

沉积物疏浚技术在富营养化湖泊修复中的应用*

刘华丽¹ 曹秀云² 宋春雷² 周易勇^{2#}

(1. 武汉纺织大学化学与化工学院, 湖北 武汉 430073;

2. 中国科学院水生生物研究所, 淡水生态与生物技术国家重点实验室, 湖北 武汉 430072)

摘要 沉积物疏浚是削减富营养化湖泊内源负荷的最为直接和有效的手段。分析了沉积物疏浚的效果和可能引起的风险; 从外源污染、作业区域和深度、沉水植物 3 个方面探讨了影响沉积物疏浚效果的关键因素。最后指出, 富营养化湖泊沉积物疏浚的重要原则是截断外源污染、划分作业区域、合理控制挖掘深度、创造适宜生境、恢复沉水植物、重构生态系统等。

关键词 富营养化 沉积物 疏浚 生态风险 应用原则

Application of sediment dredging technology for restoration of eutrophic lakes LIU Huali¹, CAO Xiuyun², SONG Chunlei², ZHOU Yiyong². (1. College of Chemistry and Chemical Engineering, Wuhan Textile University, Wuhan Hubei 430073; 2. The State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan Hubei 430072)

Abstract: Sediment dredging could remove the nutrients and pollutants accumulated in sediment, so it was considered to be the most direct and effective technology for reducing the endogenous pollutant load in eutrophic lake. The performance of sediment dredging and the possible risk it might lead were analyzed; the key factors that may influence the sediment dredging performance were discussed from 3 aspects of exogenous pollution, operational area and depth, submerged plant. Finally, the paper point out that the application principles of the sediment dredging were diverting sewage water discharge, locating removal areas, optimizing operation depths, creating suitable habitat, recovering submerged macrophyte and reestablishing the ecosystem.

Keywords: eutrophication; sediment; dredging; ecological risks; application principle

富营养化湖泊沉积物往往富含氮、磷和有机质, 这种高内源负荷以及由此导致的沉积物表层缺氧是生态重建、水质与景观改善的主要制约因素。沉积物疏浚是削减富营养化湖泊内源负荷的最为直接和有效的手段, 因此系统总结沉积物疏浚的生态效应, 将有助于深入揭示富营养化过程的机制, 并能据此建立和完善富营养化湖泊污染控制与生态修复的技术体系。

1 沉积物疏浚的效果

沉积物疏浚的效果可从模型评估、综合分析与应用实践等不同侧面得到一定程度的体现。

沉积物疏浚多为规模较大的生态工程, 其影响因素复杂、涉及面广, 因此疏浚的效果可借生态模型来加以评估。JIANG 等^[1]的研究指出, 在完全截断并控制外源污染之后, 东湖水体生态系统需经 55 年

才能通过自净作用得以恢复, 故截污之后的首要辅助的清污手段为沉积物疏浚, 其次为引江济湖水, 借以进一步改善水质。在沉积物疏浚、磷去除与生物操纵等 3 种湖泊修复方法中, 前者对匈牙利巴拉顿湖的生态恢复最为有利, 它能有效地促进鱼类繁殖, 同时抑制藻类生长^[2]。然而, 与沉积物疏浚和底层封闭相比, 磷沉积速率的降低、曝气和磷的钝化更有利于日本霞浦湖富营养化的控制^[3]。

关于沉积物疏浚的作用亦有综合分析与应用实践的评判。PANDEY 等^[4]对热带淡水湖泊的研究结果表明, 湖水的化学性质主要受流域特征影响, 对干旱地区的湖泊而言, 沉积物疏浚为湖泊恢复的有效手段。荷兰 2 个富营养化湖泊在有效截断外源污染之后, 磷的浓度明显降低, 但仍有进一步进行沉积物疏浚的必要性^[5]。BROUWER 等^[6]的研究指出, 某些大西洋软水湖泊受到富营养化和水体酸化的双

第一作者: 刘华丽, 女, 1957 年生, 本科, 副教授, 研究方向为环境化学。# 通讯作者。

* 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (No. 2009ZX07106-001); 国家科技支撑计划项目 (No. 2012BAD25B06); 国家自然科学基金资助项目 (No. 41073066); 淡水生态与生物技术国家重点实验室项目 (No. Y15B151F01)。

重胁迫,整体去除富含有机质且处于厌氧状态的沉积物已成为湖泊生态恢复的先决条件。SEBETICH等^[7]发现,未作沉积物疏浚的美国某湖泊的透明度与溶解氧明显较低,而总磷浓度明显较高,这种现象源于底层极度缺氧。意大利海岸泻湖表层沉积物富含有机碳、有机氮和无机磷,其C/N较低,故有机质多由湖内产生,有机质的累积消耗大量溶解氧并导致沉积物中营养物质大量释放,沉积物疏浚和水循环方式的改善是改变这一趋势的主要技术手段^[8,9]。中国太湖未进行沉积物疏浚区域的间隙水中溶解反应性磷(SRP)、溶解有机磷的浓度以及碱性磷酸酶活性均较高,水柱中弓形藻(*Schroederia* sp.)未见明显的胞外磷酸酶标记,而这种标记在沉积物疏浚区较为明显,因此从磷浓度和藻类响应方式2个方面来看,沉积物疏浚能在某一时间内降低湖泊的生物可利用性磷水平^[10]。

2 沉积物疏浚的风险

2.1 无法消除内源污染

富营养化型的瑞典 Finjasjon 湖的沉积物疏浚工程于1987年启动,工程完成25%后却告终止,其原因是疏浚之后的表层沉积物仍不断地释放磷^[11]。荷兰乡村淡水系统的富营养化程度极为严重,而沉积物疏浚虽能显著降低磷浓度,却会引起氮浓度的升高^[12]。

通常,湖泊内源污染的主要贡献者是有机碎屑,它是有机体死亡后形成的颗粒有机物与微生物结合的整体。由于风力作用,浅水湖泊内的有机碎屑长期悬浮在水中,只有少量沉积于湖底。疏浚可转移湖底表面有机碎屑,但无法去除水体中悬浮的有机碎屑,故不能消除内源污染,也就无法有效地控制湖泊的富营养化^[13]。意大利威尼斯泻湖在进行沉积物疏浚过程中,其中的污染物时常发生再悬浮^[14],引发二次污染^[15]。南非锡可夫湖的沉积物疏浚也致使表层沉积物再悬浮,沉积物上中层有机质的浓度受到影响^[16]。

2.2 改变生态系统的结构与功能

从总体上讲,疏浚无疑将彻底改变长期存在的沉积物-水界面的环境条件,故必然产生一系列的生态变化,乃至严重的不利影响。沉积物疏浚可产生2种类型的扰动,首先是移除河床的基质,并使之不稳定,其次是水柱化学与光环境的恶化。LICURSI等^[17]⁹⁸⁰的研究指出,沉积物疏浚之后,湖泊中的悬浮

物、无机氮和SRP浓度均会明显增加,生境的物理化学条件的变动致使底层硅藻群落发生明显改变,种类数和多样性迅速上升,而且敏感种类被耐受或极度耐受种类所取代。SHORT等^[18]指出,沉积物疏浚能致使沿岸带海草的衰亡,是导致海草消失的重要人为因素之一。

此外,沉积物疏浚将明显改变沉积物营养元素的生物地球化学循环方式。PELTOLA等^[19]发现,疏浚过程中芬兰人工湖沉积物富含的还原态硫迅速氧化,致使体系pH骤然降低,金属随即不断释放,鱼类因中毒而大量死亡。因此,沉积物疏浚时湖泊物理生境和生物地球化学循环过程的改变将导致生态系统结构与功能的改变。美国 Alewife Cove 河口的生态破坏主要表现为淡水和潮汐流入量的减少、重要生境如盐沼的消失和富营养化,为了增加潮汐的冲刷并改善环境质量,1988年对该河口实施沉积物疏浚,1991年疏浚区底栖动物群落结构出现初步转化,尽管未见明显变化,但相对适应于淤泥的种类而言,适应于沙质沉积物的典型底栖动物种类更为丰富^[20]。在泛滥平原人工灌溉沟渠和回水区的修复过程中,对于上游有机细颗粒沉积物的疏浚能增强地下水的输入以及地下水与表层水的交换,进而提高生物多样性,具体表现为食草动物和地下水中偶尔出现的生物种类增加,而在疏浚过程中再悬浮的细颗粒将在下游沉积,致使食草类和游泳动物的减少以及中型动物区系种类的增加^[21]。日本 Suwa 湖鱼类种群数量在1946年开始增长,1970年达到高峰,1999年降至最低点,而始于70年代的种群数量剧减的原因之一是岸线底质改造引起的水生植被覆盖区域的减少^[22]。英国机械式贝类渔业的实践证明,对于底质频繁而高强度地疏浚将明显改变底栖生物的群落结构,即由生长迅速且生殖周期短的种类逐渐取得优势地位;反之,生长缓慢且生殖周期长的种类(如双壳类)则逐渐减少,主要捕食这2类底栖生物的鸟类种群优势度亦随之而渐变,乃至突变,如主要捕食双壳类的蛎鹬在之后连续3个冬季的死亡率比先前同季的死亡率高3~15倍^[23]。

可见,除了提高水体浑浊度与破坏生境等直接的不利影响之外,改变水生态系统的结构与功能并使之逐渐退化是沉积物疏浚的最大潜在风险。

3 影响沉积物疏浚效果的关键因素

3.1 外源污染

沉积物疏浚必须以截断外源污染为前提^[24]。

RECKNAGEL 等^[25]的研究结果显示,深浅不同的湖泊应有不同的生态恢复策略,对于相对较浅的富营养化湖泊(如德国米格尔湖)而言,沉积物疏浚是高效率的手段之一,但疏浚之后必须大力削减外源磷负荷,其输入量至少需下降一半;对于相对较深的湖泊(如日本 Yunoko 湖)而言,富营养化的控制则有赖于磷输入量减少,且辅之以大量内源磷负荷的控制措施,包括沉积物疏浚和曝气等。德国米格尔湖沉积物疏浚前后磷形态的长期分析结果表明,若不有效地控制外源磷输入,沉积物疏浚只有短暂的效果^[26]。内源磷模型与美国奥基乔比湖水质模型被分别用来预测该湖 3 种内源磷负荷削减方案的实施结果:第 1 种方案为削减外源磷输入至某一目标值,并以此作为基准;第 2 种方案为在基准之上辅之以大规模的施用铝盐,借以固定沉积物磷;第 3 种方案为在基准之上辅之以大规模的沉积物疏浚。预测结果表明,欲达到相同的水质改善目的,第 1、2、3 种方案分别需用 40、15、30 年;第 2、3 种方案分别需花费 5 亿、30 亿美元。土耳其 Mogan 湖主要用于娱乐休闲,小型河流汇聚流域内的地表径流与周边高地的工农业废水和生活污水混合后注入湖内,导致近年来该湖已处于富营养化状态,控制内外源污染是该湖生态修复的主要策略,外源污染的控制主要着眼于氮、磷的削减,而作为控制内源污染释放的主要手段,沉积物疏浚能有效地改善水质;然而,欲达到长期可持续的湖泊恢复目的,截断面源污染是必要的最终手段^[27]。美国路易斯安那州巴吞鲁日城市公园湖泊处于超富营养状态,1983 年对该湖实施沉积物疏浚并重建截污管道,约 10 年之后,丝状蓝藻成为湖泊污染的新问题;模型研究结果表明,沉积物磷水平的控制与流域磷浓度的削减是长期维持该湖健康的最有效方法^[28]。

3.2 作业区域和深度

影响沉积物疏浚效果的关键因素主要包括作业区域和深度等。首先,沉积物疏浚的效果往往表现出一定的区域局限性,沟渠不同部位的疏浚具有不同的生物学效应。PONTI 等^[29]的研究指出,某池塘疏浚沟渠的南部和中间区域多毛类底栖动物的丰度明显增加,而北部区域端足类底栖动物的丰度明显增加,而底栖动物多样性则在区域中部和北部有所减少。这些变化与沉积物的性质、污染状况与毒性密切相关。此外,上述生物学效应均仅见于疏浚

沟渠,池塘中的底栖生物群落则未受到明显影响,可见疏浚的直接影响大于其次生效应。LICURSI 等^{[17]975}的研究指出,沉积物疏浚引起的溪流硅藻底层群落结构的变化也与疏浚区域有关,疏浚前营养和有机质含量均较低的底泥采样点区域,底层群落结构变化尤为明显;反之,在疏浚前水质已恶化的底泥采样点区域则未见明显改变。德国阿仁恩德湖沉积物中磷的累积将随水柱中磷浓度的降低而迅速减少,对于这种沉积物作为临时磷库、而磷累积量较小的湖泊,疏浚并非有效的生态修复手段^[30]。

较深层次的沉积物疏浚不利于水质的改善。波兰波罗海岸的普茨克湾是一个半封闭的小型受损生态系统,在沉积物深度疏浚所形成的深坑中,有机质的累积导致沉积物硫酸盐的还原和硫化氢的形成,以及间隙水中营养物质浓度的增加,此外底层水缺氧状态明显,这种状态将促进沉积物中的营养物质向水柱释放,进而加速富营养化过程;生物量较高且水力扰动较少的深层疏浚区更易招致环境条件的恶化^[31]。REDDY 等^[32]以美国奥基乔比湖沉积物为对象的研究结果表明,疏浚之后表层沉积物的磷平衡浓度是影响内源磷释放的关键参数,沉积物不同深度(0、30、45、55 cm)的疏浚将导致水柱中 SRP 浓度的差异,在长达 431 d 的培养实验中,浅层(30 cm)疏浚时水柱中 SRP 浓度最低,沉积物的磷平衡浓度亦最低。可见,沉积物疏浚的深度与其效果及持续时间密切相关,并非越深效果越好。

3.3 沉水植物

沉积物疏浚必须以沉水植被的恢复为首要目标,同时着眼于生境的多元化以及生态系统的完整性,沉水植物的恢复状态将直接影响疏浚效果的体现。而湖泊地形条件、水深、基底性质、种子库结构等这些与沉积物疏浚紧密联系的因素深刻影响着沉水植物的恢复状态。

加拿大 Memphremagog 湖沿岸带的坡度与沉水植物最大生物量表现出明显的函数关系;在瑞典的 2 个基底相同的富营养化湖泊中,沉水植物对水深及波浪冲击的响应随地形发生明显的变化^[33]。美国密执安湖沉水植物的稀少是由水深引起的光限制以及基底组成、营养可利用性的共同作用所致^[34]。埃及阿斯旺水库与纳塞尔湖的沉水植物群落明显不同,这种差异与湖泊的水深和湖床性质有关,2 个湖泊中的沉水植物均表现出垂直方向上的

区系特征^[35]。

挪威 Steinsfjord 湖沉水植物覆盖全湖面积的 79% 左右,而深水带的初级生产力较小^[36]。加拿大 Opinicon 湖中沉水植物的生物量随水深显著下降^[37]。加拿大 West Hawk 湖的 9 种沉水植物表现出较低的生物量与垂直方向上的明显区带变化,植物种类的丰富度随水深降低^[38]。RØRSLETT 等^[39]的研究指出,在 1~6 m 的水深处,沉水植物的生长明显受光强影响,而光强则因水深而异,低辐射处的植物迅速衰减。西班牙山地湖泊建坝之后,岸线上升 5.5 m,光在水库中的透性降低,深水区极度缺氧,水柱中氮、磷浓度增加,上述化学特性可能源于有机质分解,湖泊沉水植物分布的区域和种类大幅度减少^[40]。荷兰 Vetchen 湖 0~3、3~5 m 水深区域的沉水植物种类明显不同^[41]。

BRENEMAN 等^[42]对北美大湖 2 种生境(水深小于或大于 5.5 m)的 90 个位点表层沉积物特征与底栖生物群落的研究结果表明,与化学参数相比,沉积物的物理特征能在较大的空间尺度上发生较为精细的变化,其中水深以及与源头的距离为关键因素,这些物理性的参数在很大程度上解释了底层生物群落的差异。

北美湖沉水植物的恢复在很大程度上主要由种子在沉积物中的萌发能力所决定^[43,44]。加拿大安大略湖沉积物中沉水植物种子丰度的空间与垂直变化表现出明显的异质性,与受人类活动影响的区域相比,未受干扰区域沉积物的种子丰度明显较高,其亚表层(7~14 cm)与表层的丰度相近,种子亦能自然发芽,而受污染区域沉积物仅在更深的层面出现种子,且不再具备发芽能力^[45]。

除了以上这些因素外,沉积物的有机质含量也是决定沉水植物最大生物量的重要因素。WOODARD^[46]以玉米、黄豆、向日葵以及 2 种草蓼为材料,研究了淡水湖疏浚的沉积物对作物生长的影响,结果表明沉积物与土壤的混合能够有效地促进作物生长,具体表现为茎的干质量、茎的氮、磷、钾含量以及相应摄取速率的明显提高,这是由于富营养化湖泊的沉积物中富含有机质^[47]。

总之,沉积物疏浚将明显改变作用湖泊的地形条件、水深、基底性质、种子库结构等,而上述因素均与沉水植物的恢复密切相关。相应地,沉水植物不仅能够通过同化作用有效地固定或屏蔽营养物质,

而且能借助与微生物之间密切的生态关系加速营养物质的去除(如反硝化过程^[48]),为沉水植物群落重建与水体生物多样性恢复创造适宜的生境,进一步体现沉积物疏浚的生态作用。

4 结 语

截断外源污染、划分作业区域、合理控制挖掘深度、创造适宜生境、恢复沉水植物、重构生态系统等是富营养化湖泊沉积物疏浚的重要原则。

应在详尽了解待修复湖泊历史资料,并基本掌握现状的基础上,甄别沉积物污染状况与分布模式,对污染程度不同的区域实施深度适宜地疏浚,同时大面积恢复坡度适宜的沿岸带,选定沉水植物恢复的主要区域,以期最大限度地去除内源负荷,并逐步实现整个生态系统的重建与稳定。总之,在富营养化湖泊沉积物的疏浚过程中,必须充分考虑沉积物的物理化学性状及其分布,明确疏浚产生的物理条件的剧变将会导致的生物地球化学循环途径的转换以及生态系统的响应方式,在此基础上,联合其他生态修复方法,从而达到有效削减湖泊内源污染、强化水体自净能力、重建相对完整的生态系统的目的,进而最终实现水资源的可持续利用。

参考文献:

- [1] JIANG Jianguo, SHEN Yunfen. Estimation of the natural purification rate of a eutrophic lake after pollutant removal[J]. *Ecological Engineering*, 2006, 28(2): 166-173.
- [2] SAGEHASHI M, SAKODA A, SUZUKI M. A mathematical model of a shallow and eutrophic lake (the Keszthely Basin, Lake Balaton) and simulation of restorative manipulations[J]. *Water Research*, 2001, 35(7): 1675-1686.
- [3] HOSOMI M, SUDO R. Development of the phosphorus dynamic model in sediment-water system and assessment of eutrophication control programs[J]. *Water Science and Technology*, 1992, 26(7/8): 1981-1990.
- [4] PANDEY J, VERMA A. The influence of catchment on chemical and biological characteristics of two freshwater tropical lakes of southern Rajasthan[J]. *Journal of Environmental Biology*, 2004, 25(1): 81-87.
- [5] VANDERDOES J, VERSTRAELEN P, BOERS P, et al. Lake restoration with and without dredging of phosphorus-enriched upper sediment layers[J]. *Hydrobiologia*, 1992, 233(1/2/3): 197-210.
- [6] BROUWER E, BOBBINK R, ROELOFS J. Restoration of aquatic macrophyte vegetation in acidified and eutrophied soft-water lakes: an overview[J]. *Aquatic Botany*, 2002, 73(4): 405-431.
- [7] SEBETICH M J, FERRIERO N. Lake restoration by sediment

- dredging[J]. Verh. Internat. Verein. Limnol., 1997, 26(2): 776-781.
- [8] FRASCARI F, MATTEUCCI G, GIORDANO P. Evaluation of a eutrophic coastal lagoon ecosystem from the study of bottom sediments[J]. Hydrobiologia, 2002, 475(1): 387-401.
- [9] VAN LIERE L, JANSE J H, ARTS G. Setting critical nutrient values for ditches using the eutrophication model PCDitch[J]. Aquatic Ecology, 2007, 41(3): 443-449.
- [10] CAO Xiuyun, SONG Chunlei, LI Qingman, et al. Dredging effects on P status and phytoplankton density and composition during winter and spring in Lake Taihu, China[J]. Hydrobiologia, 2007, 581(1): 287-295.
- [11] ANNADOTTER H, CRONBERG G, AAGTEN R, et al. Multiple techniques for lake restoration[EB/OL]. [2011-08-21]. <http://www.springerlink.com/content/jl281g77381m25p5/>.
- [12] VAN DER KOLK J W H, HENDRIKS R F A. Prediction of effects of measures to reduce eutrophication in surface water in rural areas: a case study[J]. Water Science and Technology, 1995, 31(8): 155-158.
- [13] 吴洁, 虞左明. 西湖浮游植物的演替及富营养化治理措施的生态效应[J]. 中国环境科学, 2001, 21(6): 540-544.
- [14] BELLUCCI L G, FRIGNANI M, RACCANELLI S, et al. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in surficial sediments of the Venice Lagoon (Italy)[J]. Mar. Pollut. Bull., 2000, 40(1): 65-76.
- [15] DRAGO M, CESCO B, IOVENITTI L. A three-dimensional numerical model for eutrophication and pollutant transport[J]. Ecological Modelling, 2001, 145(1): 17-34.
- [16] DAS S K, ROUTH J, ROYCHOUDHURY A, et al. Elemental (C, N, H and P) and stable isotope ($\delta N-15$ and $\delta C-13$) signatures in sediments from Zeekoeflei, South Africa: a record of human intervention in the lake[J]. Journal of Paleolimnology, 2008, 39(3): 349-360.
- [17] LICURSI M, GOMEZ N. Effects of dredging on benthic diatom assemblages in a lowland stream[J]. Journal of Environmental Management, 2009, 90(2).
- [18] SHORT F T, WYLLIE ECHEVERRIA S. Natural and human-induced disturbance of seagrasses[J]. Environmental Conservation, 1996, 23(1): 17-27.
- [19] PELTOLA P, ASTROM M. Concentrations and leachability of chemical elements in estuarine sulfur-rich sediments, W. Finland[J]. Science of the Total Environment, 2002, 284(1/2/3): 109-122.
- [20] ZAJAC R N, WHITLATCH R B. Response of macrobenthic communities to restoration efforts in a new England estuary[J]. Estuaries, 2001, 24(2): 167-183.
- [21] CLARET C, MARMONIER P, DOLEOLIVIER M, et al. Effects of management works on the interstitial fauna of floodplain aquatic systems (River Rhone, France)[J]. Biodiversity and Conservation, 1999, 8(9): 1179-1204.
- [22] YAMAMOTO M, OKINO T. Fish community in Lake Suwa: based on the fishery statistics report of the Lake Suwa Fishery Cooperative[J]. Japanese Journal of Limnology, 2001, 62(3): 249-259.
- [23] ATKINSON P W, MACLEAN I M, CLARK N A. Impacts of shellfisheries and nutrient inputs on waterbird communities in the Wash, England [J]. Journal of Applied Ecology, 2010, 47(1): 191-199.
- [24] JAMES R T, POLLMAN C D. Sediment and nutrient management solutions to improve the water quality of Lake Okeechobee[J]. Lake and Reservoir Management, 2011, 27(1): 28-40.
- [25] RECKNAGEL F, HOSOMI M, FUKUSHIMA T, et al. Short-term and long-term control of external and internal phosphorus loads in lakes: a scenario analysis[J]. Water Research, 1995, 29(7): 1767-1779.
- [26] KLEEBERG A, KOHL J G. Assessment of the long-term effectiveness of sediment dredging to reduce benthic phosphorus release in shallow Lake Müggelsee, German[J]. Hydrobiologia, 1999, 394(4): 153-161.
- [27] MUHAMMETOGLU A, MUHAMMETOGLU H, SOYUPAK S. Evaluation of efficiencies of diffuse allochthonous and autochthonous nutrient input control in restoration of a highly eutrophic lake[J]. Water Science and Technology, 2002, 45(9): 195-203.
- [28] RULEY J E, RUSCH K A. Development of a simplified phosphorus management model for a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake[J]. Ecological Engineering, 2004, 22(2): 77-98.
- [29] PONTI M, PASTERIS A, GUERRA R. Impacts of maintenance channel dredging in a northern Adriatic coastal lagoon. II: effects on macrobenthic assemblages in channels and ponds[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2009, 85(1): 143-150.
- [30] HUPFER M, LEWANDOWSKI J. Retention and early diagenetic transformation of phosphorus in Lake Arendsee (Germany) - consequences for management strategies[J]. Arch. Hydrobiol., 2005, 164(2): 143-167.
- [31] GRACA B. The Puck Bay as an example of deep dredging unfavorably affecting the aquatic environment[J]. Oceanological and Hydrobiological Studies, 2009, 38(2): 109-127.
- [32] REDDY K R, FISHER M M, WANG Y, et al. Potential effects of sediment dredging on internal phosphorus loading in a shallow, subtropical lake[J]. Lake and Reservoir Management, 2007, 23(1): 27-38.
- [33] STRAND J A, WEISNER S E B. Morphological plastic responses to water depth and wave exposure in an aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*)[J]. Journal of Ecology, 2001, 89(2): 166-175.
- [34] HARRIS H J, MCALLISTER L, MCLAUGHLIN D. Impacts of nutrients, sediment, and turbidity on coastal marshes of Green Bay, Lake Michigan[J]. Great Lakes Wetlands, 1991, 2(2): 1-3, 6.
- [35] SPRINGUEL I, MURPHY K J. Euhydrophyte communities of the River Nile and its impoundments in Egyptian Nubia[J]. Hydrobiologia, 1991, 218(1): 35-47.
- [36] RØRSLETT B, BERGE D, JOHANSEN S W. Lake enrichment by submersed macrophytes: a norwegian whole-lake experience with *Elodea canadensis*[J]. Aquatic Botany, 1986, 26(3/4): 325-340.

- (PRIDE-PRD2004):overview[J]. Atmospheric Environment, 2008,42(25):6157-6173.
- [4] 万军明. 中国香港清洁生产伙伴计划对珠江三角洲地区节能减排效果的探讨[J]. 环境污染与防治, 2009, 31(8): 93-95.
- [5] 谭吉华, 赵金平, 段菁春, 等. 广州典型灰霾期有机碳和元素碳的污染特征[J]. 环境污染与防治, 2009, 31(3): 105-108.
- [6] US Environmental Protection Agency. National emission inventory database[EB/OL]. (2008-11-06). <http://www.epa.gov/oar/data/neidb.html>.
- [7] UK Environmental Agency. National atmospheric emissions inventory[DB/OL]. [2011-03-28]. http://naei.defra.gov.uk/datachunk.php?f_datachunk_id=270.
- [8] 环署空字第 0980119128B 号, 公私场所固定污染源申报空气污染防制费之挥发性有机物之行业制程排放系数、操作单元(含设备组件)排放系数、控制效率及其他计量规定[S].
- [9] 北京市环境保护局. 北京市可挥发性有机物污染源普查(VOC)[R]. 北京: 北京市环境保护局, 2008.
- [10] 上海市环境保护局. 上海市典型工业污染源挥发性有机物(VOCs)排放清单研究[R]. 上海: 上海市环境保护局, 2009.
- [11] 中华人民共和国国务院办公厅. 国务院办公厅转发环境保护部等部门关于推进大气污染联防联控工作改善区域空气质量指导意见的通知[EB/OL]. (2010-05-13). http://www.gov.cn/zwqk/2010-05/13/content_1605605.htm.
- [12] US Environmental Protection Agency. Emissions factors & AP 42[DB/OL]. [2011-02-08]. <http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/>.
- [13] UK Environment Agency. National atmospheric emission inventory[DB/OL]. [2011-05-26]. <http://naei.defra.gov.uk/emissions/emissions.php>.
- [14] GB 11085—89, 散装液态石油产品损耗[S].
- [15] 王丽涛. 北京地区空气质量模拟和控制情景研究[D]. 北京: 清华大学, 2006.
- [16] KLIMONT Z, STREETS D G, GUPTA S, et al. Anthropogenic emissions of non-methane volatile organic compounds in China[J]. Atmospheric Environment, 2002, 36(8): 1309-1322.
- [17] 魏巍. 中国人为源挥发性有机物排放现状及未来趋势[D]. 北京: 清华大学, 2009.
- [18] BO Y, CAI H, XIE S D. Spatial and temporal variation of historical anthropogenic NMVOCs emission inventories in China[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2008, 8(23): 7297-7316.
- [19] 周浩. 国外先进港口发展经验对我国的启示[J]. 中国国情国力, 2011(2): 39-41.
- [20] 广州市统计局, 国家统计局广州调查队. 广州统计年鉴 2006[M]. 北京: 中国统计出版社, 2007.
- [21] 广州市统计局, 国家统计局广州调查队. 广州统计年鉴 2007[M]. 北京: 中国统计出版社, 2008.
- [22] 广州市统计局, 国家统计局广州调查队. 广州统计年鉴 2008[M]. 北京: 中国统计出版社, 2009.
- [23] 刘金凤, 赵静, 李涪涪, 等. 我国人为源挥发性有机物排放清单的建立[J]. 中国环境科学, 2008, 28(6): 496-500.
- [24] ZHANG Q, STREETS D G, CARMICHAEL G R, et al. Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2009, 9(14): 5131-5153.
- [25] 曹国良, 安心琴, 周春红, 等. 中国区域反应性气体排放源清单[J]. 中国环境科学, 2010, 30(7): 900-906.
- [26] 赵斌, 马建中. 天津市大气污染源排放清单的建立[J]. 环境科学学报, 2008, 28(2): 368-375.
- [27] 吴晓璐. 长三角地区大气污染物排放清单研究[D]. 上海: 复旦大学, 2009.
- [28] 余宇帆, 卢清, 郑君瑜, 等. 珠江三角洲地区重点 VOC 排放行业的排放清单[J]. 中国环境科学, 2011, 31(2): 195-201.

编辑: 陈泽军 (修改稿收到日期: 2011-08-25)

(上接第 91 页)

- [37] CROWDER A A, BRISTOW J M, KING M R, et al. Distribution, seasonality, and biomass of aquatic macrophytes in Lake Opinicon (eastern Ontario)[J]. Naturaliste Canadiene, 1977, 104(5): 441-456.
- [38] PIP E. Macrophyte and associated mollusc communities in a Meteor Crater Lake on the Precambrian Shield in Manitoba[J]. Canadian Field-Naturalist, 1991, 105(4): 483-487.
- [39] RÖRSLÉTT B, JOHANSEN S W. Dynamic response of the submerged macrophyte, *Isoetes lacustris*, to alternating light levels under field conditions[J]. Aquatic Botany, 1995, 51(3/4): 223-242.
- [40] GACIA E, BALLESTEROS E. Effects of building up a dam in a shallow mountain lake (Baciver, Central Pyrenees, Spain)[J]. Oecologia Aquatica, 1998, 11: 55-66.
- [41] BEST P H. Nutrient content of the aquatic macrophytes *Elo-dea canadensis* and *Ceratophyllum* in the course of the year[J]. Hydrobiol. Bull., 1976, 10(1): 15-16.
- [42] BRENEMAN D, RICHARDS C, LOZANO S. Environmental influences on benthic community structure in a Great Lakes embayment[J]. Journal of Great Lakes Research, 2000, 26(3): 287-304.
- [43] LUNDHOLM J T, SIMSER W L. Regeneration of submerged macrophyte populations in a disturbed Lake Ontario Coastal Marsh[J]. Journal of Great Lakes Research, 1999, 25(2): 395-400.
- [44] WESTCOTT K, WHILLANS T H, FOX M G. Viability and abundance of seeds of submerged macrophytes in the sediment of disturbed and reference shoreline marshes in Lake Ontario[J]. Canadian Journal of Botany, 1997, 75(3): 451-456.
- [45] DUARTE C M, KALFF J. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities[J]. Limnology and Oceanography, 1986, 31(5): 1072-1080.
- [46] WOODARD H J. Plant growth on soils mixed with dredged lake sediment[J]. J. Environ. Sci. Health, Part A: Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng., 1999, 34(6): 1229-1252.
- [47] BROUWER E, ROELOFS J G M. Degraded softwater lakes: possibilities for restoration[J]. Restoration Ecology, 2001, 9(2): 155-166.
- [48] KARJALAINEN H, STEFANSDOTTIR G, TUOMINEN L, et al. Do submersed plants enhance microbial activity in sediment? [J]. Aquatic Botany, 2001, 69(1): 1-13.

编辑: 卜岩枫 (修改稿收到日期: 2011-10-11)