

富营养化湖泊营养盐的来源及治理

王 鹏

(河海大学环境科学与工程学院,江苏 南京 210098)

摘要 分析富营养化湖泊营养盐的主要来源:流域内农田径流、畜禽养殖、水产养殖等产生的面源污染,以及湖底沉积物中液态营养盐向上覆水中释放、再悬浮造成的内源污染。综述多途径控制面源污染的措施,介绍底泥疏浚治理内源污染的方法,以及恢复水生高等植被、建设水生植物净化区、建造人工湿地等生态性治理措施。指出应结合当地的自然条件和湖泊富营养化状况,利用多种治理手段,逐步恢复富营养化湖泊生态系统的结构和功能,进而解决湖泊富营养化问题。

关键词 湖泊富营养化 营养盐 水污染 生态技术

中图分类号 X524 **文献标识码** A **文章编号** 1004-6933(2004)02-0009-04

1 营养盐来源分析

营养盐来源按进入途径可分为外源和内源。外源污染又可分为两大类:①点源,来自流域的城镇生活污水和工业污染源排放;②面源,来自流域的农田径流、畜禽养殖、水产养殖及其他面源。随着点源污染排放的不断达标,面源污染日益成为水体富营养化的主要来源。内源污染是由于湖底沉积物中液态营养盐向上覆水中释放,在动力作用下营养盐再悬浮造成的,在这种因素影响下,即使大幅度削减外源污染负荷,在特定条件下(高温少雨),仍可能引起藻类暴发,所以内源污染成为湖体藻类暴发的关键因素。下面就两类主要的营养盐来源——面源和内源分别加以论述。

1.1 面源污染

面源污染是继城镇生活污水、工业废水之后的第三大污染源,而且治理难度比点源治理要复杂得多。我国农业大多数地区还是粗放型管理,没有达到测土施肥、施药和科学管理的程度。特别是为了取得连续稳定的高产,耕地的复种指数提高,化肥施用量激增。另外,集约化的畜禽养殖和水产养殖,使大量的动物粪便与饵料残渣进入湖体,加剧了湖泊的富营养化程度。不断的土地开垦使森林覆盖率下降、湿地面积减少,水土流失严重。例如巢湖非点源入湖 TN、TP 总量占全湖输入量超过 68% 和 74%^[1]。

在诸多面源污染中,降雨径流污染成为最主要的营养盐来源。大量营养盐在暴雨的冲刷下,从地

表向湖区迁移,导致径流中的污染物浓度远远超过非暴雨期。以滇池为例,滇池流域的大清河,暴雨期悬浮物浓度比平时均值高 22 倍,NO₂⁻-N 高达 163 倍,宝象河暴雨期最大悬浮物浓度是非暴雨期的 106 倍^[2]。研究者们在这方面做了大量工作,试图找到降雨径流中的营养盐浓度和负荷率与径流过程的关系,贺宝根等^[3]利用径流单位线和径流过程与氮素流失浓度的关系,建立了新的农田降雨径流模型,改变了以往从氮素浓度最大值开始模拟,缺失上升段过程,包括了从径流开始到氮素浓度最大值的上升过程。单保庆等^[4]用人工降雨实验模拟方法,对巢湖六汊河小流域非点源污染物 P 的输出进行了动态研究,发现村庄是各种 P 污染物的最大输出者,蔬菜地次之,输出方式以悬浮态 TP 为主,占 P 输出总量的 78.5% ~ 94.9%。

此外,大气降水也是引起富营养化的面污染源之一。在人口稠密、经济发达的地区,由于大气污染加剧,雨水中的 NO₃⁻ 和 NH₄⁺ 浓度上升;另外在农田施肥初期,化肥中的 NH₃-N 挥发引起的湿沉降也是导致雨水中 NH₄⁺ 浓度上升的主要原因。据统计,1998 年和 1999 年上半年,因降雨带入太湖的 TIN, PO₄³⁻-P 和 COD_{Mn} 污染物总量占太湖同期入湖 TN、TP 和 COD_{Mn} 的 9.8% ~ 15.5%, 1.9% ~ 2.2% 和 3.5% ~ 6.0%^[5]。

1.2 内源污染

以太湖为例,太湖表层底泥中 TN 的质量分数为 0.092%,TP 的质量分数为 0.060%^[6]。底泥中营

作者简介:王鹏(1979—),男,湖北宜昌人,博士研究生,从事水环境规划与评价研究。

养盐的大量释放会在湖湾区引发“湖泛”污染。在枯水期、高温少雨天气晴好之际,太阳辐射引起水温升高,底泥发生强烈生化反应,营养盐释放速度加快,伴有甲烷和硫化氢气体逸出,水质变劣且产生恶臭,藻类大量繁殖,污染水源地,破坏旅游景观和自然资源^[7]。所以有关营养盐释放规律的研究,日益成为人们关注的焦点。秦伯强等^[8]在太湖北部梅梁湾野外调查发现,当风速达到一定强度时,底部的泥沙将大幅度的发生悬浮,TN,TP 浓度呈现随深度下降的趋势。提出大型浅水湖泊内源营养盐释放的概念性模式。同时国外学者研究也发现^[9,10],水土界面处的氧化条件不利于 P 和 N 的降解与释放。胡雪峰等^[11]进行的底泥通气和厌氧试验表明:厌氧条件下,NH₄-N 释放速率和释放量高于通气条件;冰溶态 P 的释放量远远高于通气条件,释放的 PO₄³⁻-P 大部分源自 Fe-P 的还原解吸。

为消除内源污染的影响,人们提出了底泥疏浚的方法。但近年来,这一做法引发了诸多争论。濮培民等^[12]指出,以滇池草海为例,1995 ~ 1996 年间进入草海的 TP,TN,COD 约有 90% 以上储存于湖底(少量进入大气),表明草海湖底对水质的巨大净化作用,进一步说明在输入水质尚未明显改善、富营养藻型湖泊的模式没有改变的前提下进行底泥疏浚,湖底很快会被新的富营养沉积层覆盖。并且,长期的底泥营养盐液态通量释放实验发现,短时期内,底泥向水体释放营养盐,但从较长时期看,底泥又吸收营养盐。在无外污染源输入的情况下,最终在水土界面上达到平衡^[12]。

2 富营养化湖泊的治理措施

在富营养化湖泊的治理过程中,首先要全面和充分地掌握流域的污染和治理状况,包括历年的水质监测数据,底泥的分布特征、地域特征等。其次,确定富营养化的主要控制因子,对于大型湖泊,还要确定重点污染控制区,制定分阶段的综合治理目标。然后,计算水体的环境容量和重点污染控制区的总量控制目标,进而得到最大允许排放量和最大允许入湖量。最后,根据阶段的综合治理目标,制定相应的综合治理工程方案,做到投资最省、实际操作最容易。同时,应注意污染治理与恢复和建立稳定的水生态系统并举。单纯的污染治理无法改变藻类疯长,其死亡后沉降到湖底并迅速分解,分解物返回水体,重新被藻类吸收利用,呈恶性循环状态。恢复和建立稳定的水生态系统就是为了转变这一状态。针对致使湖泊富营养化的主要污染源,具体应从以下几方面入手进行治理。

2.1 面源污染治理措施

由于围网养殖需要投放大量饵料,但利用率并不高,加上鱼类排泄物的产生,造成湖泊局部水质恶化,藻类等低等生物大量繁殖。所以,必须制定畜禽养殖厂的废水达标排放政策,大力推广生态养殖区,实现资源的充分利用,减少废水排放;严格控制围网养殖的面积,降低养殖密度;另外,开发新的养殖品种,充分利用有限的养殖资源,实施鱼草轮养^[13]。

建立环湖的防护林带,尽量减少水土流失,在湖岸栽种耐水性强的植物,在坡地种植草坪,建立湿地生态保护区。在化肥和农药的使用上,充分考虑土壤特性和作物生长状况,根据作物对养分和农药的需求量,合理安排施肥量、施肥方式和施肥时间;研制高效、低毒可降解的农药;注意采用农家肥、秸秆还田、秸秆气化等;开展节水灌溉;大力推广生态农业和现代农业园区建设;设计适当的农田景观,在农田和水体间设置适当宽度的植被缓冲带,在地形转换地带,建立适当宽度的树篱和溪沟;实行不同土地利用方式在空间上的合理搭配以及不同农作物间作、套种和轮作^[14]。

2.2 内源污染治理措施

底泥疏浚需要投入大量资金,如果达不到预期效果,显然是巨大的浪费。底泥疏浚的前提是先弄清底泥对湖泊富营养化的影响程度,如果底泥对营养盐有良好的吸附作用,或释放的营养盐对湖泊水体的影响很小,可以暂不考虑疏浚。而在外源污染已得到有效控制,底泥所释放的营养盐对湖体影响非常显著的情况下,可以考虑用疏浚的办法消除影响。疏浚前,先要掌握底泥营养物的剖面形态分布,对湖底沉积物厚度大、作饮用水源地处的底泥,应及时实施生态疏浚工程。应注意疏浚深度,若疏浚过深将使生态修复更困难^[12]。另外,如果深层底泥的营养盐浓度比表层更高,疏浚后,水质反而会进一步恶化。疏浚方式也不容忽视,不仅要清除表层沉积物,还包括水土界面处处于半悬浮状态的类胶体物质^[7]。疏浚时间宜选择在水位低、风浪小、水温低的季节进行。疏浚完成后,妥善处理清淤物,以免造成二次污染或污染物的转移。洪祖善等^[15]介绍了国外污染底泥易地处置技术,这项技术由疏浚技术、输送技术和隔离处置场技术组成,实际运行效果良好。顾欢达等^[16]提出以处理后的淤泥作为填土材料。

2.3 生态性治理措施

2.3.1 恢复水生高等植被

因为自然和人类活动所造成的环境变化已经破坏了历史景观,历史上的水生态系统已不能适应这些环境变化,所以需要发展非常规的、新的理论和技

术,修复稳定、健康的水生态系统,满足社会不断发展的需要^[17]。另外,我国许多湖泊的富营养化程度很高,即使外源污染负荷被大幅削减,水生植被仍难以自行恢复,所以有必要通过各种人为手段恢复水生高等植被。

濮培民等对物理生态工程(physico-ecological engineering, PEEN)进行了 10 多年的研究,在水生高等植被恢复方面取得了一系列成果。PEEN 包括四项主要技术:软隔离墙过滤技术、水生生物群落镶嵌技术、捕藻技术和固定化氮循环细菌技术,将后者应用于贵阳红枫湖温流水养殖场排污水治理工程,使湖区水质得到改善^[17]。但物理生态工程仅可改善局部水质,全湖生态系统的修复则需要相当长的时间。

所有水生植物在生长过程中都需要从外界吸收营养物质,所以它们对水体都有一定的净化作用。以水网藻为例,王朝晖等^[18]通过试验发现水网藻对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率很高,另外,水网藻的生长与水样中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的含量无明显的相关关系,仅与水样的 N、P 比有关。谷孝鸿等^[19]在水生植被退化区进行伊乐藻的扦插繁殖试验,发现伊乐藻对 N、P 的去除率随 N、P 含量的增加而增大,超过一定限度后,去除率下降。若营养物质浓度超过净化阈值,其自身存活受到影响,所以要考虑物种的耐受力。生长期间对伊乐藻进行收割,有利于其快速生长,加速营养物的转化和利用。这些试验研究为水生高等植被的恢复提供了科学指导和理论依据。

在水生高等植被恢复初期,生态系统非常脆弱,难以抵御环境的剧烈变化。比如洪涝灾害使湖泊水位升高,沉水植物得不到足够的光照,引起自身和与其共生的其他种群的死亡。因此,提高新建生态系统抵御环境灾变的能力是水生高等植物恢复的关键。王国祥等^[20]利用群落镶嵌技术在重富营养化湖泊中恢复了水生高等植物群落,并研究了在透明度低的湖泊中水生高等植物的恢复过程和镶嵌群落对 N 循环以及生态系统的影响。张圣照等^[21]研究了太湖富营养化对水生高等植被恢复的影响,利用盆栽试验和壮芽直播试验研究了水体透明度对水生高等植物生长的影响。

需要指出的是对水生高等植被的恢复尚处于研究中。许多湖泊的富营养化程度很高,增加了这一问题的复杂性,因此在技术实施过程中,应当循序渐进,否则,不仅达不到预期的效果,还有可能破坏原本脆弱的生态系统。目前,对于这项技术的研究主要集中在各种水生高等植被的功能和特点、水生高等植物的生长与营养盐吸收的关系、植被种群暴发和退化机理、水生高等植物生长的新技术开发上。

2.3.2 建设水生植物净化区

将污水处理厂经一二级处理的出水引入净化区,进行深度处理,进一步降低营养物的浓度。陈等^[22]在南湖富营养化综合整治方案中提出,排污口的生活污水经地埋式无动力污水处理系统处理后,再经“水面绿化”工程及挺水和沉水植物深度处理,也可建设景观式喷水池使入湖水体得到充氧处理,效果将得到更好的保证。

2.3.3 人工湿地技术

人工湿地技术是在自然或半自然净化系统的基础上发展起来的污水处理技术^[23],它是一种人为地将石、砂、土壤、煤渣等一种或几种介质按一定比例构成基质,并有选择性地植入植物的污水处理生态系统,具有投资省、运行费用低和实际效果良好等优点^[24~26]。

吴振斌等^[27]试验发现芦苇与水葱、茭白与菖蒲、草与苔草等植物组合的垂直流人工湿地系统对 P 的去除率为 40%~60%,其中茭白与菖蒲组合的 TP 平均去除率达 65%。Gersberg 等^[28]在用高等水生植物净化污水的对比研究中发现,进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度为 24.7 mg/L 时,分别经草、芦苇和宽叶香蒲三种单一植物的人工湿地处理后,出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度分别降为 1.4 mg/L、5.3 mg/L 和 7.7 mg/L。在人工湿地建设中,应选择一种或几种适宜当地生态环境的植物作为优势种栽种,由于不同植物间存在生长的促进和抑制作用,因此研究集中在人工湿地的相生相克、对人工湿地杂草的生物控制和防治、净水植物的优化组合及减少残体对湿地植物的生长抑制等方面^[29]。

此外,人工湿地技术由于其天然的过滤和缓冲功能,可有效去除由于暴雨径流所产生的面源污染。徐丽花等^[30]研究了不同填料和植物的人工湿地对暴雨径流污染物的去除,发现以沸石为填料的人工湿地对 COD 和 N 具有较高的去除率。沸石能高效去除 $\text{NH}_3\text{-N}$,并可使生物再生,长期保持吸附能力。刘文祥^[31]研究了人工湿地对农业面源污染物的去除作用,当湿地正常运行时,对 TN、TP 的去除率分别为 60%和 50%。研究显示,湿地不仅可以去除面源污染物,还可截留颗粒物,对于抗击暴雨期高浓度营养物质对湖泊的冲击、提高水体透明度和水土保持都有重要意义。所以,在湖泊周边恢复和建立湿地生态系统是整个湖泊生态恢复的重要一环。

3 结 语

综上所述,富营养化湖泊的营养盐来源分为外源和内源,随着点源 N、P 排放的逐步达标,问题主

要集中在面源和内源污染物的研究和治理上。这涉及暴雨径流所造成的营养盐流失、营养盐的迁移和转化规律、底泥与水体间营养盐的释放和吸附机理、与颗粒物结合的营养盐的生物有效性、富营养化程度与水生动植物的关系等方面的研究。在富营养化治理上,应该结合当地的自然条件和湖泊的富营养化状况,利用多种治理手段,制定综合治理方案,分阶段加以落实,逐步恢复富营养化湖泊生态系统的结构和功能,使之趋于完善和稳定,从而解决湖泊富营养化问题。

参考文献:

[1] 屠清瑛,顾丁锡,尹澄清,等.巢湖——富营养化研究[M].合肥:中国科学技术大学出版社,1990.72.

[2] 昆明市环境科学研究所.滇池富营养化调查研究[M].昆明:云南科技出版社,1992.42.

[3] 贺宝根,周乃晟,胡雪峰.农田降雨径流污染模型探讨——以上海郊区农田氮素污染模型为例[J].长江流域资源与环境,2001,10(3):159~165.

[4] 单保庆,尹澄清,白颖,等.小流域磷污染物非点源输出的人工降雨模拟研究[J].环境科学学报,2000,20(1):33~37.

[5] 杨龙元,秦伯强,吴瑞金.酸雨对太湖水环境潜在影响的初步研究[J].湖泊科学,2001,13(2):135~141.

[6] 范成新,刘元波,陈荷生.太湖底泥蓄积量估算及分布特征探讨[J].上海环境科学,2000,19(2):72~75.

[7] 陈荷生,石建华.太湖底泥的生态疏浚工程——太湖水污染综合治理措施之一[J].水资源保护,1998,14(3):11~16.

[8] 秦伯强,范成新.大型浅水湖泊内源营养盐释放的概念性模式探讨[J].中国环境科学,2002,22(2):150~153.

[9] Gachter R, Meyer R S, Mares A. Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediment[J]. Limnology and Oceanography, 1988, 33(8): 1542~1558.

[10] Hohener P, Gachter R. Nitrogen cycling across the sediment water interface in an eutrophic, artificially oxygenated lake[J]. Aquatic Sciences, 1994, 56(2): 115~131.

[11] 胡雪峰,高效江,陈振楼,等.上海市郊河流底泥氮磷释放规律的初步研究[J].上海环境科学,2001,20(2):66~70.

[12] 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.

[13] 黄文钰,舒金华.太湖湖体富营养化治理工程方案初步研究[J].贵州环保科技,1998,4(2):13~16.

[14] 陈利顶,傅伯杰.农田生态系统管理与非点源污染控制[J].环境科学,2000,21(2):98~100.

[15] 洪祖善,何晶晶.受污染底泥易地处理处置技术[J].上海环境科学,2002,21(4):233~236.

[16] 顾欢达,顾熙.河道淤泥的有效利用方式及其物性探讨

[J].环境科学学报,2002,22(4):454~458.

[17] 濮培民,王国祥,李正魁,等.健康水生态的退化及其修复——理论、技术及应用[J].湖泊科学,2001,13(3):193~203.

[18] 王朝晖,江天久,杞桑,等.水网藻对富营养化水样中氮磷去除能力的研究[J].环境科学学报,1999,19(4):448~452.

[19] 谷孝鸿,陈开宁,胡耀辉.东太湖伊乐藻的营养繁殖及对渔业污水的净化[J].上海环境科学,2002,21(1):43~45.

[20] 王国祥,濮培民,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[J].植物资源与环境,1998,7(2):35~41.

[21] 张圣照,王国祥,濮培民.太湖藻型富营养化对水生高等植物的影响及植被的恢复[J].植物资源与环境,1998,7(4):52~57.

[22] 陈,谢宏斌,刘文炜,等.南宁市南湖富营养化防治对策及综合整治方案的研究[J].环境保护科学,1999,26(4):11~19.

[23] Fetter C W Jr, Sloey W E, Spangler F L. Potential replacement of septic tank drain fields by artificial marsh wastewater treatment systems[J]. Ground Water, 1976, 14(6): 396~401.

[24] Brix H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants—the root-zone method[J]. Wat Sci Technol, 1987, 19(1):107~118.

[25] Conley L M, Dick R I, Lion L W. An assessment of the root zone method of wastewater treatment[J]. Res JWPCF, 1991, 63(2):239~247.

[26] Green M B, Upton J. Constructed reed beds: a cost-effective way to polish wastewater effluents for small communities[J]. Water Environ Res, 1994, 66(3):188~192.

[27] 吴振斌,陈辉蓉,成水平,等.人工湿地磷的去除研究[J].水生生物学报,2001,25(1):28~35.

[28] Gersberg R M, Elkins B V, Lyon S R, et al. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands[J]. Wat Res, 1986, 20(3):363~368.

[29] 成水平,吴振斌,况琪军.人工湿地植物研究[J].湖泊科学,2002,14(2):179~184.

[30] 徐丽花,周琪.人工湿地控制暴雨径流污染的实验研究[J].上海环境科学,2002,21(5):274~277.

[31] 刘文祥.人工湿地在农业面源污染控制中的应用研究[J].环境科学研究,1997,10(4):15~19.

(收稿日期:2002-11-19 编辑:徐娟)

