虐了十多年^[2]; 荷兰的 Loosdrecht 湖群自 1984 年后, 磷的输入降到历史

* 收稿日期: 2001-09-20; 收到修改稿日期: 2002-03-10。王国祥, 男, 1959 年生, 博士, 教授。

最低水平,但其富营养化程度却未见缓解^[3]。

美国 Moses 湖自 1977 年起每年 4~9 月引入低营养盐的水冲刷,引水速率为 $8.2 \text{ m}^3/\text{s}$, 每年冲刷 183d, 全湖的平均冲刷率为 0.46%, 个别湖区达 5.8%, 此外还采取了截污、覆盖底泥等措施, 结果显示, 自 1978 年起, 除 1985 年出现“水华”, Chla 急剧上升外, 其余年份湖水 TP 和 Chla 一直在较低水平波动, 湖水透明度由 0.8 m 提高到 1.0~1.8 m; 但是, 与引水前相比, 藻类组成却没有变化^[4], 这就为在适宜条件下藻类再次暴发埋下了隐患, 导致了 1985 年“水华”暴发。德国为控制面积为 476 km^2 的康斯坦茨湖磷的输入, 花费了 65 亿马克, 历时 15 年时间, 才初步显示出水质改善的迹象^[5]。日本琵琶湖的综合开发计划(1972~1997), 25 年间投资 15248 亿日元(约合人民币 1000 多亿元), 主要用于工业及城乡污水处理等; 1986 年又制定了琵琶湖水质保护规划, 但是, 到 1997 年, 琵琶湖的富营养化仍未能得到有效控制^[6], 藻类水华仍时有发生。

南京玄武湖是一个严重的富营养化小型浅水湖泊, 从 1990 年开始截污, 但截污后, 湖区水质改善进程十分缓慢, 死鱼事故依旧频频发生, 富营养化藻类生物量和种类组成亦未见明显变化, 1991~1997 湖水 Chla 年均值仍呈上升趋势^[7]。

一些国家和地区还采取了“禁用或限用”含磷洗涤用品的措施, 美国、加拿大、日本及西欧的一些国家根据各国水体富营养化程度, 分别提出了地区性的“禁用或限用”含磷洗涤用品的政策、法规, 在一些地区已经有效地控制了地表水中的磷浓度^[8]。我国太湖流域 1999 年 1 月 1 日起全面禁用含磷洗涤剂^[9], 禁磷后的第一年(1999 年)与禁磷前(1998 年)相比较, 入湖河道的磷浓度有所下降, 由 0.149 mg/L 下降到 0.124 mg/L , 但 2000 年的监测数据却表明, 入湖河道的磷浓度又上升至 0.175 mg/L 。与 1998 相比, 太湖湖水中磷浓度和富营养化指数均值 1999 年分别下降了 16.07% 和 3.29%, 但 2000 年却分别上升了 18.75% 和 6.75%; 湖心区的总磷浓度 2000 年较 1998 年上升 45%。看来禁磷既不是主导入湖河水磷浓度变化的主要因子, 对太湖入湖河道磷浓度的影响并不明显, 也不是影响湖体水域磷浓度和富营养化程度的主要因子。

有研究认为, 对营养盐浓度较低的湖泊(如 $\text{TP} < 0.2 \text{ mg/L}$), 藻类生长与总磷有较好的相关性; 而对营养盐浓度较高的湖泊(如 $\text{TP} > 0.20 \text{ mg/L}$), 藻类生长与营养盐浓度已不存在正相关^[10]。Sas 等^[11]指出只要水体可溶性活性磷高于 0.01 mg/L , 磷浓度的降低就不可能导致藻类生物量降低。

尤其应该指出的是, 限制因子原理局限于“稳定状态”条件, 藻型富营养化浅水湖泊缺乏生活史长、稳定性高的生物种群, 以藻类为绝对优势种群的富营养化湖泊生态系统结构不稳定、功能单一, 对包括营养盐在内的环境因子波动缓冲能力弱, 因而藻型富营养化浅水湖泊往往处于“非稳定状态”, 简单地运用限制因子原理, 刻意寻找限制因子, 往往难以奏效^[7]。限制因子原理还应当包括最小因子定律和耐受限定律, 即每一种生物对每一个环境因子都有一个耐受范围(生态幅), 当某一环境因子处于最适区时, 物种对其他因子的耐受限将会增大, 因此, 这时因子量值的变化对生物种群的影响往往不很明显。加之因子替代作用和因子补偿作用, 对复杂的湖泊生态系统中的藻类种群而言, 仅仅控制个别营养盐的浓度, 往往难以有效控制其种群数量。Tilman 等^[12]甚至建议, 不要说某湖泊是“磷限制”或“氮限制”, 而应认识到, 一种营养盐所限制的是个别藻类, 而不是湖泊及其所有藻类。业已证明, 在营养盐负荷超过某一水平时, 其他因子而不是营养盐可能成为制约藻类的重要因子^[7]。Cooke^[13]指出营养盐控制忽略了湖泊内部营养盐循环及生物之间的相互作用, 而且由于内循环及外源污染难以彻底控制, 因此, 单纯控制营养盐对富营养化防治往往难以见效^[14]。

尽管不少通过控制氮和磷来防治富营养化的实践并没有取得理想的成功结果, 但是, 这只能说明不能仅仅靠控制营养盐来防治湖泊富营养化, 而并不意味着不需要控制营养盐。控制包括含营养盐、有毒有害化学品等污染物的各类废水进入水体, 是水体富营养化防治和管理的重要措施, 尤其是有毒有害化学品, 它排入水体不仅可能会通过食物链影响人类健康生存, 而且可能会导致一些水生生物灭绝, 甚至引起整个生态系统结构破坏、功能丧失。因此, 根据湖泊水体的功能以及湖泊生态系统的生态学特征, 制订切实可行的污染控制方案是富营养化防治的重要措施。

1.2 以清淤为代表的内源性营养盐及污染控制

覆盖湖泊底部淤泥或疏浚底泥,用塑料薄膜或颗粒材料(如粉煤灰)覆盖湖底的淤泥,可防止沉积物—水界面的营养盐释放,但是,覆盖底泥对生态系统的破坏效应可能要高于它对营养盐释放的抑制作用,也不能解决湖底表层新富营养层释放源的迅速形成。在太湖 200m²的围隔区内的试验已经证明:对于富营养化水体,用塑料薄膜完全覆盖 200m²的围隔区内底泥,隔绝沉积物—水间的交换,与同样的围隔但不覆盖底泥的围区及敞水区比较,覆盖底泥不能控制浮游植物的生长繁殖,不能降低浮游植物生物量^[7]。

1998年3月南京玄武湖完成全湖清淤,并灌入相对清洁的长江水恢复原水位,在清淤结束后的短时间内,湖水 Chla 有明显下降。但清淤 2 个月,随着水温升高,藻类恢复很快,1998 年均值仍高达 113mg/m³,2000 年均值达 119mg/m³。关于清淤不仅费用高、技术难度大,而且影响清淤结果的因素较多,有时不能得到预期的结果^[15,16]。此外,大规模的全湖清淤,将会破坏湖泊生态系统原有的生物种群结构及其生境,削弱湖泊的自净功能。

1.3 钝化营养盐

为了控制水体营养盐,在湖泊入水口直接添加化学药品或向湖水中直接投洒化学药品以钝化、沉淀水中的营养盐(主要是磷)。1991 年 Green 湖投放了 181 t 明矾和 76.5 t 铝酸钠控制湖水营养盐,湖水总铝剂量达 8.6 mg/L,碱度(CaCO₃)达 28 mg/L,随后湖水透明度由 1.9 m 上升到 6.1 m,总磷亦有明显下降^[17]。对于深水湖泊,用铁盐、铝盐、石灰等使磷沉积到湖底或减少磷的释放,有时能够削减湖水磷负荷,然而,对于浅水湖泊,效果往往难以预测。据美国 Michael Kennedy Consulting Engineers (1985) 关于 Liberty 湖的治理评估报告,该湖削减 34% 的磷负荷、引水冲湖、挖泥以及用投放铝盐减少营养盐循环等措施对富营养化控制均不成功。姑且不评论该技术对富营养化控制有无效果,从生态毒理学角度看,长期使用化学药品对生态系统总是不安全的。

2 直接除藻

用化学药品(如硫酸铜和其他除藻剂)控制藻类可能是最古老原始的方法,化学药品可快速杀死藻类,但死亡藻类所产生二次污染及化学药品的生物富集和生物放大对整个生态系统的负面影响较大,而且长期使用低浓度的化学药物会使藻类产生抗药性,因此,除非应急和健康安全许可,化学杀藻目前一般不宜采用。

1999 年昆明世博会期间,采用了生化、微生物和化学的“综合抑藻法”,在滇池草海进行了大面积开放性生产试验,湖水透明度明显提高,藻类数量显著降低,水质感观和景观等均好于往年。此次应急除藻试验,为我国攻克湖泊藻类泛滥难题积累了宝贵经验。但是,对生化、微生物抑藻剂的长期生态效应、除藻效果的稳定性等尚待进一步研究。

用机械方法收获湖水中大量的藻类,可在短期内快速有效地去除湖水中的藻类及藻华,但该方法往往需要耗费大量的劳力和能量,而且随着藻类的生长,需要不断地收获。对于有商业价值的藻类,收获藻类可得到较好的经济效益,如云南的程海,湖水中曾有大量的螺旋藻,并形成螺旋藻水华,不断地收获可获得良好的经济效益。但是,对于许多富营养化湖泊,往往没有单纯的、良好的藻类资源,收获藻类难以取得相应的直接经济效益。

在某些特定的环境,利用自然动力收获藻类可有效地减轻富营养化的危害。如澳塔民^[18]提出的太湖大风浪区富集藻类的仿生“水母工程”,利用自然风能和湖流作用,在水源水的区域建造富集藻类的专门设施,利用风力、湖流,收集藻类,以避免“水华”阻塞取水口并引起水质恶化。这一技术在太湖马山水厂应用,成功地解决了大量“水华”阻塞水厂取水口,水厂无法正常生产的问题。

3 生物调控

3.1 以浮游动物、鱼类控制浮游植物的生物调控

作为营养盐控制的一种替代技术,生物调控(Biomanipulation)是通过重建生物群落以得到一个有利的响应,常用于减少藻类生物量,保持水质清澈并提高生物多样性^[19]。主要是采用鱼类种群的下行调控,

如增加食鱼性(Piscivores)鱼类或减少食浮游动物(Zooplanktivores)或食底栖动物(Benthivores)鱼类,以保证有充分的浮游动物等来控制藻类;也有直接利用“食藻鱼”控制蓝藻水华。

生物调控最早是由 Shapiro 等^[20]于 1975 年提出的, Shapiro 与他的同事在分析了湖泊水体食物网(链)结构对生态系统初级生产力的重要影响之后,认识到食物网(链)对湖泊富营养化管理的重要性,提出了生物调控技术,试图通过增加浮游动物种群,以提高对藻类的捕食强度,控制藻类及其“水华”。

生物调控较典型的是用于小而浅的、相对封闭的湖泊系统,在浅水湖泊由于生物分布垂直空间差异较小,因而生物调控在一定时间内对某些浮游植物控制效果较好。对应于传统的营养盐控制技术,生物调控是管理生物相组成,通过管理湖泊内较高层次的消费者生物,而控制藻类,实现水质管理目标。一般采用捕获、毒杀鱼类以增加浮游动物以及直接放牧湖泊浮游动物提高浮游动物现存量两种方法增加浮游动物种群以控制藻类爆发;也有研究根据“下行效应”原理,提出了直接用滤食性鱼类摄食浮游植物,并取得了理想的试验效果^[21, 22];但是,尽管鱼类大量摄食浮游植物,却未能有效降低浮游植物生物量,相反促进了小型藻类的生长^[23~26]。武汉东湖的蓝藻“水华”肆虐多年,自 1985 年起突然消失后,至今未见复发,有人认为鲢鳙鱼的大量放养是“水华”消失的决定因素^[22]。不过,“水华”消失后,东湖的富营养化程度并没有降低,而是呈现加速发展趋势^[25~27];小型藻类暴发,浮游植物生物量呈现上升趋势,水质愈加恶化。

生物调控在营养盐管理已经失败的富营养化湖泊中已显示出明显的治理效果,且其费用低。不幸的是,许多成功的实例往往是短期的,有必要强化生物调控稳定性的研究^[27]。生物调控在欧洲得到深入研究和广泛应用,但是由于研究区域、研究对象以及研究范围的不同,往往难得到一致的结论与结果。因此,生物调控作为管理工具的有效性仍存在很大的争议^[28~30]。而且,就技术本身也存在一些问题,例如难以保证有足够数量的食鱼性鱼控制食植物性鱼类种群^[19, 31],在富营养化藻型湖泊中,不存在食鱼动物产卵及栖息场所,食鱼动物、浮游动物种群不稳定,此外,对浮游动物能否摄食和利用蓝藻尚存争议。

近年来,生物调控技术面临一系列的挑战^[31],生物调控技术基于“下行效应”(top-down)原理,但是对于复杂的湖泊生态系统,“下行效应”和“上行效应”(bottom-up)往往相伴出现,复杂的系统结构和非线性过程难于控制;食鱼性鱼类种群难于形成和稳定、难于控制;除了毒杀调节鱼类种群外,通过其他人工措施去除食动物性鱼类或引入食鱼性鱼类来建立新的食物网有时显得无能为力;由于浮游动物种群一方面面临食植物性鱼类的捕食压力,另一方面又可能面临由于“过度”生物调控引起的食物短缺,因此种群难于稳定;随着捕食压力加剧,浮游植物群落往往会产生一些防御机制,一些不可食、不可消化、高生长率及有毒的种类相继出现,再无法以动物捕食控制浮游植物。下行效应在食物链网的顶层作用可能很强,但到底层其作用往往很弱^[32, 33]。面对生物调控在一些湖泊应用的失败, Benndorf^[34]提出了生物调控的磷负荷阈值,认为只有当湖泊磷负荷低于阈值时,下行效应才能在食物链网的底层起作用;1995 年 Benndorf^[35]又进一步分析了一些生物调控的试验结果,认为由于鱼类、浮游动物对食物的选择性,以及浮游植物的适应性,在食物链网的底层,食物调控的影响局限于浮游植物结构的改变而不能降低其生物量,对于食物调控能否用作富营养控制的工具,他认为还没有足够的证据得出可靠的结论。因此,生物调控技术也有待发展和完善。

3.2 以水生高等植物控制水体营养盐及浮游植物的生物调控

综观湖泊生态系统发育自然演替史,水生高等植物在湖泊生态系统中的起着不容忽视的重要作用。但是,环境污染以及不合理的开发利用等,使得水生高等植物在许多湖泊中消失,湖泊富营养化不断加剧。我国的浅水湖泊特别是长江中下游湖泊多数已处于富营养化状态,这些湖泊过去因为水生高等植物茂盛,水体自净能力较强,湖水清澈,水质优良;但是在水生高等植物消失后,湖泊水体的自净能力以及对于干扰的缓冲力下降,被水生高等植物所固定的氮磷重新释放回水体,草型湖泊变为藻型湖泊,富营养化加剧,水质迅速恶化。为此,重新审视水生高等植物在湖泊生态系统中的功能和作用,恢复水生高等植物可能是湖泊富营养化防治研究的一个重要方向。

众所周知,水生高等植物不仅能够快速吸收水体和沉积物中的营养盐^[36~44],分泌产生他感物质抑制浮游植物生长^[45, 46],而且对湖泊生态系统的物理、化学及生物学特性亦有重要影响^[47~50]。Jeppesen 等指

出^[51],生物调控后湖泊能否保持清水状态,很大程度上依赖于恢复的水生高等植物的发展。因此,水生高等植物被广泛应用于降低湖泊水体营养盐负荷、控制藻类生长、调节湖泊生态系统等。近10年来,国内外对水生高等植物在湖泊生态系统中的作用及其恢复进行了广泛的研究,试图将以藻类为优势的浊水态水体转为以水生高等植物为优势的清水态水体。包括生物调控的开拓者 Shapiro 也认为生物调控之后,必须恢复水生高等植物,才能维持清水态湖泊生态系统,许多研究表明水生高等植物可维持水体长期稳定于清澈状态^[28, 51~55]。Hosper 和 Meijer 指出生物调控之后,要保持长期稳定性,总磷浓度应小于 0.10 mg/L ^[53]。而且沉水植物对稳定清水态有重要作用^[53, 54]。Hosper^[55]认为水生高等植物是湖泊浊水态—清水态之间的转换开关及维持清水态的缓冲器。

在深入研究分析草型湖泊生态系统结构与功能的基础上,章宗涉等^[56]提出了湖泊生物资源利用和富营养化控制的生态模型,强调水生高等植物在渔业和湖泊水质保护中的重要性。因此,对水生高等植物尤其是沉水植物在浅水湖泊生态系统中的功能、作用的研究十分活跃,恢复水生高等植物已成为浅水湖泊富营养化治理和生态恢复的关键。

水生高等植物在富营养化湖泊中生存压力,应该指出的是,尽管水生高等植物对湖泊生态系统有重要的调节作用,但是其自身也受到多方面的压力。富营养化湖泊水体透明度低是水生高等植物生存的主要压力之一,由于水体透明度低,水下光照不足,水生高等植物尤其是沉水植物无法获得足够的光能生长。此外,也有研究指出藻类亦可抑制水生高等植物生长^[57, 58],特别是富营养化水体中的蓝藻藻华对水生高等植物往往有致命伤害作用。Jupp 和 Spence 观察到 Leven 湖水生植物衰亡主要是由于夏季高浓度的浮游植物。铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)的毒素即使在很低浓度时对伊乐藻和浮萍也有毒害作用^[59]。

夏秋季节蓝藻暴发期,在太湖的一些湖湾,可以见到湖水表面厚厚的“藻华”覆盖在岸边水生植物植株上,导致水生高等植物(包括沉水植物眼子菜、浮叶植物荇菜、菱乃至漂浮植物凤眼莲等)衰亡。

水生高等植物种群的稳定性也是相对的,当遇到突然发生的灾害如洪涝引起湖泊水位升高,沉水植物往往因得不到充足的光照,会大面积烂死在湖底,同时引起与沉水植物共栖一起的鱼虾蟹类大量死亡,造成大规模的环境灾害。这就需要加强生态系统的防御能力,尤其是在水生高等植物恢复的初期,新建立的生态系统相当脆弱,往往难以抵御环境的变化,许多研究试验遇到这样的问题,导致试验失败。因此,如何恢复水生高等植物、如何使新建的种群适应环境变化以及环境灾变,并逐步趋于稳定,这是水生高等植物恢复的关键。

在透明度较低、浊度较大的浅水型富营养化藻型湖泊中全面恢复湖泊原有的水生植被是一项艰巨的工作,必须辅以其他措施,才能逐步恢复水生植被,以长期维持湖泊的清水态。在欧美的许多湖泊营养盐和富营养化程度往往比较低,在高强度污染控制及生物调控等措施后,不少湖泊的水生植被可以自行恢复。而我国的许多湖泊营养盐及富营养化程度很高,水生植被受到的污染胁迫压力往往超过了其耐受限,因此,即使污染等胁迫压力去除后,水生植被仍难以自行恢复,而且湖泊的营养盐状况也难以降到较低水平。我国许多学者直接在透明度低的富营养化湖泊中恢复水生高等植物,取得了不少研究成果,李文朝^[60]在太湖的试验区内组建了由喜温型沉水植物与耐寒型伊乐藻组成的常绿水生植被;邱东茹等^[61]在武汉东湖受控生态系统中恢复和优化了若干种水生植物;张圣照等^[62]研究了太湖富营养化对水生高等植物及植被恢复的影响,用盆栽试验、壮芽直播试验研究了水体透明度对水生高等植物生长繁殖的影响,并恢复和重建了漂浮植物、浮叶植物及沉水植物群落。王国祥等^[63]采用群落镶嵌技术在重富营养化湖泊内成功恢复了多种生态类型的水生高等植物,并深入研究了在透明度低的富营养化水体中水生高等植物的恢复过程、镶嵌群落对富营养化湖泊氮素循环、水质改善以及生态系统结构的影响。这些有益的探讨为控制湖泊富营养化、改善水质、逐步恢复湖泊健康的生态系统奠定了基础。

4 生态工程与生态修复

4.1 湿地生态工程和水陆交错带

针对非点源污染,美国科学家利用湿地生态系统作为湖泊周边流域和湖区之间的化学和水文缓冲器,

提出了保护湖区水质的湿地生态工程^[64]。Tilley 和 Brown^[65]调查了湿地网络对城市流域内暴雨径流的净化作用,他们认为流域面积越小,设计湿地面积的比例就越大,就磷的净化而言,对面积 10~100 hm² 的小流域,湿地面积至少应占总流域面积的 2.3%~10.8%,而流域面积大于 1000 hm² 的大流域,至少应有 0.1%~2.5%的湿地。尹澄清等^[66]研究了白洋淀水陆交错带对陆源营养物质的截留作用,结果显示水陆交错带的芦苇根区土壤对水沟地表经流总氮、总磷截留率分别达 42%和 65%,对地表径流中的无机态正磷酸盐和铵态氮截留分别达 70%和 65%。在国家“八五”攻关课题“滇池防护带农田径流污染控制工程技术研究中,刘文祥^[67]用滇池边的低洼弃耕地改建了 1257 m² 的人工湿地,该湿地正常运行时,对总氮、总磷去除率为 60%、50%,但是该工程占地面积较大,实际应用可能会受到限制。越来越多的研究显示位于水体和陆地生态系统之间的生态交错带(Ecotone),具有过滤功能、缓冲器功能^[68],它不仅可吸附和转移来自面源的污染物、营养物,改善水质;而且可截留固定颗粒物,减少水体中的颗粒物和沉积率。同时,湿地可以提供生物繁育生长栖地、对于保护生物多样性、减少洪水危害、保持水土等具有重要意义。不幸的是,许多湖泊的堤岸已经是钢筋混凝土结构,在水陆界面没有交错区(带),人类活动直接地、毫无阻拦地影响着水体生态系统。尽管在湖泊周围重建水陆交错带需要占用土地资源,而且,对于交错带的种群组成及其对净化效果的影响仍需进一步研究,但可以肯定的是,在湖泊周边建立和修复水陆交错带,是整个湖泊生态系统恢复的重要组成部分。

4.2 局部湖区水质净化的生态工程

近 10 余年来,中国科学家运用生态工程技术净化富营养化水体,恢复富营养化水体生态系统良性循环,取得了一些成功的经验^[69~75]。濮培民等的物理生态工程经过 10 余年的发展完善,在富营养化湖泊饮用水源区的除藻、水质改善、生态修复等方面取得了一系列成果,被中国国家环境保护总局评为推广项目。在一些生态工程研究实例基础上,还建立了一系列生态模型^[73, 74]。但是,对生态工程设计、生态工程技术的原理等方面仍需进一步研究,而且迄今尚缺乏评价生态工程成功与否的技术标准^[69]。

生态工程是修复富营养化湖泊生态系统的重要工具,业已证明,用生态工程可以改善富营养化湖泊的局部水质、修复局部生态系统,但是全湖治理富营养化、控制藻类爆发、恢复健康的湖泊生态系统,仍然是一个世界性难题,尤其是对于大湖,全面恢复健康的生态系统需要相当长的时间。面对日益严重的湖泊富营养化问题及其对人类生存、发展的影响,目前最容易、也最能够做到的是首先解决对人类生存、发展影响最大的局部区域的富营养化。

对于象太湖这样的大型湖泊集多种功能于一体,饮用水源区往往集中在局部水域,而目前危害最大的是局部的水源区的富营养化,它严重制约了人类生产生活用水。这是太湖富营养化问题中,首先要解决的燃眉之急的问题,在全流域污染难以有效控制的情况下,利用物理生态膜的保护作用,在人工干预下,首先在局部重要区域建成具有自我防护、自我修复功能的稳定的、健康的人工生态系统,充分利用自然系统的循环再生、自我修复等特点,辅以物理工程措施,实现生态系统的良性循环。

4.3 生态修复

美国国家研究委员会、环保局、农业部和水域生态系统修复委员会还分别于 1990 年和 1991 年提出了庞大的生态恢复计划,拟在 2010 年前恢复受损河流 64×10⁴km,湖泊 67×10⁴hm²,湿地 400×10⁴hm²,并在五大湖的富营养化控制、难降解有毒污染物的去除、渔业资源的恢复和自然景观的重建等方面取得显著成果。华盛顿湖富营养化水质控制与改善方面取得了明显的效果,被视为湖泊生态恢复的范例。在项目的实施过程中,许多恢复技术如废水处理、点源控制、土地处理、湿地处理、光化学处理、沉积物疏浚、湖岸植被种植、生物操纵、生物控制及生物质收获等技术被应用并已取得一定效果。西方国家大多采取了“高强度治污—自然生态恢复”治理湖泊富营养化,将外源磷污染负荷降低到 0.1g/(m²·a)以下,并且实施清淤、换水等措施,先达到比较理想的水质,然后逐步实现生态系统的自然恢复。但高强度的治污需要巨额资金和先进技术,自然生态恢复是一个极其缓慢的过程,有些湖泊 95% 以上的外源磷负荷被削减之后蓝藻水华依然肆虐了十多年,实现生态恢复则需要更长时间。

中国的许多富营养化湖泊系浅水型水体,具有鲜明的特色,国外的一些湖泊富营养化治理的经验往往

并不完全适合于中国湖泊,而且高强度治污需要巨额资金和先进技术,中国的一些湖泊也实施了高强度治污,但效果甚微。因此,探讨适合中国富营养化浅水湖泊的综合治理技术显得十分迫切和必要。

生态恢复已成为全球淡水生态系统研究的前瞻性研究领域^[76],恢复湖泊生态系统结构和功能的完整性不仅是湖泊富营养化综合治理的目标,而且也是湖泊富营养化治理的重要手段。但是,对于如何理解“恢复”、什么称“恢复”、富营养化湖泊具体要恢复到一个什么样的状态、这个状态能否具备结构和功能的完整性与稳定性?等等一系列问题尚缺乏明确的概念和答案,这对富营养化湖泊生态系统的恢复带来了一定的难度。对富营养化藻型湖泊生态系统的恢复,就是试图通过各种措施,修复富营养化湖泊生态系统结构,恢复湖泊生态系统功能,使湖泊生态系统趋于健康、稳定、完善,趋于更加适应湖泊多功能的同步的实现。

生态工程被认为是生态恢复的最佳工具^[77],因地制宜,将生态工程与环境工程、生物工程相结合,可以修复受损生态系统、提高水体自净能力、改善富营养化湖泊水质并建立湖泊健康生态系统^[78]。

5 结语

随着对富营养化湖泊生态系统研究的深入,人们逐步认识到富营养化控制是一个典型的生态问题,生态问题只有用生态学方法解决。如果说从营养盐控制到生物调控是富营养化治理技术上一个革新,那么,从生物调控到生态恢复则是人类对富营养化生态系统认识上的又一次飞跃。然而,迄今为止,对于如何在荒漠化的藻型富营养化水体中恢复多种不同生态类型的水生高等植物群落,并从群落和生态系统水平研究恢复水生高等植物的恢复过程及其对富营养化藻型湖泊生态系统结构和功能的影响,尚缺乏系统深入的研究。

值得一提的是,我国的许多富营养化湖泊生态系统目前所承受的污染压力,远远超过了其耐受限,在这种情况下,仅仅消除污染对湖泊生态系统的胁迫压力,湖泊生态系统尚不能实现自我恢复,这也正是许多污染控制措施对富营养化湖泊治理难以奏效的原因之一。况且,诸如复杂的面源污染、大气沉降等污染源目前仍难于彻底控制;历史上水质清澈的湖泊生态系统退化的原因除了环境污染和人类对湖泊资源的掠夺式开发外,湖泊生态系统自身的脆弱性也不容忽视。对严重生态退化的富营养化湖泊而言,不仅仅要恢复历史景观,而且要修复重建可承受一定污染负荷的、可抗环境灾变的、强化的人工生态系统。因此,对于湖泊富营养化治理而言,“生态修复(ecological remediation)”可能比“生态恢复(ecological restoration)”表述得更准确。修复受损伤的富营养化生态系统的结构,重建健康的水生生态系统,修复和强化湖泊生态系统的主要功能(特别是水体自净功能),并使修复的生态系统实现整体协调、自我维持、自我演替的良性循环。

从富营养化控制途径方面看,在目前大范围的环境污染难以得到有效控制、全湖性富营养化治理和水质改善难以快速见效的情况下,当务之急是集中技术优势和有限的财力,首先解决直接影响人类生产生活的局部水域富营养化问题(如饮用水源区)以及污染发生的局部水域(如入湖河口及岸边带)(抓两头),并逐步实现全湖乃至全流域的生态恢复(带中间)。特别是受经济和技术方面的限制,我国目前尚难以使富营养化湖泊在短期内实现根本好转,因此,从解决燃眉之急的局部问题着手,“抓两头、带中间”无疑是适合中国国情的、切实可行的富营养化治理和生态修复技术路线。

无论采取什么样的技术措施控制富营养化、改善水质,都应有适当规模的中试工程及中试结果,不能仅简单地依据有限的实验室实验结果或理论推算,提出全湖性的治理措施,动辄投入巨资,结果事与愿违,不仅浪费了资金,还有可能破坏原本脆弱的湖泊生态系统。

对于富营养化控制的基础研究应着眼于湖泊及其流域的生态修复,研究湖泊历史景观中各种类型生物种群的功能,探讨湖泊生态系统一些重要种群爆发、退化、消失的主要原因;探讨功能群及其生境恢复与生态功能强化的理论意义;深入探讨适应从污染到清洁水体的各种生物群落特点,探讨提高水体自净能力,研究开发可逐步调节生态系统结构与功能、改善水质并建立健康水生态系统的成套技术。

参 考 文 献

- 1 Carvalho L, Beklioglu M, Moss B. 1995. Changes in a deep lake following sewage diversion—a challenge to the orthodoxy of external phosphorus control as a restoration strategy? *Freshwater biology*, 34(2): 399–410
- 2 Kairesalo T, Laine S, Luokkanen E, et al. 1999. Direct and indirect mechanisms behind successful biomanipulation. *Hydrobiologia*, 395/396: 99–106
- 3 Van Liere L, Parma S & Gulati R D. Working group water quality research Loosdrecht Lakes; its history, structure, research programme, and some results. *Hydrobiologia*, 1992, 233: 1–9
- 4 Welch E B, Barbiero R P, Bouchard D, et al. Lake trophic state change and constant algal composition following dilution and diversion. *Ecological Engineering*, 1992, 1: 173–197
- 5 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): 159–167
- 6 刘鸿志. 中国太湖和日本琵琶湖水污染防治状况比较. *中国环境报*, 2001—07—13
- 7 王国祥, 濮培民. 若干人工调控措施对富营养化湖泊藻类种群的影响. *环境科学*, 1999, 20(2): 71–74
- 8 舒金华, 黄文钰, 高锡芸等. 1998. 发达国家禁用(限用)含磷洗衣粉的措施. *湖泊科学*, 1998, 10(1): 90–96
- 9 刘鸿志, 卢雪云. 禁磷不能“一刀切”. *中国环境报*, 2001—07—27
- 10 Seip K L. Phosphorus and nitrogen limitation of algal biomass across trophic gradients. *Aquatic Sciences*, 1994, 56(1): 16–28
- 11 Sas H. Lake restoration by reduction by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations. Academic Verlag Richarz, St. Augustin, 1989
- 12 Tilman D, Kilham K L & Kilham P. Phytoplankton community ecology: The role of limiting nutrients. *Ann Rev Ecol Syst*, 1982, 13: 349–372
- 13 Cooke G D. Advanced Treatment and Diversion of Wastewater Stormwater in Lake and Reservoir Restoration. Butterworth Boston, MA, 1986
- 14 Moss B, Stersfield J, Irvine K. Development of Daphnid communities in Diatom and Cyanophyte Dominated lakes and their Relevance to lake Restoration by Biomanipulation. *J Applied Ecology*, 1991, 28: 586–602
- 15 Van der Does J, Verstraelen P, Boers P, et al. Lake restoration with and without dredging of phosphorus-enriched upper sediment layers. *Hydrobiologia*, 1992, 233: 197–210
- 16 PU Peimin, WANG Guoxiang, HU Chunhua, et al. Can we control the lake eutrophication by dredging. Eighth International Symposium on the Interactions between Sediments and Water. September 13–17, 1999, Beijing
- 17 Jacoby J M, Gibbons H L, Stoops K B. Response of a shallow, polymictic lake to buffered alum treatment. *Lake Reservoir Manage*, 1994, 10(2): 103–112
- 18 濮培民, 胡维平, 王国祥等. 太湖环境治理. 见: 蔡启铭主编. 太湖环境生态研究. 北京: 气象出版社, 1998: 188–201
- 19 Perrow M R, Meijer M, Dawidowicz P, et al. Biomanipulation in shallow lake: state of the art. *Hydrobiologia*, 1997, 342/343: 355–365
- 20 Shapiro J, Lamarra V, Lynch M. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: Brezonik D L, Fox J L eds. Water Quality Management through Biological Ways. Gainesville, University Press of Florida, 1975: 85–96
- 21 Xie Ping. Experimental Studies on the Role of Planktivorous Fishes in the Elimination of *Microcystis* Bloom from Donghu Lake Using Enclosure Method. *Chin J Oceanol Limnol*, 1994, 14(3): 193–204
- 22 刘建康, 谢 平. 揭开武汉东湖蓝藻水华消失之谜. *长江流域资源与环境*, 1999, 8(3): 312–319
- 23 Smith D W. Biological control of excessive phytoplankton growth and the enhancement of aquacultural production. *Can J Fish Aquat Sci*, 1985, 42: 1940–1945
- 24 Deppe T, Ockenfeld K, Meybohm A, et al. Reduction of *Microcystis* bloom in a hypertrophic reservoir by a combined ecotechnological strategy. *Hydrobiologia*, 1999, 408/409: 31–38
- 25 李 琪, 李德尚, 熊邦喜等. 放养鲢鱼 (*Hypophthalmichthys molitrix* C et V) 对水库浮游植物群落的影响. *生态学报*, 1993, 13(1): 30–37
- 26 张国华, 曹文宣, 陈宜瑜. 湖泊放养渔业对我国湖泊生态系统的影响. *水生生物学报*, 1997, 21(3): 271–280
- 27 林婉莲, 王 建, 黄祥飞等. 武汉东湖水柱浮游颗粒有机碳、氮、磷十年动态. 见: 刘建康主编. 东湖生态学研究. 北京: 科学出版社, 1995: 75–91
- 28 Shapiro J. Biomanipulation; The Next Phase Making it Stable. *Hydrobiologia*, 1990, 200/201: 13–27
- 29 Carpenter S R, Kitchell J F. Trophic cascade and biomanipulation: interface of research and management. A reply to the comment by DeMelo et al. *Limnology and Oceanography*, 1992, 37: 208–213

- 30 De Melo R, France R, McQueen D J. Biomanipulation; hit or myth. *Limnology and Oceanography*, 1992, **37**: 192–207
- 31 Horppila J, Peltonen H, Malinen T, *et al*. Top-down or bottom-up effects by fish: Issues of concern in biomanipulation of lakes. *Restoration Ecology*, 1998, **6**(1): 20–28
- 32 Kasprzak P, Krienitz L, Loschel R. Biomanipulation; a limnological in-lake ecotechnology of eutrophication management? *Men Ist Ital idrobool*, 1993, **52**: 151–169
- 33 McQueen D J, Post J R, Mills E L. Trophic relationships in freshwater pelagic interactions. *Verh Intern Verein Limnol*, 1986, **23**: 739–747
- 34 Benndorf J. Food web manipulation without nutrient control: A useful strategy in lake restoration? *Schweiz Z Hydrol*, 1987, **49**: 237–248
- 35 Benndorf J. Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. *Int Revue ges. Hydrobiol*, 1995, **80**(4): 519–534
- 36 Carignan R, Kalff J. Phosphorus sources for aquatic weeds; water or sediments? *Science*, 1980, **207**: 987–988
- 37 吴玉树, 余国莹. 根生沉水植物菹草(*Potamogeton crispus*)对滇池水体的净化作用. *环境科学学报*, 1991, **11**(4): 411–416
- 38 金送笛, 李永函, 倪彩虹等. 菹草(*Potamogeton crispus*)对水中氮磷的吸收及若干影响因素. *生态学报*, 1994, **14**(2): 168–173
- 39 Reddy K R, DeBusk T A. State-of-the-art utilization of aquatic plant in water pollution control. *Wat Sci Tech*, 1987, **19**(10): 61–79
- 40 Gumbrecht T. Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecological Engineering*, 1993, **2**: 1–30
- 41 Bishop P L, Eighmy T T. Aquatic wastewater treatment using *Elodea nuttalli*. *J Water Poll Control Fed*, 1989, **61**: 641–648
- 42 Brix H, Schierup H H. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio*, 1989, **18**: 100–107
- 43 宋祥甫, 邹国燕, 吴伟明等. 浮床水稻对富营养化水体中氮、磷的去除效果及规律研究. *环境科学学报*, 1998, **18**(5): 489–494
- 44 戴全裕, 蒋兴昌, 汪耀斌等. 太湖入湖河道污染物控制生态工程模拟研究. *应用生态学报*, 1995, **6**(2): 201–205
- 45 孙文浩, 俞子文, 余叔文. 城市富营养化水域的生物治理和凤眼莲抑制藻类生长的机理. *环境科学学报*, 1989, **9**(2): 188–195
- 46 Wetzel R G. Factors influencing photosynthesis and excretion of dissolved organic matter by aquatic macrophytes in hard water lakes. *Verh Int Verein Limnol*, 1969, **17**: 72–85
- 47 Graneli W, Doris Solander. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes. *Hydrobiologia*, 1988, **170**: 245–266
- 48 Carpenter S R, Elser J J, Olson K M. Effect of roots of *Myriophyllum verticillatum* L. on sediment redox conditions. *Aquat Bot*, 1983, **17**: 243–249
- 49 Jaynes M L, Carpenter S R. Effect of vascular and nonvascular macrophytes on sediment redox and solute dynamics. *Ecology*, 1986, **67**: 875–882
- 50 Sand-Jensen K, Jeppesen E, Nielsen, *et al*. Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream. *Freshwater Biology*, 1989, **22**: 15–32
- 51 Blindow I, Andersson G, Hargeby A, *et al*. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, 1993, **30**: 159–167
- 52 Moss B. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia*, 1990, **200/201**: 367–378
- 53 Hoser S P, Meijer M L. Biomanipulation, will it work for your lake. A simple test for the assessment of chances for clear water, following drastic fish-stock reduction in shallow eutrophic lakes. *Ecological Engineering*, 1993, **2**: 63–72
- 54 Meijer M, Hoser H. Effects of biomanipulation in the large and Shallow Lake Wolderwijd, The Netherlands. *Hydrobiologia*, 1997, **342/343**: 335–349
- 55 Hoser S H. Stable states, buffers and switches: an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in Netherlands. *Wat Sci Tech*, 1998, **37**(3): 151–164
- 56 章宗涉, 黄昌筑. 固城湖生物资源利用和富营养化控制的研究. *海洋与湖沼*, 1996, **27**(6): 651–656
- 57 Jones R C, Walti K, Adams M S. Phytoplank as a factor in decline of the submersed macrophyte, *Myriophyllum spicatum* L. in Lake Wingra Wisconsin. *Hydrobiologia*, 1983, **107**: 213–219
- 58 Jupp B P, Spence D H N. Limitations on macrophytes in a eutrophic lake Loch leven 1. Effects of phytoplankton. *J Ecol*, 1977, **65**: 175–186
- 59 Kirpenko N I. Phytopathic properties of the toxin of bluegreen algae. *Gidrobiol Zhurn*, 1986, **22**(1): 48–50
- 60 李文朝. 富营养水体中常绿水生植被组建及净化效果研究. *中国环境科学*, 1997, **17**(1): 53–57
- 61 邱东茹, 吴振斌, 刘保元. 武汉东湖水生植被的恢复试验研究. *湖泊科学*, 1997, **9**(2): 168–174
- 62 张圣照, 王国祥, 濮泽民. 太湖藻型富营养化对水生高等植物的影响及植被的恢复. *植物资源与环境*, 1998, **7**(4): 52–57
- 63 王国祥, 濮泽民, 张圣照等. 用镶嵌组合植物群落控制湖泊饮用水源区藻类及氮污染. *植物资源与环境*, 1998, **7**(2): 35–41

- 64 Mitsch W J, Reeder B C, Klarer D M. The role of wetlands in the control of nutrients with a case study of western lake Erie. In: Mitsch W J, Jorgensen S E, eds. *Ecological Engineering*, New York: J. Wiley & Sons, 1989:129—157
- 65 Tilley D R, Brown M T. Wetland networks for stormwater management in subtropical urban watersheds. *Ecological Engineering*, 1996, **10**(2): 226
- 66 尹澄清, 兰智文, 姜维金. 白洋淀水陆交错带对陆源营养物质的截留作用初步研究. *应用生态学报*, 1995, **6**(1): 76—80
- 67 刘文祥. 人工湿地在农业面源污染控制中的应用研究. *环境科学研究*, 1997, **10**(4): 15—19
- 68 Muscutt A D, Harris G L, Baily S W, *et al* . Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 1993, **45**: 59—77
- 69 Mitsch W J. Ecological engineering—the 7-year itch. *Ecological Engineering*, 1998, **10**: 119—130
- 70 PU Peimin. Physical-Biological Engineering for Removing Algae and Purifying Water Quality in Lake Taihu, China, in "Successful Sino-European Science and Technology Cooperation 1981—1995, Department of International Scientific and Technological Cooperation SSTC, China. Beijing: Tsinghua University Press, 1996: 35—36
- 71 PU Peimin, HU Weiping HU, YAN Jingsong, *et al* . A physico-ecological engineering experiment for water treatment in a hypertrophic lake in China. *Ecological Engineering*, 1998, (10): 179—190
- 72 Wang C, Cai J, Jiabin J, *et al* . The Effect of Water Purification Ecological Engineering on the Cao Yang Round Creek. *Water Science and Technology*, 1991, **23**(1/3): 121—131
- 73 Janse J H, Van Donk E, Aldenberg T. A model study on the stability of the macrophyte-dominated state as affected by biological Factors. *Water Research*, 1998, **32**(9): 2696—2706
- 74 Jorgensen S E. Fundamentals of Ecological Modelling. 2nd Edition. London: Elsevier, 1994
- 75 王国祥. 富营养化湖泊生态修复的物理生态工程及其机理. 中国科学院南京地理与湖泊研究所博士学位论文
- 76 Naiman R J, Magnuson J J, Mcknight D M, *et al* . Freshwater Ecosystems and Their Management: A National Initiative. *Science*, 1995, **270**: 584—585
- 77 Bradshaw A D. Restoration of mined lands using natural processes. *Ecol Eng*, 1997, **8**: 255—269
- 78 濮培民, 王国祥, 李正魁等. 健康生态系统的退化及修复——理论与技术及应用. *湖泊科学*, 2001, **13**(3): 199—210

Lake Eutrophication Control in Technology, Theory and Application

WANG Guoxiang¹ CHENG Xiaoying² PU Peimin²

(1: College of Geographical Sciences, Nanjing Normal University, Nanjing 210097, P. R. China;

2: Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China)

Abstract

The practice of controlling lake eutrophication has come a long and difficult way from controlling nutrient, direct killing algae to biomanipulation and ecological restoration. Although many countries have put a huge amount of money into it, little effect has been produced yet. Lake eutrophication is still a serious global hydro-environmental problem. To review and analyze experience and lessons drawn from researches and practices in this regard will undoubtedly be very beneficial to the adoption of more feasible techniques in effectively controlling lake eutrophication. After a comprehensive survey into worldwide research results in controlling lake eutrophication, it is obvious that eutrophication is a typical ecological problem. Ecological problems can only be solved through ecological ways. Since eutrophication can not be quickly controlled in whole-lake scale, it's the key how to centralize technical and financial resources for controlling the eutrophication in some important areas where human production and life are greatly affected by eutrophication. Gradually, the degraded ecosystem might be remedied; self-purifying capability enhanced and water quality improved. A healthy lake ecosystem will be restored finally.

Keywords: Eutrophication; lake; control technique; review